



UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE  
Faculté de génie  
Département de génie civil

AMÉLIORATION DE LA CONCEPTION DES LYSIMÈTRES POUR LE  
CONTRÔLE DE PERCOLATION EN SITES D'ENFOUISSEMENT

Thèse de doctorat  
Spécialité : génie civil

Thierry KAHALE

Jury : Alexandre Rodrigues CABRAL (directeur)  
Marie-Amélie BOUCHER  
Serge-Étienne PARENT  
Tarek ABICHOU

Sherbrooke (Québec) Canada

Octobre 2022

*À ma famille, mon épouse Gisah, mes parents  
Gabriel et Everly, mes sœurs Monique et Sabine,  
mon beau-frère Beto et à Dieu.*





# RÉSUMÉ

Les principaux objectifs du recouvrement final des sites d'enfouissement sont le contrôle des infiltrations et des émissions de gaz. L'infiltration est principalement causée par les précipitations et conduit à la génération de lixiviat, qui est coûteux à traiter et peut constituer une menace pour la qualité du sol et des eaux souterraines. Cette thèse s'inscrit dans le cadre d'un projet de recherche réalisé par le Groupe de géotechnique environnementale de l'Université de Sherbrooke, en partenariat avec Waste Management Québec Inc. (WM) au site d'enfouissement de Saint-Nicéphore, Drummondville, Québec.

Saint-Nicéphore est le cinquième plus grand site d'enfouissement en ce qui a trait à la quantité de déchets enfouis au Québec. Ce site, dont l'exploitation a débuté en 1984, comporte une grande surface (18,2 ha) d'une ancienne cellule qui a été recouverte, au milieu des années 1990, d'un sol silteux de 1,2 m de profondeur, conformément au règlement provincial sur les décharges en vigueur à l'époque. Afin de poursuivre les efforts pour minimiser les impacts des anciennes cellules, notamment en ce qui concerne la production de lixiviat, WM Québec Inc. étudie les différentes possibilités de reprofilage du recouvrement des anciennes cellules, ce qui inclut l'utilisation de sols contaminés.

L'efficacité de la conception de la couverture finale ne peut être évaluée qu'en mesurant correctement les infiltrations au fil du temps, ce qui a conduit à la question suivante : « Existe-t-il des méthodes fiables pour évaluer l'infiltration à travers le recouvrement de sites d'enfouissement ? » Une analyse approfondie de la littérature a montré que les lysimètres sont l'outil le plus fiable pour surveiller les infiltrations. Cependant, étant donné les particularités de l'écoulement non saturé, nous avons été confrontés à la question récurrente suivante : « Quelle est la fiabilité des lysimètres dans le contexte de l'évaluation du recouvrement final des sites d'enfouissement ? » Nous postulons que les lysimètres, conçus en tenant compte des particularités de l'écoulement non saturé dans les milieux poreux, sont effectivement l'équipement le plus adéquat pour surveiller les infiltrations. À partir de ces prémisses, la question fondamentale à laquelle il fallait répondre était la suivante : « Quelle est la meilleure voie pour concevoir et construire des lysimètres à grande échelle ? ».

D'autres questions fondamentales qui découlent naturellement de la considération ci-dessus sont : « Comment pourrions-nous combiner les matériaux disponibles localement pour constituer une couverture finale efficace ? » et « Pourquoi l'utilisation des sols contaminés de la classe BC comme matériaux de construction pour le recouvrement final est-elle actuellement restreinte au Québec ? ». Il est à noter que l'effet de l'utilisation des sols BC sur la qualité des eaux de surface doit être mieux documenté. Ainsi, nous considérons que les sols BC, lorsqu'ils sont placés d'une manière soigneusement conçue (entre deux couches de sol non contaminé, ou entre une couche de sol contaminé AB et une couche de sol non contaminé), n'ont pas d'impact tangible sur la qualité des eaux de surface (de ruissellement).

Les principaux objectifs de ce projet sont donc d'évaluer : 1) l'infiltration selon différents scénarios de recouvrement ; 2) la méthodologie de conception des lysimètres à travers des expérimentations de terrain pluriannuelles ; et 3) les modèles hydrologiques pour prédire l'infiltration. Dans cette thèse, nous avons abordé toutes les questions scientifiques et pratiques pertinentes liées à la conception du lysimètre et à la conception du recouvrement final. De manière complémentaire, mais non moins importante, le quatrième objectif du projet découle de la possibilité d'utiliser des sols contaminés BC comme matériau de recouvrement final en surveillant si la qualité des eaux de surface est affectée et, à la lumière des résultats obtenus, rouvrir le débat sur la possibilité de changer la réglementation actuelle, qui restreint leur utilisation comme recouvrement final dans les lieux d'enfouissement techniques (LET).

La première partie de cette thèse se concentre sur la conception et la construction de lysimètres à grande échelle et leur instrumentation, et sur l'évaluation de la performance des lysimètres pour le suivi de la percolation profonde à travers les recouvrements finaux. Deux aspects importants sont premièrement l'approche de la conception des lysimètres et deuxièmement les détails donnés sur l'instrumentation installée et sa pertinence par rapport à l'objectif final du projet de recherche. Nous avons revisité et amélioré la méthodologie de conception des études de Parent *et al.* (2006). Nous avons également analysé les lysimètres à grande échelle construits au début des années 2000 dans le cadre du Programme d'évaluation des couvertures alternatives (ACAP). La collaboration avec Tarek Abichou, qui a participé activement à l'ACAP, nous a

donné une très bonne perspective du travail effectué à l'époque, plus précisément des limites et des problèmes de conception, de construction et d'instrumentation.

Pour ce projet, nous avons conçu et construit 4 enclos avec 5 lysimètres à grande échelle. La construction a eu lieu de mai à août 2018, tandis que les autres ajustements et améliorations ont été achevés en mai 2019. On a adopté une méthodologie de conception de lysimètres basée sur le choix minutieux de sa hauteur (parois latérales), que nous considérons comme le principal paramètre de conception. Nous avons installé plusieurs capteurs et sondes qui ont permis de recouper les quantités d'infiltration au fil du temps et d'évaluer le niveau de déviation des flux des écoulements d'eau en raison de la présence d'un lysimètre : en d'autres termes, la fiabilité de la méthodologie de conception du lysimètre adoptée. Les lysimètres, nommés L1 à L5, ont été remplis avec différents types de sols afin de tester différents scénarios de couverture. Les dimensions des lysimètres ont été dictées par : 1) la nécessité d'évaluer l'infiltration à travers les différents scénarios de couverture sans interférer dans le régime d'écoulement ; 2) la disponibilité de l'espace ; 3) les coûts ; et 4) les contraintes de temps. De plus, chaque lysimètre a son propre rôle et répond à une question scientifique.

Le premier, le lysimètre de contrôle, a été inspiré par les lysimètres installés pendant l'ACAP, avec des parois latérales atteignant la surface du sol. Le second a été basé sur une méthodologie de conception simple qui se concentre sur l'écoulement non saturé et les propriétés hydrauliques des matériaux. Les trois autres lysimètres ont suivi la même conception que le second, mais ont été remplis de deux catégories différentes de sol contaminé pour évaluer l'impact sur les eaux de surface, selon les critères de qualité d'eau existant au Québec.

Selon les réponses du terrain, aucune différence significative n'a été observée entre les données de contenu en eau et de succion du sol pour des capteurs comparables, c'est-à-dire ceux placés aux mêmes élévations dans les profils de chaque section d'essai. Ces capteurs ont été installés pour contre-vérifier la réponse des lysimètres. La qualité et la cohérence de la base de données qu'ils ont générée indiquent qu'ils n'ont pas été affectés par les conditions climatiques variables.

La méthode linéaire simple utilisée dans la conception des lysimètres de terrain, basée sur des calculs en régime permanent, peut être utilisée comme une méthode prudente pour déterminer la hauteur des parois du lysimètre. Cependant, une hauteur optimisée peut être obtenue en imposant une condition de succion non nulle au fond du lysimètre pendant le processus de conception. Si une telle valeur de succion *breakthrough* (ou *trigger*) est considérée, les hauteurs des parois du lysimètre sont invariablement plus faibles, ce qui simplifie l'installation et la surveillance. L'application de cette valeur de succion «trigger» à la base du matériau de couverture peut également être considérée comme un coefficient de sécurité dans la conception du lysimètre, puisque les hauteurs déterminées en utilisant la méthode linéaire ont tendance à être similaires à celles déterminées en utilisant la méthode plus formelle de Kisch.

Des lysimètres avec différentes géométries ont été testés en modélisation numérique en utilisant des données météorologiques de terrain. Les simulations numériques ont montré que les parois latérales dont la hauteur est supérieure à un quart de la largeur du lysimètre sont suffisamment hautes pour minimiser la déviation du flux latéral. De même, le rapport entre la largeur et la hauteur des parois du lysimètre peut affecter le régime d'écoulement du domaine. Comme observé dans les simulations numériques, l'application d'une succion de rupture (*breakthrough*) à la limite inférieure peut entraîner une performance de percolation estimée supérieure à 90 % dans les lysimètres conçus selon la méthodologie linéaire. La valeur de la succion *breakthrough* peut être déterminée en utilisant les fonctions de conductivité hydraulique des couches de couverture et de drainage (en fait, la couche filtrante).

Dans cette étude, un objectif secondaire, néanmoins de la plus haute importance, concerne l'utilisation de certaines classes de sols contaminés dans les systèmes de recouvrement. Sous l'angle de la valorisation des sols contaminés, les résultats documentés sont une première étape dans l'évaluation du besoin réel de la menace — ou de l'absence de menace — que certaines classes de sols contaminés, lorsqu'elles sont utilisées comme partie de la couverture finale, peuvent poser aux masses d'eau de surface et aux sols naturels autour des décharges. Mon implication dans l'étude de ce sujet particulier consiste en une contribution complémentaire.

**Mots-clés :** Lysimètres, conception, percolation, sols non saturés, recouvrement ET, sols contaminés, site d'enfouissement.

# ABSTRACT

The main purposes of a landfill final cover are seepage and gas emission control. Seepage is mainly caused by precipitation and leads to the generation of leachate, which is costly to treat and may pose a threat to soil and groundwater quality. This thesis is part of a research project conducted by the Environmental Geotechnics Group of the University of Sherbrooke, in partnership with WM Québec Inc. at the Saint-Nicéphore landfill, Drummondville, Quebec.

The Saint-Nicéphore site is the fifth-largest landfill in terms of the quantity of waste buried in Quebec. This site, which began operating in 1984 has a large area of an old cell was covered in the mid-1990s with 1.2 m of a silty soil, according to then-enforced provincial landfill regulation. In order to continue efforts to minimize the impacts of the old cells, especially with respect to the production of leachate, WM Québec Inc. is studying the various opportunities for reprofiling the cover of the old cells, which includes the use of contaminated soil.

Effectiveness of a final cover design can only be assessed by proper measurement of seepage over time, which led to the question: “Are there reliable methods to assess infiltration through a landfill cover?” A thorough literature review showed that lysimeters are the most reliable tool for monitoring seepage. However, given the peculiarities of unsaturated flow, we faced the following recurring question: “How reliable are lysimeters in the context of landfill final cover assessment?” We hypothesize that lysimeters, designed with careful consideration of the peculiarities of unsaturated flow in porous media, are indeed the most adequate equipment to monitor seepage. From those premises the fundamental question to be answered was: “What is the best route to design and construct large scale lysimeters?”

Other fundamental questions that naturally stem from the above consideration are “How could we combine locally available materials to constitute an effective final cover?” and “Why is the use of contaminated Class BC soils as construction materials for final covers currently restricted in Quebec?” It is noted that the effect of BC soil use on surface water quality needs to be better documented. Thus, we consider that BC soils, when placed in a carefully designed manner

(between two layers of uncontaminated soil, or between a layer of AB contaminated soil and a layer of uncontaminated soil) have no tangible impact on surface water quality (runoff).

The main objectives of this project are therefore to assess: 1) seepage through different cover scenarios; 2) lysimeter design methodology through multi-year field experiments; 3) hydrologic models to predict infiltration. In this thesis, we addressed all the above practical and scientific questions, as well as other relevant scientific and practical questions related to lysimeter design and final cover design. Complementary, but no less important the fourth objective of the project stems from the possibility to use BC contaminated soils as final cover material and if it affects the surface water quality. And, in light of the results obtained, reopen the debate about the opportunity to change the current regulation, which restricts their use as final cover in engineered landfill sites.

The first part of this thesis focuses on the design and construction of large-scale lysimeters and their instrumentation, and on assessment of the performance of lysimeters to assess deep percolation through final covers. Two important features are the approach to design the lysimeters and the details given about the instrumentation installed and their relevance to the final goal of the research project. We revisited and improved the design methodology from studies Parent *et al.* (2006). We also analyzed the large-scale lysimeters constructed during the early 2000 during the Alternative Covers Assessment Program (ACAP). The collaboration with Tarek Abichou, who participated actively in the ACAP, gave us a very good perspective of the work done back then, more precisely of the limitations and problems of the ACAP design, construction and instrumentation.

For this project, we designed and built 4 enclosures with 5 large-scale lysimeters. Construction took place from May to August 2018, with further finishing and improvements completed in May 2019. We adopted a lysimeter design methodology based on careful choice of its height, which we consider the main design parameter. We installed several sensors and probes that allowed crosschecking of seepage quantities over time, and the assessment of the extent of deviation of water flow paths due to the presence of a lysimeter: in other words, the reliability of the adopted lysimeter design methodology. The lysimeters, named L1 to L5, were filled with

different types of soils, to test different cover scenarios. The dimensions of the lysimeters were dictated by: 1) the need to assess seepage through the different cover scenarios, without interfering with the flow regime; 2) availability of space; 3) costs; 4) time constraints. Furthermore, each lysimeter has its own role and answers a scientific question.

The first, the control lysimeter, was inspired by the lysimeters installed during the ACAP, with side walls reaching the soil surface. The second was based on a simple design methodology that focuses on unsaturated flow and the hydraulic properties of the materials. The three other lysimeters followed the same design as the second but were filled with two different categories of contaminated soil to evaluate the impact on surface water.

According to the field responses no significant difference was observed between water content and soil suction data for comparable sensors, i.e., those placed at the same elevations within the profiles in each test section. These sensors were installed to cross-check the response of the lysimeters. The quality and consistency of the database they generated indicate that they were not affected by varying climatic conditions.

The simple linear method used into the conception of the field lysimeters, which is based on steady-state calculations, can be used as a conservative method to determine the height of lysimeter walls. However, an optimized lysimeter wall height can be obtained by imposing a non-zero suction condition at the bottom of the lysimeter during the design process. If such a breakthrough (“trigger”) suction value is considered, the lysimeter walls heights are invariably lower, thereby simplifying installations and monitoring. The application of this “trigger” suction value at the base of the cover material can also be considered as a safety coefficient in lysimeter design, since the heights determined using the linear method tends to be the same as those determined using the more formal Kisch method.

Lysimeters with different geometries were tested in numerical modeling using field meteorological data. The numerical simulations showed that sidewalls with a height of more than a quarter of the lysimeter width are high enough to minimize the lateral flow deviation. Similarly, the ratio between width and height of the lysimeter wall can affect the flow regime



of the domain. As observed in the numerical simulations, the application of breakthrough suction at the lower boundary can cause an estimated percolation performance above 90% in lysimeters designed according to the linear methodology. The breakthrough suction value can be determined using the hydraulic conductivity functions of the cover and drainage layers (in fact, the filter layer).

A secondary, albeit of utmost importance, goal of this study relates to the use of certain classes of contaminated soils in cover systems. In terms of contaminated soil valorization, the documented results are a first step in assessing the real need for the threat - or lack thereof - that certain classis of contaminated soil, when used as part of the final cover, can pose to surface water bodies and natural soils around landfills. My implication in the study of this particular topic consists of a complementary contribution.

**Keywords:** large-scale lysimeter, design, seepage control, unsaturated flow, contaminated soils, landfill cover systems.

# REMERCIEMENTS

Je souhaite transmettre mes sincères remerciements et ma reconnaissance aux personnes et organismes suivants pour leur soutien et leur collaboration tout au long de la réalisation de cette recherche :

Alexandre Cabral, mon directeur de recherche, pour l'opportunité de travailler au sein du groupe de géotechnique environnementale. Ses conseils techniques, conseils de professionnel d'ingénierie et conseils comme être humain ont été fondamentaux pour ma formation.

Mauro Duarte, mon collègue de recherche, pour sa présence, son ouverture à des discussions et ses idées très enrichissantes qui ont contribué à l'évolution de cette recherche.

Mes collègues de travail Ousmane Ouédraogo, Vanessa Torres, Anicet Rodrigue, Pedro Henrique Rocha, Loriane Des Alliers, Virginie Simard et Yohan Dulac. Pour leur aide et leur compagnie pendant les travaux de laboratoire et de terrain à Saint-Nicéphore.

WM Québec Inc., le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et le Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec (CRIBIQ) pour leur soutien et leur appui financier au projet. L'aide précieuse de Valérie Dumoulin et Julie Roger, techniciennes de laboratoire impliqués, Tarek Abichou (professeur-collaborateur) lors de la construction, de l'installation et du suivi du plan expérimental. Nous exprimons également notre gratitude au personnel du service de Waste Management Inc., du site de Saint-Nicéphore pour son aide continue.

Je voudrais remercier tout particulièrement ma famille, mon épouse Gisah Voss Borges, mes parents Gabriel et Everly Kahale, mes sœurs Monique et Sabine Kahale, mon beau-frère Beto et mes beaux-parents Mirian Voss et Luiz Roberto Pinho Borges. Merci beaucoup pour les pensées positives, l'amour et les soins dévoués, toujours. Sans vous, je ne pourrais pas accomplir ce travail avec la même détermination. Je remercie principalement Dieu, ma source de force, de paix, d'amour et de sagesse.

# TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	i
ABSTRACT	vi
REMERCIEMENTS.....	X
LISTE DES FIGURES .....	XV
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
LISTE DES SYMBOLES .....	xxi
LISTE DES ACRONYMES .....	xxiii
<b>CHAPITRE 1. Introduction.....</b>	<b>28</b>
1.1 Mise en contexte et problématique .....	28
1.2 Définition du projet de recherche .....	30
1.3 Question de recherche, hypothèses et objectifs .....	33
1.4 Contributions .....	35
1.5 Structure du document.....	37
<b>CHAPITRE 2. Revue de littérature .....</b>	<b>41</b>
2.1 Bilan hydrique.....	41
2.2 Sols non saturés .....	43
2.2.1 Phases du sol.....	43
2.2.2 Potentiel hydraulique.....	47
2.2.3 Courbe de rétention d'eau (CRE).....	49
2.2.4 Fonction de conductivité hydraulique ( $k$ - $fct$ ).....	56
2.2.5 Profil hydraulique .....	58
2.2.6 Couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC).....	60
2.3 Lysimètres.....	63
2.3.1 Développement historique des lysimètres .....	64
2.3.2 Réglementation de sols contaminés au Québec.....	68
<b>CHAPITRE 3. Évaluation de terrain et numérique des effets de la succion</b> <b><i>breakthrough</i> dans la conception de lysimètre.....</b>	<b>71</b>
3.1 Introduction.....	73
3.2 Background .....	75

3.2.1	Lysimeter wall height ( $H_{lys}$ ) determination .....	77
3.3	Materials and methods .....	78
3.3.1	Experimental plots .....	78
3.3.2	Instrumentation.....	80
3.3.3	Hydraulic and soil properties.....	80
3.3.4	$H_{lys}$ design.....	84
3.3.5	Numerical modelling .....	84
3.3.6	Performance criteria .....	86
3.4	Results and discussion .....	87
3.4.1	Field observations.....	87
3.4.2	Numerical modeling .....	90
3.4.3	Further discussion.....	94
3.5	Conclusions.....	96
3.6	Acknowledgements.....	98

**CHAPITRE 4. Évaluation sur le terrain de la conception des lysimètres pour le contrôle de l'infiltration du recouvrement final des sites d'enfouissement.**

**99**

4.1	Introduction.....	101
4.2	Lysimetry .....	104
4.2.1	Alternative Cover Assessment Program (ACAP) .....	104
4.2.2	Linear method: a steady-state design methodology .....	105
4.2.3	Limitations of the linear method .....	106
4.3	Materials and methods .....	106
4.3.1	Site.....	106
4.3.2	Experimental plot description and soil characterization.....	107
4.3.3	L2: $H_{lys}$ determination .....	109
4.3.4	Instrumentation.....	110
4.4	Results and discussion .....	113
4.5	Conclusion .....	118
4.6	Acknowledgements.....	119

**CHAPITRE 5. Impact des sols contaminés utilisés comme matériau de recouvrement finale..... 121**

5.1	Introduction.....	123
-----	-------------------	-----

5.2	Regulatory context.....	124
5.3	Materials and methods.....	125
5.3.1	Instrumentation and sampling .....	126
5.4	Results and discussion .....	128
5.4.1	Runoff water.....	128
5.4.2	Surface soil .....	128
5.5	Conclusions.....	130
<b>CHAPITRE 6. Sols contaminés « BC » dans les LET : pourquoi les enfouir si on peut les valoriser?.....</b>		<b>131</b>
6.1	Introduction.....	133
6.1.1	Mise en contexte.....	133
6.1.2	Question de recherche et hypothèse .....	135
6.1.3	Objectifs .....	135
6.1.4	Étendue et limites de l'étude .....	136
6.1.5	Originalité.....	136
6.2	Revue du cadre législatif et des critères sélectionnés .....	136
6.3	Matériel et méthodes.....	138
6.3.1	Lysimètres et enclos .....	139
6.3.2	Sols BC.....	140
6.3.3	Échantillonnage de l'eau de surface .....	140
6.3.4	Échantillonnage du sol de surface .....	141
6.4	Résultats et discussions.....	141
6.4.1	Eau de surface.....	142
6.4.2	Sols de surface .....	144
6.5	Conclusion .....	147
6.6	Remerciements.....	148
<b>CHAPITRE 7. Analyse paramétrique de l'efficacité des conceptions de lysimètres à l'aide de modélisation numérique .....</b>		<b>149</b>
7.1	Introduction.....	152
7.2	Essentials on pan lysimeter design .....	153
7.3	Materials and methods .....	155
7.3.1	Numerical code adopted .....	155
7.3.2	Numerical model and boundary conditions.....	156

7.3.3	Relevant parameters and variables .....	159
7.3.4	Robustness tests and scenario exclusion criteria .....	160
7.3.5	Robustness Test 1: effect on atmospheric flux .....	160
7.3.6	Robustness Test 2: effect on outfluxes .....	161
7.3.7	Robustness Test 3: deviation from lysimeter .....	162
7.4	Results and discussion .....	162
7.4.1	Robustness Test 1: atm boundary .....	162
7.4.2	Robustness Test 2: effect on outfluxes .....	164
7.4.3	Robustness Test 3: Lysimeter Efficacy (Eff) in avoiding flow deviation .....	167
7.4.4	Further analysis and scope of findings .....	169
7.5	Conclusions.....	171
<b>CHAPITRE 8. Conclusions et recommandations.....</b>		<b>174</b>
8.1	Sommaire et conclusions .....	174
8.2	Recommandations pour des travaux futurs.....	178
<b>Liste des références .....</b>		<b>182</b>

# LISTE DES FIGURES

Figure 1.1-1 : Résumé graphique de la conception des lysimètres dans une cellule d'enfouissement avec couverture ET .....	30
Figure 1.2-1 : (a) Vue aérienne du site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Source : Waste Management Inc.) ; (b) Plan expérimental : enclos avec les lysimètres construits (L1 à L4) ; (c) Enclos avec le lysimètre L5 .....	31
Figure 1.2-2 - Construction du plan expérimental conçu .....	32
Figure 2.1-1 – Schéma du bilan hydrique dans une cellule d'enfouissement .....	42
Figure 2.2-1 : Diagramme de phase, relations poids-volume (a) élément du sol à l'état naturel ; (b) trois phases de l'élément de sol. Adapté de Das et Sivakugan (2016). .....	44
Figure 2.2-2 : Élément de sol non saturé. Tiré de Fredlund et Morgenstern (1977). .....	45
Figure 2.2-3 : Phénomène de capillarité (a) Forces agissant dans la surface de tension ; (b) Tubes capillaires de différents rayons. Tiré de Fredlund et Rahardjo (1993). .....	46
Figure 2.2-4 - Allure générale de la CRE. Tiré de Parent (2003). .....	51
Figure 2.2-5 : Courbe de rétention d'eau pour différents types de sol. Tiré du répertoire USDA du logiciel Hydrus-2D (Simunek <i>et al.</i> , 1996). .....	52
Figure 2.2-6 : Phénomène d'hystérésis. Adapté de Bouma <i>et al.</i> , (1971). .....	56
Figure 2.2-7 : Schématisation de l'écoulement dans un sol granulaire non saturé. Adapté de Fredlund <i>et al.</i> (2000) par Parent (2003). .....	57
Figure 2.2-8 : $k_{-fct}$ pour différents types de sol. Tiré du répertoire USDA du logiciel Hydrus-2D (Simunek <i>et al.</i> , 1996) .....	57
Figure 2.2-9 : Relation entre la pression et la charge d'élévation pour trois différents taux de percolation appliqués. Adapté de Cabral <i>et al.</i> (2007). .....	59
Figure 2.2-10 : Rapport entre succion et percolation dans la $k_{-fct}$ selon Parent <i>et al.</i> (2006)...	59
Figure 2.2-11: Profils de degré de saturation et de succion dans une CEBC. Adapté de Lacroix Vachon (2008). .....	61
Figure 2.2-12 : Représentation schématique des vecteurs de l'eau dans un CEBC incliné. Adaptée de Parent (2006). .....	62
Figure 2.3-1 : Lysimètres, tel que construit.....	64

Figure 2.3-2 : Schéma des paramètres de conception des lysimètres. Adapté de Bews <i>et al.</i> (1997). .....	65
Figure 2.3-3 : Profil schématique d'écoulement latéral aux lysimètres (Chiu et Shackelford, 2000).....	66
Figure 2.3-4 : Principe de conception de lysimètres selon la méthode linéaire de (Parent <i>et al.</i> , 2006). Adapté de Cabral <i>et al.</i> (2019). .....	67
Figure 2.3-5 : Percolation dans le temps à travers la couche de recouvrement et obtention du taux d'infiltration ( $q_{ss}$ ) selon la méthode linéaire. Tiré de Parent <i>et al.</i> (2006).....	68
Figure 2.3-6 : Résumé des critères et d'utilisation de sol comme recouvrement final.....	69
Figure 3.2-1 : (a) Hydraulic conductivity function (k-function); and b) Water retention curve of the cover soil (MRL) placed inside the lysimeter and the latter's drainage layer (CBL).....	76
Figure 3.2-2 : Lysimeter design principles.....	78
Figure 3.3-1: (a) Aerial view of the enclosure immediately after completion shows collection pipes for: (i) runoff (surface water); (ii) deep percolation (from lysimeters); (iii) enclosure bottom drain; and (b) Lysimeter cross-section (insert shows relevant instrumentation). .....	79
Figure 3.3-2 : Grain size distribution of the selected soils. ....	81
Figure 3.3-3 : (a) Water retention curve (WRC) and (b) k-function of the materials used in the experimental site and numerical simulations.....	82
Figure 3.3-4: (a) Modelling domain (dashed line); (b) Boundary conditions (BC) applied. ....	85
Figure 3.4-1: Evolution with time of suction, precipitation, and deep percolations rates (a) 2019 data (b) 2020 data. ....	87
Figure 3.4-2 : Performance ratio versus $H_{lys}$ for different W simulated lysimeters a) for $\psi_{brkt} = 0$ ; b) for $\psi_{brkt} = 4.00$ kPa. ....	92
Figure 3.4-3 : Water accumulation and suction profiles for different seepage face boundary conditions for the field-constructed lysimeter modelled with: (a) $\psi_{brkt} = 0$ ; (b) $\psi_{brkt} = 4.00$ kPa. Images show critical moments during the 1095-day simulations with $W = 5$ m. ....	93
Figure 4.1-1 : Views of the field-test plot at Saint-Nicephore, Drummondville, Canada (a) Aerial view (enclosure plan); (b) Cross section A-A Lysimeter 1 (L1); (c) Cross section B-B Lysimeter 2 (L2). .....	103
Figure 4.2-1 : Linear method.....	106
Figure 4.3-1 : (a) SWRC and (b) <i>k-fct.</i> ....	109



Figure 4.3-2 : (a) L1 section; (b) L2 section. ....	111
Figure 4.4-1 : Evolution of percolation collected in L1 and L2. ....	114
Figure 4.4-2 : Evolution of suction and volumetric water content at the mouth of L2. ....	116
Figure 4.4-3 : Evolution of suction and volumetric water content at the base of L1. ....	116
Figure 4.4-4 : Evolution of suction and volumetric water content at the base of L2. ....	118
Figure 5.2-1 : Legislative framework for the beneficial use and disposal of contaminated soils in Quebec. ....	125
Figure 5.3-1: Experimental plots enclosures. ....	126
Figure 5.3-2 : Topsoil and surface sampling. ....	127
Figure 6.2-1- Organigramme du cadre législatif entourant la valorisation et l'élimination des sols au Québec. ....	138
Figure 6.3-1- (a) Vue aérienne du site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Source : Waste Management Inc.) ; (b) Plan expérimentale : enclos L1&L2, L3 et L4 ; (c) Enclos L5 (insertion : matériaux de remplissage). ....	139
Figure 6.3-2 – Schéma d'un enclos ....	140
Figure 7.2-1 : Determination of the lysimeter height through the suction profile. ....	155
Figure 7.3-1 : (a) Sketch of modeled lysimeter; and (b) adopted numerical model. Boundary flux conditions (BF) and meshline fluxes (MF) follow a single numbering sequence. ....	158
Figure 7.3-2 : Hydraulic characteristics of the cover soil: (a) water retention curve and Van Genuchten input parameters adopted in simulations; (b) hydraulic conductivity function. ....	158
Figure 7.4-1 : Robustness Test 1 for Canadian climate (net atmospheric flux, Equation 7.3-2): (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m ....	163
Figure 7.4-2 : Robustness Test 1 for Floridian climate (net atmospheric flux, Equation 7.3-2): (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m ....	164
Figure 7.4-3 : Robustness Test 2 (outflux values, Equation 3) for Canadian climate: (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m. ....	165
Figure 7.4-4 : $LF_{bott}$ and $LF_{drain}$ as a function of W for Canadian climate. (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m. ....	166
Figure 7.4-5 : Robustness Test 2 (outflux values, Equation 3) for Floridian climate: (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m. ....	166

Figure 7.4-6 : Robustness Test 3 (lysimeter efficacy, Equation 7.3-4) for Canadian climate: (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m.....167

Figure 7.4-7 : Robustness Test 3 for Floridian climate (lysimeter efficacy, Equation 7.3-4): (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m.....169

Figure 7.4-8 : Impact of the width to height ratio on lysimeter efficacy for Canadian climate: (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m.....170

Figure 7.4-9 : Impact of the width to height ratio on lysimeter efficacy for the Floridian climate: (a) D = 1.0 m; (b) D = 2.5 m. ....171

# LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.2-1 : Principales équations de prédictions des CRE et leurs auteurs.....	53
Tableau 6.4-1 - Résultats d'analyses chimiques d'eau de surface par date d'échantillonnage et pour les paramètres où il y a eu dépassement des valeurs limites (selon l'article 53 du REIMR). Les dates où il y a eu dépassement sont indiquées en surbrillance. ....	143
Tableau 6.4-2 - Analyse statistique des résultats du Tableau 6.4-1. Les dépassement sont indiquées en surbrillance. ....	143
Tableau 6.4-3 – Résultats d'analyses chimiques des sols de surface par date d'échantillonnage et pour les paramètres où il y a eu dépassement des valeurs limites (critère A, annexe I du RRPT). Les dates où il y a eu dépassement sont indiquées en surbrillance. ....	145
Tableau 6.4-4 - Analyse statistique des résultats du Tableau 6.4-3. Les dates où il y a eu dépassement sont indiquées en surbrillance. ....	146
Table 3.3-1: Hydraulic properties of the Saint-Nicephore experimental site materials .....	83
Table 3.4-1 : Performance ratio for each scenario considering $H_{lys}$ , $W$ and $\psi_{brkt}$ variations.....	90
Table 3.4-2: Lysimeter wall height determined by different methods. ....	95
Table 4.3-1 : Soil properties. ....	108
Table 4.3-1 : Probe location designation.....	112
Table 4.4-1 : Precipitation, percolation, and field measurements for the different lysimeters. ....	114
Table 5.3-1 : Main characteristics of the experimental plots (enclosures with different cover designs).....	126
Table 5.4-1 : Analysis of parameters for which some results exceed regulatory limit values - Runoff water.....	129
Table 5.4-2 : Analysis of parameters for which some results exceed the limit values - Surface soil .....	129
Table 7.3-1 : Geometry values adopted in the simulations (see Figure 7.3-1).....	159
Table 7.3-2 : Climatic and input parameters considered.....	160

Table 7.5-1 : Summary of lysimeter simulations. An “x” indicates that the lysimeter did not pass one or more robustness tests. .... 172

# LISTE DES SYMBOLES

Symbole	Définition
$A$	area
$\alpha$	L'inverse de la valeur d'entrée d'air, pour le modèle de van Genuchten [1980], 1/kPa
$Emg$	emménagement d'eau dans le sol
$e$	indice de vide
$\Delta S$	taux d'emménagement dans le sol
$G_s$	densité relative du sol
$\gamma_w$	poids spécifique de l'eau
$H_{lys}$	hauteur de la paroi latérale du lysimètre
$H_{lin}$	hauteur de la paroi latérale du lysimètre selon la méthode linéaire
$H_k$	hauteur de la paroi latérale du lysimètre selon la méthode Kisch
$h_w$	charge totale
$i$	gradient hydraulique
Inf	infiltration
$K$	conductivité hydraulique ou perméabilité
$k_{sat}$	conductivité hydraulique saturée
k-fct	fonction de conductivité hydraulique
$n$	porosité
Per	percolation
Ppt	précipitation
$\psi$	succion
$\psi_i$	succion de gradient unitaire
$\psi_{brkt}$	succion <i>breakthrough</i> (rupture/déclencheur)
$\psi_{init\_brkt}$	succion initiale de <i>breakthrough</i>
$\psi_{eff\_brkt}$	succion effective de <i>breakthrough</i>
$\psi_{int}$	succion interne
$\psi_{ext}$	succion externe
$\psi_{VEA}$	succion à la valeur d'entrée d'air ( $\psi_{AEV}$ , <i>air entry value suction</i> )
$\psi_{VEE}$	succion à la valeur d'entrée d'eau ( $\psi_{WEV}$ , <i>water entry value suction</i> )
$Q$	débit
$q_{ss}$	taux de percolation en régime permanent
$R$	ruissellement de surface
$\rho$	densité de l'eau
$S$	degré de saturation
$S_r$	degré de saturation résiduel

<b>Symbole</b>	<b>Définition</b>
$\theta$	teneur en eau volumétrique
$\theta_r$	teneur en eau volumétrique résiduel
$\theta_s$	teneur en eau volumétrique à saturation
$u_a$	pression de l'air
$u_w$	pression de l'eau
$v$	vitesse
$W$	largeur du lysimètre
$W_d$	largeur du domaine numérique
$z$	datum

# LISTE DES ACRONYMES

---

<b>Acronyme</b>	<b>Définition</b>
ACAP	Alternative Coverage Assessment Program (Programme d'évaluation des couvertures alternatives)
BC	<i>Boundary Condition</i> (Condition de contour)
CBC	Couche de bris capillaire ( <i>CBL- Capillary break layer</i> )
CEBC	Couverture avec effet de barrière capillaire ( <i>CCBE - Cover with Capillary Barrier Effect</i> )
CRC	Couche de rétention capillaire ( <i>MRL - Moisture retention layer</i> )
CRE	Courbe de rétention d'eau ( <i>SWRC – soil water retention curve</i> )
ET	Evapotranspiration
LET	Lieu d'enfouissement technique
LT	Longueur de transfert
VEA	Valeur d'entrée d'air ( <i>AEV – Air-Entry Value</i> )
VEE	Valeur d'entrée d'eau ( <i>WEV – Water-Entry Value</i> )
WM	Waste Management Inc. Québec

---

# CHAPITRE 1. Introduction

## 1.1 Mise en contexte et problématique

La combinaison du développement technologique, de la croissance démographique et de la forte demande de consommation a conduit à une augmentation considérable de la production de déchets solides municipaux à l'échelle mondiale. Actuellement, de nombreuses villes dans le monde sont confrontées à de graves problèmes de gestion des déchets solides (Idris *et al.*, 2004). Selon la Banque mondiale (Bank, 2012), les grands centres urbains génèrent aujourd'hui environ 1,3 milliard de tonnes de déchets solides par an. Ce volume va presque doubler d'ici 2025, pour atteindre le chiffre incroyable de 2,2 milliards de tonnes. Le coût de la gestion des déchets solides passera de 205,4 milliards de dollars par an à environ 375,5 milliards de dollars d'ici 2025 (Gardner, 2013).

Les sites d'enfouissement constituent encore la principale destination des résidus solides municipaux en raison de leur simplicité et de leur avantage économique. En 2019, au Québec, 6,7 millions de tonnes ont été éliminées dans les 38 sites d'enfouissement existant dans la province (Statistique Canada, 2022). Si leur gestion nécessite une surveillance continue de la part du propriétaire exploitant, la grande majorité des réglementations exigent l'installation de systèmes de couverture finale pour limiter la percolation de l'eau à travers les déchets, évitant ainsi une production excessive de lixiviat et la contamination des eaux souterraines, puisque sa production est indésirable d'un point de vue environnemental et économique (Abdolazadeh *et al.*, 2011).

La conception d'un recouvrement final doit répondre à des exigences de performance technique pour : permettre le contrôle et la réduction de l'infiltration de liquide dans une cellule d'enfouissement fermée ; favoriser le drainage de surface ; résister à l'érosion et à l'abrasion ; et maintenir son intégrité même en cas de tassement. L'utilisation de recouvrements évapotranspiratifs (ET) est une alternative à la méthode standard utilisée. Ce concept exploite



la capacité de rétention d'eau du sol ainsi que la capacité de la végétation et des facteurs atmosphériques à l'évacuer en réduisant la percolation profonde dans les matériaux sous-jacents. Les recouvrements ET fonctionnent donc comme une éponge (Abichou *et al.*, 2006a).

Des méthodes pour améliorer la prédiction des taux de percolation dans les sites d'enfouissement constituent un défi constant en géotechnique environnementale et ont été discutées par de nombreux scientifiques et chercheurs (Abichou *et al.*, 2006b ; Albright *et al.*, 2004 ; Benson *et al.*, 1994 ; Bews *et al.*, 1997 ; Chiu et Shackelford, 2000 ; Khire *et al.*, 1997 ; Parent *et al.*, 2006 ; Ross, 1990). Une revue approfondie de la littérature concernant l'évaluation de la percolation profonde à travers les recouvrements ET a montré que les lysimètres – c'est-à-dire des conteneurs enterrés dans le sol à fond ouvert pour permettre la collecte et la mesure de l'eau – sont le dispositif le plus fiable disponible puisqu'ils fournissent une mesure directe de la percolation profonde, un paramètre directement lié à la possibilité de prédire la production de lixiviat dans le site (Benson *et al.*, 2001).

Lorsque les conditions de conception de lysimètres sont discutées, elles méritent toujours une attention particulière, car les principaux problèmes sont liés à la géométrie des lysimètres étant donné que ce sont des dispositifs de mesure intrusifs pouvant affecter le régime d'écoulement non saturé du milieu. En effet le profil d'écoulement d'une couche de sol en présence d'un lysimètre sera différent de celui sans le lysimètre (Zornberg *et al.*, 2010). Le lysimètre idéal est celui qui affecte le moins la différence de potentiel hydrique du régime d'écoulement. Ainsi, la conception optimisée d'un lysimètre nécessite plusieurs outils, notamment des tests approfondis en laboratoire, des modélisations numériques et des calculs prédictifs.

La problématique de cette étude se concentre sur l'établissement des conditions fondamentales à prendre en compte pour que la conception des lysimètres soit plus accessible techniquement et économiquement, tout en respectant les exigences de performance, en particulier les implications découlant de l'application d'une condition limite fondamentale, c'est-à-dire la succion *breakthrough* ( $\psi_{brkt}$  – succion rupture/déclencheur) (Figure 1.1-1).

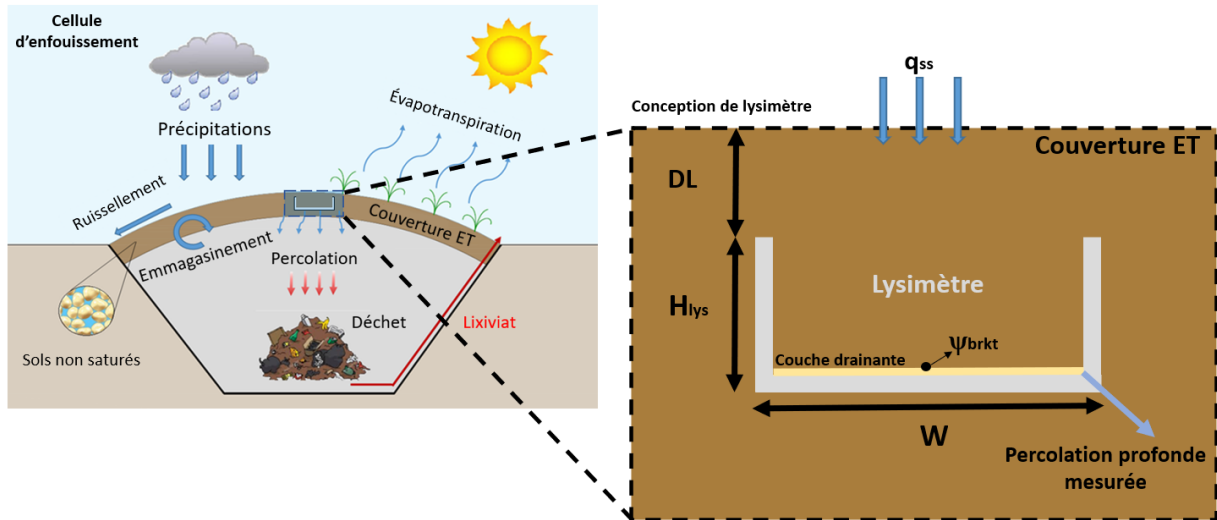


Figure 1.1-1 : Résumé graphique de la conception des lysimètres dans une cellule d'enfouissement avec couverture ET

En partenariat avec l'entreprise Waste Management, l'étude a pour source une base de données pluriannuelle de succion et d'infiltration recueillies à partir de cinq lysimètres à grande échelle construits au site d'enfouissement de Saint-Nicéphore situé à Drummondville, Québec. Le site d'enfouissement est en opération depuis 1984, avec une extension qui a commencé au début de 2022. Le besoin du partenaire industriel était d'analyser le taux de percolation dans la couverture du site, compte tenu du problème de la production élevée de lixiviat.

## 1.2 Définition du projet de recherche

La présente étude s'insère dans le cadre d'un projet multidisciplinaire qui a débuté en 2018 sur le site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Drummondville, Québec). Ce projet avait pour objectif initial d'estimer la percolation d'eau à travers le recouvrement existant dans des conditions réelles de terrain. À l'époque, cinq lysimètres ont été construits à l'échelle expérimentale (Figure 1.2-1 et Figure 1.2-2). Plusieurs aspects ont été abordés dans le projet, comme les caractéristiques géotechniques des sols non saturés (p. ex. composition, granulométrie, densité, compaction, porosité), les caractéristiques physico-chimiques (p. ex. succion, teneur en eau) et les paramètres de construction (dimensions et géométrie). Les

lysimètres testés ont des configurations et des matériaux (substrats) différents, comme décrit dans les chapitres subséquents.

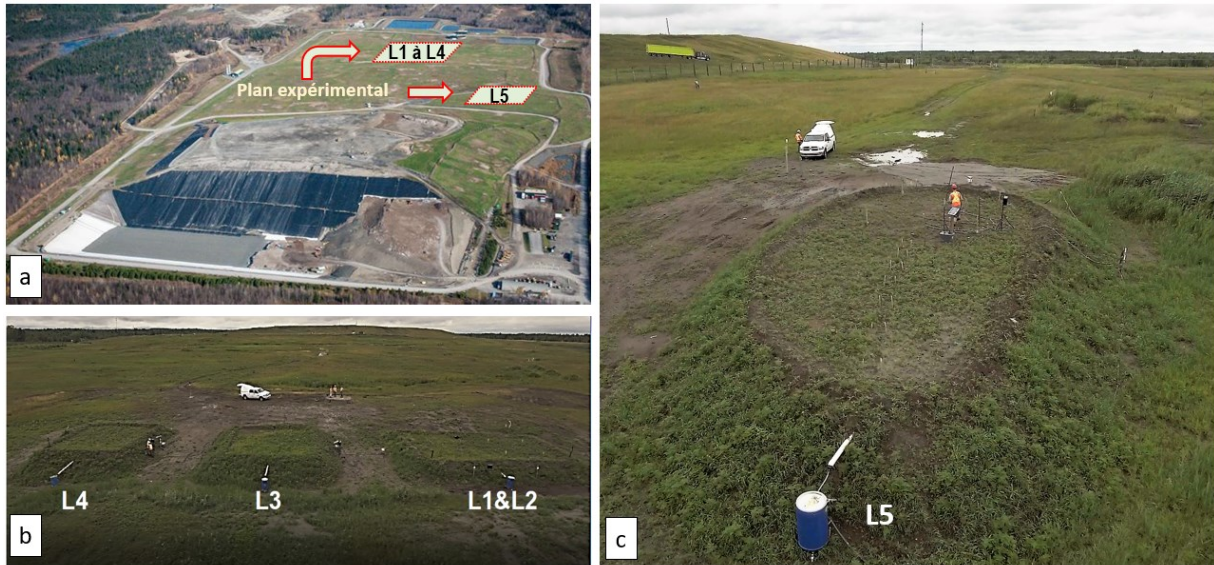


Figure 1.2-1 : (a) Vue aérienne du site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Source : Waste Management Inc.) ; (b) Plan expérimental : enclos avec les lysimètres construits (L1 à L4) ; (c) Enclos avec le lysimètre L5

Cette recherche porte sur trois ans de données de terrain ayant mesuré la succion, la teneur en eau, la percolation profonde et superficielle, le ruissèlement, la température et pression atmosphérique (via stations de météo). Tout d'abord, cette étude se penche sur la méthodologie adoptée pour la conception des lysimètres, documente la réponse sur le terrain des capteurs contenus dans les enclos et utilise les premières données de surveillance pour démontrer la capacité de l'instrumentation installée à répondre à des conditions climatiques variables pour surveiller et évaluer la performance de chaque composant du régime d'écoulement.



Figure 1.2-2 - Construction du plan expérimental conçu

L'évaluation de la performance des lysimètres a été réalisée à l'aide de deux méthodes distinctes, soit selon le Programme d'évaluation de couvertures alternatives (ACAP - Alternative Coverage Assessment Program) et selon la méthode linéaire de Parent et al. (2006). La première, la méthodologie de contrôle, a été inspirée par les lysimètres installés pendant le projet ACAP, avec des parois latérales aussi hautes que l'épaisseur du matériau de couverture. La seconde est basée sur une méthodologie de conception simple, qui se concentre sur l'écoulement non saturé et les propriétés hydrauliques des matériaux.

L'instrumentation installée dans les enclos a permis de surveiller certains paramètres des substrats, dont la succion et la teneur en eau. Il a été possible de valider les quantités d'eau collectées par les lysimètres, c'est-à-dire la percolation profonde, ainsi que la déviation latérale de l'eau d'infiltration atteignant la bouche du lysimètre. La magnitude de la déviation latérale est une forte indication de la performance du lysimètre (Bews *et al.*, 1999). Le suivi de l'humidité de surface a permis une évaluation précise des flux d'évaporation. Les données de teneur en eau et de succion ont été utilisées pour reconstruire la courbe de rétention d'eau du sol (CRE) et la fonction de conductivité hydraulique ( $k_{-fct}$ ) des matériaux. Cela a donné une plus grande importance à la modélisation dans les milieux poreux non saturés. Des données météorologiques

(p. ex. la température atmosphérique, les précipitations et la pression atmosphérique) ont été également surveillées pendant la période de l'étude.

Finalement, dans le même plan d'expérimentation, la question des évaluations des sols contaminés a été incluse dans l'étendue de ce projet, soit en vérifiant que l'utilisation de ces sols comme matériau de recouvrement ne constituait pas une menace pour l'environnement et en s'assurant que la concentration de contaminants dans les eaux et sols de surface respectait les limites définies par la réglementation actuelle.

### **1.3 Question de recherche, hypothèses et objectifs**

Le contexte général menant à ce projet découle du besoin de faire un suivi adéquat de la production de lixiviats dans les sites d'enfouissement. L'efficacité d'un projet de couverture finale pour contrôler les infiltrations d'eau de pluie dans une cellule d'enfouissement ne peut être évaluée qu'en mesurant l'infiltration dans le temps. Une étude minutieuse de la littérature a montré que, pour y parvenir, les lysimètres sont l'outil le plus fiable pour faire le suivi de la percolation d'eau à travers les couches de recouvrements des sites d'enfouissement. Ces études ont pris compte des particularités de l'écoulement non saturé dans les milieux poreux. Cependant, les méthodes de dimensionnement d'un lysimètre pour utilisation dans les sites d'enfouissement méritaient, au moment de commencer ce projet de doctorat, peu explorées et donc peu claires. Il en découle la question de recherche suivante :

*Est-ce que les méthodes actuelles de dimensionnement de lysimètres pour le contrôle de la percolation peuvent être améliorées?*

L'hypothèse centrale de ce projet de recherche est que la conception de lysimètres basée sur la méthode linéaire de Parent *et al.* (2006) permet de concevoir des lysimètres qui n'affectent pas le régime d'écoulement. De ce fait, les percolations collectées par un lysimètre ainsi conçu seraient représentatives de ce qui effectivement percole à travers le recouvrement. Cette méthode considère les écoulements en régime permanent et aboutit sur une seule dimension : la hauteur des parois du lysimètre.

Cette hypothèse a été testée au moyen de lysimètres de grandes dimensions, construits sur quatre plateformes expérimentales. La présente étude a été réalisée avec l'objectif général de peaufiner la méthode de conception de lysimètres de Parent *et al.* (2006).

Une question subsidiaire était: *quelles dimensions doivent avoir un lysimètre ainsi conçu?*

La question des dimensions (hauteur, surface et positionnement) fut abordée dans le cadre d'un des articles dont je suis le coauteur (« Analyse paramétrique de l'efficacité des conceptions de lysimètres à l'aide de modélisation numérique », Ouédraogo *et al.*, 2022).

Les objectifs spécifiques étaient d'évaluer :

- 1) Valider sur le terrain la méthode linéaire (Parent *et al.*, 2006) de conception de lysimètre par comparaison avec la méthode ACAP de Benson *et al.* (2001), ceci est défini comme le modèle de contrôle, puisque les parois du lysimètre atteignent la surface.
- 2) Les solutions les plus abordables aux méthodes conventionnelles de conception de lysimètres à grande échelle pour prédire les taux de percolation profonde ;
- 3) L'obtention d'un modèle calibré d'accès au taux de percolation, basé sur mesurées expérimentales et en simulations utilisant modélisations numériques d'éléments finis.

Le projet incluait aussi une deuxième approche complémentaire, avec la question suivante :

*Est-ce que l'utilisation de sols contaminés BC comme couche imperméable ou de protection d'un système de recouvrement final affecterait la qualité de l'eau de surface plus qu'un recouvrement construit avec des sols non contaminés ou des sols AB?*

À noter que cette question permet de répondre à l'ensemble des besoins du partenaire industriel. L'hypothèse était que : *des sols contaminés BC, si superposés entre deux couches de sol naturel, ou entre une couche de sol contaminé AB et une couche de sol naturel, n'affecteraient pas la qualité des eaux et de sols de surface.*

Cette contribution additionnelle avait pour objectif principal de vérifier que l'utilisation de sols contaminés comme matériau du recouvrement ne constitue pas une menace pour l'environnement en attestant que la concentration de contaminants dans les eaux et sols de surface ne dépasse pas les limites réglementaires.

## 1.4 Contributions

La présente étude s'insère dans un projet de recherche multidisciplinaire qui a évalué concomitamment la performance de conceptions alternative de lysimètres. Les principales retombées scientifiques obtenues sont décrites comme suit :

1. Une première contribution a été la comparaison de deux méthodes de conception de lysimètres à grande échelle sur le terrain, soit la méthode utilisée dans le projet ACAP et la méthode linéaire de Parent *et al.* (2006). Une comparaison similaire a été réalisée par (Abichou *et al.*, 2006b), mais dans un matériau (substrat de recouvrement) de caractéristiques et configurations différentes de celles abordées dans ce travail. Trois autres études ont rapporté une telle comparaison, mais à l'aide d'essais de laboratoire et non dans des conditions réelles de terrain (Apiwantragoon *et al.*, 2015; Berger *et al.*, 2019; Ng *et al.*, 2019). Le présent travail apporte, donc, une importante contribution concernant l'utilisation de ces deux méthodes d'évaluation de la construction et de la performance des lysimètres. De plus, on a fait une analyse de la sensibilité de la méthode linéaire en démontrant comment de petites variations de paramètres importants, comme l'application de la condition limite  $\psi_{bkrt}$  à l'interface de la barrière capillaire, peuvent affecter la détermination de la hauteur des parois des lysimètres et, par conséquent, l'efficacité de l'estimation de percolation d'eau profonde obtenue sur le terrain. Ce travail complète également d'autres publications et communications scientifiques faites par le groupe de géotechnique environnementale dans les années antérieures (Abdolahzadeh *et al.*, 2011; Cabral *et al.*, 2019; B. Lacroix Vachon *et al.*, 2015).
2. La comparaison des résultats des modélisations numériques entre les méthodes linéaire et Kisch : lorsqu'une valeur  $\psi_{bkrt}$  (succion *trigger*) est considérée à la base du matériau de

recouvrement, les hauteurs déterminées par la méthode linéaire tendent à être les mêmes que celles déterminées par la méthode plus formelle de Kisch. La conception du lysimètre construit au site de Saint-Nicéphore a été intentionnellement basée sur la méthode linéaire, qui est une méthode plus simple que la méthode de Kisch. Dans cette dernière, le gradient unitaire est atteint selon un comportement asymptotique, c'est-à-dire plus haut dans le profil, ce qui conduit à une hauteur des parois plus élevée. Pour les deux méthodes, on peut voir que plus la valeur de succion *trigger* est grande, plus la hauteur des parois du lysimètre requise pour assurer un gradient unitaire à l'élévation de la bouche du lysimètre est faible, c'est-à-dire pour garantir que la présence du lysimètre n'affectera pas le régime d'écoulement. En résumé, la conception de lysimètres aux dimensions optimisées doit être privilégiée. Les observations de terrain de cette étude contribueront à l'utilisation de méthodologies de conception plus sophistiquées, telles que les modélisations numériques.

3. Une vaste documentation a été générée grâce aux trois années d'expérimentation au terrain. Elle présente des données de succion, de teneur en eau, de tests chimiques de l'eau et du sol de surface ainsi que d'infiltrations recueillies à partir de cinq grands lysimètres installés dans la couverture du site de Saint-Nicéphore. Les résultats nous ont permis d'estimer la validité d'une approche alternative et améliorée pour les performances de différentes configurations de lysimètres. Donc, ce travail apporte une importante contribution et un enrichissement à la base de données du régime d'écoulement de sols non saturés, ainsi que des concentrations de contaminants d'eau de ruissellement et du potentiel de prédiction d'eau de percolation profonde obtenue par le suivi des enclos réalisés dans des conditions de terrain. Présentement, cela constitue des lacunes dans la littérature scientifique et nécessite d'être étudié davantage. De plus, il est important de considérer que les configurations des recouvrements testés sont différentes, par exemple au niveau des matériaux des substrats et de leur épaisseur.
4. En réalité, l'utilisation de sols contaminés de catégorie BC comme matériaux de construction du recouvrement final dans les sites d'enfouissement n'est actuellement pas autorisée. Par conséquent, une autre approche de cette étude était d'examiner la possibilité d'utiliser de tels matériaux sans affecter les eaux et sols de surface ni causer de



contamination majeure à la périphérie du site d'enfouissement. Il s'agit du premier projet de recherche dans ce domaine où la législation québécoise sur les sites d'enfouissement est impliquée. Bien qu'ayant produit des résultats préliminaires, la méthode utilisée montre son efficacité et ouvre une possibilité intéressante de modifier les conditions de drainage d'une couverture de décharge à faible coût. De plus, cette valorisation permettra de réduire l'exportation de ressources naturelles pour la construction des recouvrements finaux des sites d'enfouissement. Cette étude met en lumière les menaces réelles liées à l'utilisation de sols contaminés comme recouvrement final et pourra conduire à une révision éventuelle de la réglementation existante.

5. Cette recherche a valorisé les travaux de terrain. L'évaluation de la performance des lysimètres à grande échelle et la valorisation de sols contaminés comme matériau de recouvrement ont été faites dans des conditions réelles de température, d'humidité, de précipitations, de pression atmosphérique et autres facteurs météorologiques survenus pendant la période à l'étude. Cela a contribué à connaître le comportement des recouvrements expérimentaux face à différentes situations qui se sont produites sur le terrain, par exemple des journées chaudes et froides ; la période d'acclimatation sur le terrain ; quelques périodes avec des quantités variables de précipitations, entre d'autres situations que l'on ne peut pas contrôler comme dans une étude expérimentale réalisée en laboratoire. De plus, pour la mise en pratique des méthodes d'échantillonnage et d'analyse sur le terrain, du matériel, des sondes et des équipements ont été conçus, adaptés et étalonnés selon les besoins de l'étude et s'adaptant aux conditions adverses vécues sur le terrain.

## **1.5 Structure du document**

La structure de la thèse est organisée selon les chapitres suivants :

Chapitre 2 : On présente une revue de littérature pour caractériser les sols non saturés, leurs concepts géotechniques et les théories reliées. D'ailleurs, une mise en contexte des

connaissances de l'utilisation de lysimètres et de la réglementation des sols contaminés au Québec s'y trouve.

Chapitre 3 : On présente le premier article de revue scientifique composant cette thèse. Il se concentre sur la condition limite fondamentale  $\psi_{brkt}$  (suction *trigger*) et comment elle affecte la conception des lysimètres. L'étude a pour source une base de données pluriannuelle de suction et d'infiltration recueillies au site expérimental de Saint-Nicéphore. La suction *trigger* est largement documentée et valide l'approche de conception de lysimètres suggérée dans cette étude. De plus, une comparaison entre les différentes méthodes est présentée. En fait, les résultats offrent une perspective pour le perfectionnement avec une approche simple et conservatrice qui contribuera à la performance des lysimètres.

Chapitre 4 : On présente le deuxième article de revue scientifique composant cette thèse. La performance de deux lysimètres a été évaluée pendant trois années consécutives à l'aide de deux méthodes distinctes. Dans la première méthode, soit ACAP (Albright et Benson, 2002 ; Benson, Abichou, W. H. Albright, *et al.*, 2001), les parois du lysimètre atteignaient la surface du sol afin d'éliminer un inconvénient important : ne pas affecter le régime d'écoulement. La présence d'une barrière capillaire au fond du lysimètre a également posé un défi à cet égard. La deuxième méthode faisait en sorte que la hauteur des parois ( $H_{lys}$ ) du lysimètre n'affectait pas non plus le régime d'écoulement. Cette approche était basée sur la méthodologie de conception proposée par Parent *et al.* (2006), également connue sous le nom de méthode linéaire, dans laquelle nous considérons que la performance d'un lysimètre est directement liée à la hauteur de ses parois et aux données climatiques. Dans les deux scénarios, les conceptions ont nécessité la détermination des paramètres non saturés du sol de remplissage, à savoir la courbe de rétention d'eau du sol (CRE) et la fonction de conductivité hydraulique (*k-fct*). Les données de suction, d'humidité et de percolation profonde ont été utilisées pour évaluer la performance de chaque lysimètre. Plus particulièrement, la sensibilité de la méthode linéaire a été analysée par rapport aux changements des valeurs d'efficacité causés par de légères variations de la condition fondamentale, appliquée à la base du lysimètre.

Chapitre 5 : On présente un article de conférence internationale (*Eighteenth International Waste Management and Landfill Symposium*) qui a eu lieu en Sardaigne (Italie), en octobre 2021. L'article traite de l'évaluation de l'utilisation de sols contaminés comme recouvrement final de sites d'enfouissement, réalisée selon le même plan expérimental pendant les travaux de terrain. La méthode utilisée pour mesurer les contaminants de flux surfaciques a été développée et démontrée succinctement dans cette étude. À la fin, on aborde la possibilité de valoriser cette catégorie de sol et de remettre en question les critères et les limites légales exigés dans la réglementation actuelle. Cet article est complété par celui présenté au Chapitre 6.

Chapitre 6 : On présente le troisième article de revue scientifique composant cette thèse. Il traite en général de la valorisation de sols contaminés comme recouvrement possible des sites d'enfouissement, basée sur des échantillons collectés et des tests chimiques réalisés dans quatre enclos avec les lysimètres expérimentaux sur une période de trois ans. Les concentrations de contaminants ont été comparées à celles des eaux et des sols à la surface des recouvrements testés. Ainsi, il a été possible de déterminer l'efficacité de la dégradation par rapport à la réglementation en vigueur. Des paramètres physico-chimiques et météorologiques obtenus dans des conditions de terrain ont été considérés lors de cette évaluation. De plus, un traitement statistique des données de concentration de matériel en suspension (MES) et de métaux lourds a été fait pour évaluer leur variation et leur intervalle de confiance. Les différences de concentration de contaminants trouvée sur chaque enclos ont également été abordées dans l'article.

Chapitre 7 : On présente le quatrième article de revue scientifique composant cette thèse, soumis en tant que coauteur. Cet article a évalué l'efficacité des lysimètres par des études paramétriques utilisant la modélisation numérique et a proposé un ensemble simple et fiable de critères de conception capables de fournir des taux de percolation acceptables. Des simulations numériques ont été réalisées pour une série de scénarios de conception de lysimètres dans deux conditions climatiques différentes. Les autres variables principales étaient les dimensions du lysimètre (largeur et hauteur des parois) et sa position (distance par rapport au fond du domaine modélisé). On a également procédé à un traitement statistique des données obtenues pour évaluer la fiabilité

des lysimètres. Les scénarios ont été considérés comme acceptables – ou non – en fonction de la capacité du lysimètre à ne pas affecter le régime d'écoulement.

Conclusion : Ce chapitre débute par un sommaire résumant les objectifs et les activités réalisées dans cette recherche. Par la suite, on présente les conclusions principales tirées des résultats obtenus quant à la performance de chaque lysimètre et des recouvrements expérimentaux testés. La valorisation de sols contaminés et le potentiel de réduction du lixiviat du site d'enfouissement sont abordés de manière générale. Le chapitre se termine par de nouvelles perspectives de recherche et des propositions de travaux ultérieurs pouvant enrichir les travaux réalisés tout au long de cette recherche.

## CHAPITRE 2. Revue de littérature

Ce chapitre fournit une base de référence de l'état des connaissances dans la littérature qui constitue la structure de cette thèse. Par la suite, les notions techniques font référence au bilan hydrique d'un lieu d'enfouissement technique (LET) ; aux phases d'un sol non saturé et à leurs paramètres et interactions ; à la dynamique hydraulique ; au phénomène de barrière capillaire ; à la lysimétrie (contexte historique et méthodes de conception) ; et à la réglementation en vigueur face à l'utilisation de sols contaminés en LET.

### 2.1 Bilan hydrique

Le concept du bilan hydrique est basé sur la conservation de la masse qui estime la quantité d'eau entrant et sortant du système dans un intervalle de temps donné (Thorntwaite et Mather, 1955). Le bilan hydrique est applicable à différents systèmes, y compris à des systèmes plus complexes comme les bassins fluviaux, ou plus simples comme une couche de sol. Selon l'objectif de l'étude, le concept peut être utilisé à fréquence quotidienne, hebdomadaire, mensuelle ou annuelle. Fenn *et al.*, (1975) ont proposé leur application aux sites d'enfouissement, ensuite Kmet (1982) l'a développé pour l'estimation de la quantité de lixiviat percolant à travers les déchets. En considérant la prémisse de la conservation de masse, le bilan hydrique d'un site d'enfouissement est basé sur la relation de l'Équation 2.1-1 (Benson *et al.*, 2005).

$$P_{pt} = ET + R + E_{mg} + I_{nf} \quad \text{Équation 2.1-1}$$

Soit les termes :

(Ppt) Précipitation : L'eau provenant de la pluie. Dans le bilan hydrique, elle représente la recharge du système ;

(ET) Évapotranspiration : Le processus de transfert des eaux du sol à l'atmosphère, alliant l'évaporation de la surface du sol à la transpiration des plantes ;

(R) Ruissellement de surface : Dans certains cas, l'intensité des précipitations dépasse le taux d'infiltration dans le sol, ce qui génère une accumulation dans certaines zones du sol. Lorsque cette capacité de rétention en surface est dépassée, l'eau ruisselle vers le point le plus bas de la pente.

(Emg) Emmagasinement de l'eau dans les pores du sol : La capacité de la couverture à retenir l'eau dans les pores du sol. Dépend des caractéristiques des matériaux constitutifs.

(Inf) Infiltration : L'excès d'eau infiltrée de la surface qui s'écoule vers les déchets, lorsque le recouvrement atteint sa capacité de rétention.

La Figure 2.1-1 montre un schéma simplifié d'une cellule de décharge avec les composants d'un bilan hydrique. On constate que la percolation de l'eau en contact avec les déchets contribue directement à la production de lixiviat. Le bilan hydrique nécessite un système de suivi bien conçu pour obtenir, en grande quantité, des données météorologiques mesurées directement sur le terrain (Abichou *et al.*, 2006b).

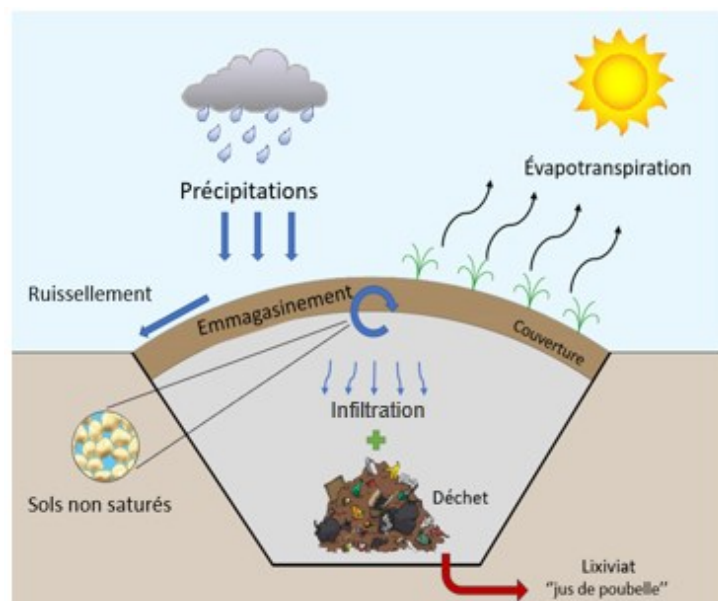


Figure 2.1-1 – Schéma du bilan hydrique dans une cellule d'enfouissement

Les mécanismes d'interaction entre certains paramètres (par exemple, l'emmagasinement et la percolation) ont des aspects géotechniques et hydrauliques plus complexes liés aux propriétés des sols non saturés. En utilisant des systèmes de mesure de données de terrain appropriés, il est possible d'accéder à chacun des paramètres du bilan hydrique. Les concepteurs de sites d'enfouissement doivent souvent faire face à la tâche d'estimer le taux de production de lixiviat. Le facteur le plus important contribuant à la production de lixiviats est la percolation à travers la couverture finale (Khire *et al.*, 1997). Cependant, pour quantifier le lixiviat produit, il est extrêmement important d'accéder aux taux de percolation (Khire *et al.*, 2000).

## **2.2 Sols non saturés**

La mécanique classique des sols, présentée par le célèbre Karl Terzaghi dans les années 1930, est considérée comme un jalon dans l'ingénierie géotechnique et notamment dans le principe de la contrainte effective. Cependant, ces études prennent en compte le comportement des sols dans un domaine poreux complètement saturé. Ce modèle fonctionne pour plusieurs applications d'ingénierie. Par contre, dans certains cas d'analyse (tels que la stabilité des pentes naturelles, le transport des contaminants et l'infiltration dans les couvertures de décharges), il est important de considérer les phénomènes liés au comportement non saturé du sol. L'étude des sols non saturés est plus ancienne dans le domaine de l'agronomie, mais en ingénierie, elle a été réalisée depuis le début du 20<sup>e</sup> siècle par le développement de concepts et de techniques d'essai par quelques chercheurs parmi lesquels nous pouvons souligner : Buckingham (1907), avec la définition du concept de potentiel hydrique ; Haines (1925), avec des études qui indiquent une augmentation de la cohésion des grains du sol en fonction de l'augmentation de la pression négative de l'eau dans les pores ; et Richards (1931), avec la conception de l'équation d'écoulement dans les sols non saturés (Boszcowski, 2008).

### **2.2.1 Phases du sol**

Le sol est un milieu complexe et hétérogène, produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation du matériau d'origine (roche, sédiment ou autre sol), sous l'action naturelle de l'atmosphère et des échanges énergétiques qui s'y manifestent (Das et Sivakugan, 2016). Il se compose de trois phases : solide, liquide et gazeuse (Figure 2.2-1). La phase solide est constituée

de matériaux d'origine locale ou transportée et de matières organiques, provenant de la décomposition des organismes vivants. La phase liquide, l'eau ou la solution du sol (éléments organiques et inorganiques en solution), et la phase gazeuse, de composition variable, en fonction des gaz produits et consommés par les racines des plantes et des animaux ( $\text{CO}_2$  et  $\text{O}_2$ ) (Holtz et Kovacs, 1991).

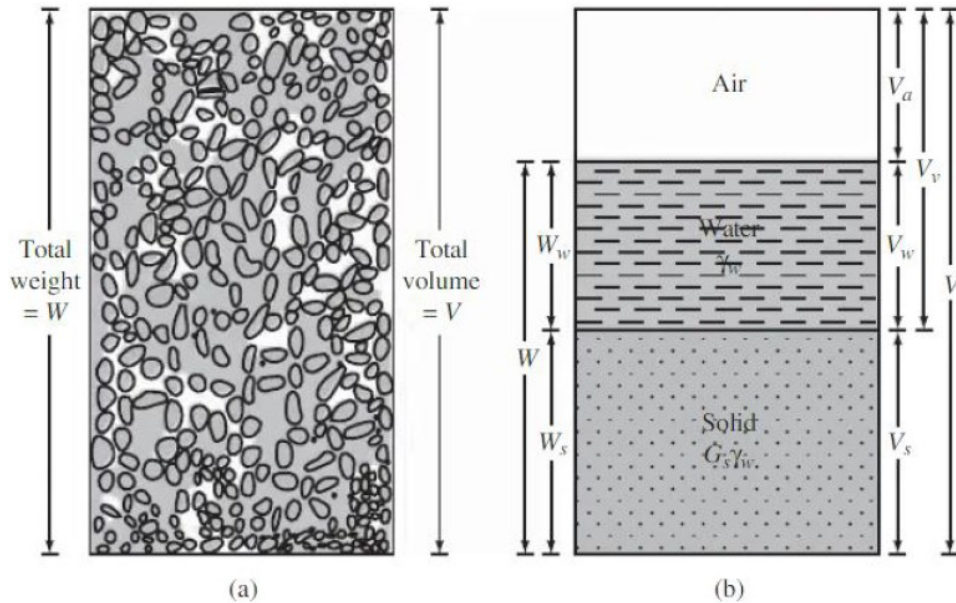


Figure 2.2-1 : Diagramme de phase, relations poids-volume (a) élément du sol à l'état naturel ; (b) trois phases de l'élément de sol. Adapté de Das et Sivakugan (2016).

Le type de matériau constitutif et sa granulométrie influencent les propriétés du sol et les mécanismes d'atténuation et de transport des polluants. Les propriétés physiques du sol (texture, structure, densité, porosité, perméabilité, circulation de l'eau, de l'air et de la chaleur) sont responsables des mécanismes d'atténuation physique des polluants, tels que la filtration et la lixiviation, permettant également aux processus d'atténuation chimique et biologique de se produire. L'écoulement de l'eau dans les sols a lieu dans un milieu poreux hétérogène, où la taille, la forme et les connexions entre les vides du sol et la viscosité du fluide déterminent la vitesse de passage (Fu *et al.*, 2019; Marinho, 2005; Mirzaii et Yasrobi, 2012). Le transport et la mobilité des polluants dans le sol dépendent également de la forme et de la taille des particules qui composent un sol donné, ainsi que de son degré de compaction.



L'eau qui percole à travers les sols par gravité ne représente qu'une partie de l'eau interstitielle. Pour des raisons pratiques, on ne s'intéresse pas beaucoup à la façon dont la percolation se produit à travers les pores, mais plutôt à l'écoulement résultant à travers une partie du sol, qui est influencé par le coefficient de perméabilité du sol, c'est-à-dire sa conductivité hydraulique. Ce coefficient est une indication de la difficulté de l'eau à percoler à travers les pores du sol en question. Les théories traditionnelles de la mécanique des sols ont été développées en supposant que les masses de sols sont dans un état saturé, c'est-à-dire que tous les pores sont remplis d'eau. Bien que dans la pratique, cette condition saturée ne soit pas courante, le comportement hydraulique d'un sol est influencé par l'interface air-eau dans les pores ; pour cette raison, la compréhension des propriétés non saturées nécessite l'étude des effets causés par cette interaction.

L'eau, lorsqu'elle est en contact avec l'air, a un comportement différent à l'interface causé par une propriété appelée tension de surface. Cette tension existe en fonction d'une force chimique d'attraction de l'hydrogène des molécules avec l'oxygène des molécules voisines, caractérisée comme une membrane contractile (Figure 2.2-2). La tension de surface que l'on retrouve à l'interface eau-air est une pression négative communément appelée succion. Dans ce contexte, les forces d'attraction entre les molécules à l'interface eau-air sont différentes de celles à l'intérieur de la masse d'eau (Lu et Likos, 2004).

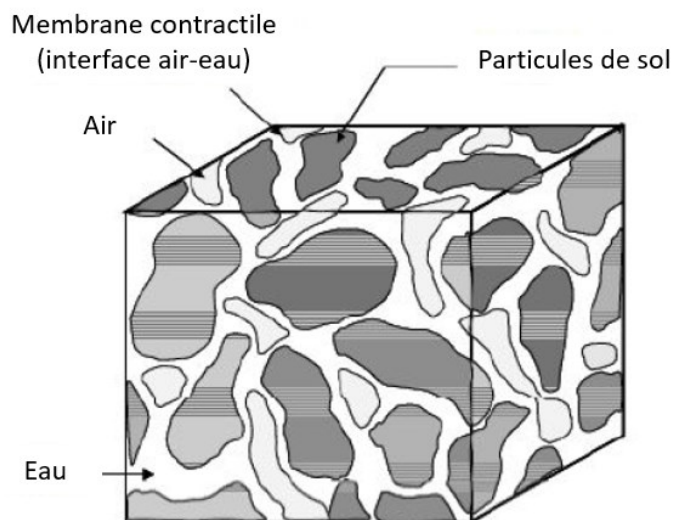


Figure 2.2-2 : Élément de sol non saturé. Tiré de Fredlund et Morgenstern (1977).

### Effets des remontées capillaires

Le phénomène de capillarité est une conséquence de la tension d'interface. Chaque milieu poreux a une hauteur capillaire caractéristique qui dépend de la taille de ses particules et de ses pores, ainsi que de sa composition minéralogique (Ball *et al.*, 2001). Le comportement de l'eau dans les tubes capillaires est un exemple de ce phénomène. En raison de la tension superficielle, l'eau dans le tube est forcée à monter jusqu'à une hauteur capillaire d'équilibre, formant un ménisque sphérique à la surface, comme montré à la Figure 2.2-3.

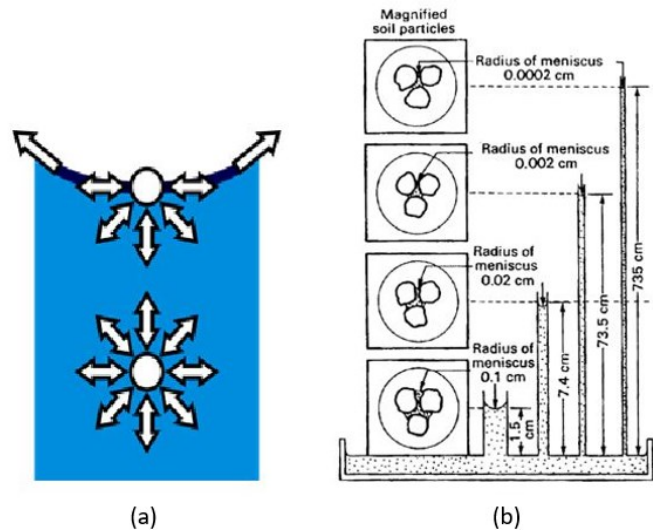


Figure 2.2-3 : Phénomène de capillarité (a) Forces agissant dans la surface de tension ; (b) Tubes capillaires de différents rayons. Tiré de Fredlund et Rahardjo (1993).

La hauteur de montée est inversement proportionnelle au diamètre du tube (Holtz et Kovacs, 1991). La pression de l'eau juste sous le ménisque est négative, car elle est sous tension. De plus, elle est généralement exprimée en mètres de colonne d'eau, et sa valeur est la même que la hauteur capillaire. Pour la plupart des sols, les vides (pores) sont si petits qu'ils peuvent être comparés à des tubes capillaires, malgré l'irrégularité entre les grains. L'eau qui entre en contact avec un sol sec est attirée dans le sol en raison de la tension superficielle. Dans le cas des sols, la hauteur de la montée de l'eau dépend de l'ordre de grandeur des vides (diamètre des pores) qui, à son tour, dépend de la taille des grains. Ainsi, la partie du sol qui se trouve au-dessus de

la nappe phréatique contient des pores soumis à une pression négative, autrement dit, elle est inférieure à la pression atmosphérique.

### **Succion**

La succion peut être exprimée par une concentration d'énergie qui représente la capacité du sol à retenir l'eau (Hoang, 2017 ; Pan *et al.*, 2010). Selon Boszczowski (2008), la succion totale est un phénomène qui peut être divisé en deux parties : la succion matricielle et la succion osmotique. La succion matricielle est celle expliquée par le principe de la tension capillaire et de l'adsorption, liée à la cohésion intermoléculaire à l'interface entre un milieu dense et un autre milieu dans un état différent. C'est un paramètre qui dépend du type de sol, étant plus fort dans les sols fins que dans les plus grossiers, et qui se définit comme la différence entre la pression de l'air et la pression de l'eau ( $u_a - u_w$ ). La succion osmotique est influencée par la présence d'ions et d'autres solutés dans l'eau interstitielle. Lorsque la teneur en eau diminue, il y a une augmentation de la concentration en sel, ce qui implique une augmentation de la succion osmotique également. Les expériences montrent que le comportement des sols non saturés est principalement influencé par la succion matricielle pour de faibles niveaux de succion (Harrison et Blight, 2020). Le type de sol et la taille des particules affectent directement la capacité de rétention d'eau et, par conséquent, le développement de la succion matricielle, puisqu'ils sont directement liés à la teneur en eau.

### **2.2.2 Potentiel hydraulique**

Le potentiel hydraulique total du sol est défini comme l'énergie capable de transporter, de manière réversible et isotherme, une quantité infinitésimale d'eau pure d'un point à un autre (Durner, 1994 ; Leme et Miguel, 2020). En d'autres termes, la différence de potentiel hydraulique dans les pores provoque le régime d'écoulement de l'eau. Cette différence d'énergie potentielle peut être décrite par différents éléments tels que le gradient de teneur en eau, le gradient de succion et surtout le gradient de pression hydraulique (Das et Sivakugan, 2016). Tuller *et al.*, (2004) a également observé que le potentiel hydrique du sol exerçait une influence fondamentale sur le comportement mécanique des sols non saturés. Les composantes du potentiel hydrique total du sol sont : le potentiel osmotique, le potentiel matriciel, le potentiel gravitationnel et le potentiel pneumatique. D'autres composants peuvent être inclus, tels que le

potentiel de consolidation ou le potentiel thermique, mais ils peuvent aussi être écartés, car ils ont une importance mineure dans le comportement géotechnique des sols non saturés (Suazo *et al.*, 2016).

Le comportement d'un fluide en mouvement a été étudié par le mathématicien suisse Bernoulli (1738), qui a obtenu une équation représentative (Équation 2.2-1) d'un écoulement permanent sur un fluide incompressible à l'intérieur d'un tube.

$$h_w = z + \frac{u_w}{\rho_w g} + \frac{v_w^2}{2g} \quad \text{Équation 2.2-1}$$

Soit ( $h_w$ ) charge totale ; ( $z$ ) élévation ; ( $u_w$ ) charge de pression ; ( $\rho_w$ ) masse volumique de l'eau ; ( $g$ ) gravité ; ( $v$ ) charge de vitesse.

La mécanique des fluides établit deux types d'écoulement possibles : laminaire et turbulent. Pour les besoins de cette thèse, l'écoulement laminaire est le plus viable pour les sols analysés, car la vitesse d'écoulement dans le sols est faible. Darcy (1856) a montré que pour un écoulement laminaire vertical à travers un sol, le débit varie en fonction du gradient hydraulique,  $i$ .

$$Q = -\frac{K}{g} \frac{d\phi}{dz} A = -KiA \quad \text{Équation 2.2-2}$$

Soit ( $Q$ ) le débit total en  $m^3/s$ , ( $K$ ) est la conductivité hydraulique exprimé en unités de vitesse, ( $A$ ) la surface de la section transversale de l'échantillon ( $g$ ) la gravité et  $\frac{d\phi}{dz}$  est le gradient de pression, également représenté par ( $i$ ) sans dimension. Le signe négatif de l'Équation 2.2-2 indique que l'écoulement se fait dans le sens inverse du gradient.

La loi de Darcy est applicable pour les sols saturés et non saturés. Pour les sols saturés, la conductivité hydraulique est considérée comme constante. Cependant, dans les sols non saturés, les pores remplis d'air sont comme des canaux non conducteurs pour l'écoulement de l'eau, ce

qui fait varier la conductivité hydraulique du sol. Dans ce cas, la conductivité hydraulique est une variable qui dépend principalement de la teneur en eau ou de la succion du sol non saturé. Richards (1931) a développé une équation (Équation 2.2-3) basée sur la loi de conservation de la masse en utilisant les équations de flux à saturation variable. Son modèle est un progrès par rapport à celui de Darcy. En effet, il ajoute que le coefficient de proportionnalité  $K$  (conductivité hydraulique) est un paramètre qui varie avec la teneur en eau volumétrique du sol.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\theta) \frac{\delta h}{\delta z} + 1 \right] \quad \text{Équation 2.2-3}$$

Où  $K$  est la conductivité hydraulique,  $h$  est la charge de hauteur par rapport à l'atmosphère,  $z$  est la charge d'élévation,  $\theta$  est la teneur en eau volumétrique et  $t$  est le temps.

### 2.2.3 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La relation entre la teneur en eau et la succion du sol est une caractéristique des sols non saturés. Cette relation peut être représentée graphiquement et décrit une trajectoire différente en fonction du séchage ou de l'humidification du sol (Mirzaii et Yasrobi, 2012). En raison des différentes trajectoires de variation de la teneur en eau, les courbes obtenues par le processus de séchage ou d'humidification ne coïncident pas, donnant lieu au phénomène appelé hystérésis de la courbe caractéristique de succion (courbe de rétention d'eau). La courbe de rétention d'eau est la relation entre la quantité d'eau et la succion du sol. La quantité d'eau peut être représentée par la teneur en eau gravimétrique ( $w$ ), la teneur en eau volumétrique ( $\theta$ ) ou le degré de saturation ( $S_r$ ). Les valeurs de  $S_r$ ,  $\theta$  et  $w$  sont liées les unes aux autres par les corrélations suivantes :

$$\theta = \frac{S_r \cdot e}{1 + e} = S_r \cdot n \quad \text{Équation 2.2-4}$$

$$\theta = \frac{\gamma_d \cdot W}{\gamma_w} = Sr \cdot n \quad \text{Équation 2.2-5}$$

Où,

$e$  = indice de vide;

$\gamma_d$  = poids spécifique sec;

$\gamma_w$  = poids spécifique de l'eau;

$n$  = porosité.

Pour les petits intervalles de succion, la quantité d'eau présente dans les pores du sol peut être représentée sur une échelle linéaire. Pour la représentation de l'ensemble de la courbe de rétention, en raison des valeurs de succion élevées, un graphique semi-log est utilisé. Les courbes de rétention sont généralement tracées sur l'échelle semi-log en utilisant en ordonnée la valeur du degré de saturation (Vanapalli *et al.*, 2008). Ce type de représentation est plus facilement compréhensible par les ingénieurs géotechniques. Dans certaines situations, comme dans les problèmes d'analyse d'écoulement, la teneur en eau volumétrique est utilisée. La Figure 2.2-4 est une représentation typique d'une CRE. Il est possible d'observer trois phases graduelles, qui forment ensemble une courbe sigmoïde (en forme de S) selon les différents états de saturation.

**Phase I :** Le plateau en haut à gauche du graphique. Phase saturée, où la teneur en eau est égale à la porosité, tous les pores sont remplis d'eau. La courbe demeure constante, malgré la succion appliquée jusqu'à la valeur d'entrée d'air ( $\psi_{VEA}$ ) (McCartney et Zornberg, 2007).

**Phase II :** La pente de désaturation, qui est négative, où la teneur en eau diminue avec l'augmentation de la succion. Cette branche est équivalente à la consolidation vierge des sols argileux.

**Phase III :** La zone résiduelle est le plateau sur le côté droit du graphique. Elle indique la tendance de la teneur en eau résiduelle ( $\theta_r$ ).

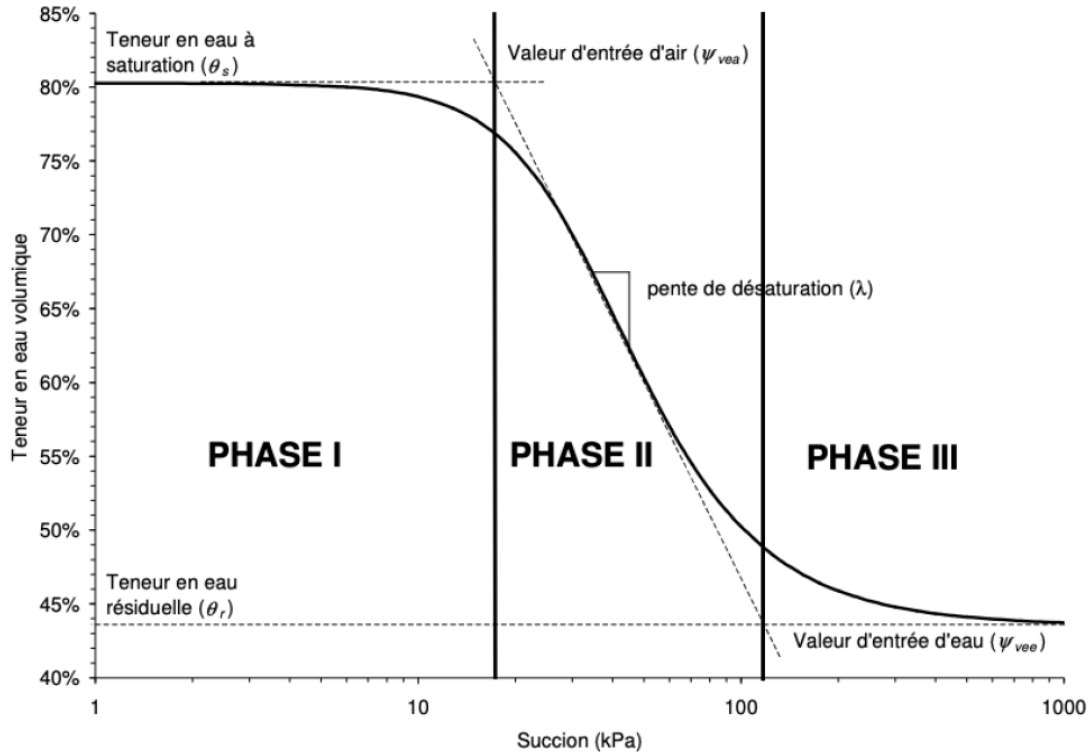


Figure 2.2-4 - Allure générale de la CRE. Tiré de Parent (2003).

Selon le indice de vide initial et la manière dont le taux de vide évolue avec la succion la valeur d'entrée d'air,  $\psi_{VEA}$  ( $\psi_{AEV}$ , air entry value), est la valeur de succion pour laquelle une perte d'eau significative est observée dans les plus grands pores d'une parcelle de sol (Parent, 2006). La valeur d'entrée d'eau,  $\psi_{VEE}$  ( $\psi_{WEV}$ , water entry value), est la succion correspondant à la teneur en eau résiduelle dans la CRE. L'eau restant dans le sol est pratiquement sous forme de pellicules minces autour des particules (eau d'adsorption) et sous forme de ménisques isolés, nécessitant de grandes variations de la valeur de la succion pour l'éliminer (Vanapalli *et al.*, 2008).

### **Facteurs d'influence dans la CRE**

La CRE est directement influencée par les facteurs du sol tels que : la teneur en eau initiale, la structure, la minéralogie, l'historique des contraintes, les macro-fissures, le pH du sol, la température et surtout la porométrie, c'est-à-dire à la distribution de la taille des pores et à la compressibilité du matériau (McCartney, 2007 ; Smith et Mullins, 2001). La Figure 2.2-5 illustre les CRE pour trois matériaux différents, dans lesquels il est possible d'observer que pour un sol

argileux, où les pores sont plus petits, la désaturation est graduelle pour de grandes valeurs de succion, alors que pour le sol sableux, la désaturation est abrupte, étant donné la plus grande taille de ses pores et des valeurs de succion plus faibles.

La CRE peut être définie par diverses méthodes expérimentales. En raison de sa similarité avec la courbe granulométrique, certaines méthodes effectuent cette estimation de manière indirecte. Parmi elles, les plus utilisées sont : Arya et Paris (1981); Aubertin *et al.* (2003); Zhuang *et al.* (2001). La méthode d'Arya et Paris (1981) considère que la taille des pores associée à un volume de pores peut être déterminée en ajustant la longueur des pores d'un sol idéal à celle d'un sol naturel. En principe, ce modèle a donné de bons résultats pour les sols sableux. Cependant, certains ajustements ont été effectués dans des recherches ultérieures pour améliorer les estimations (Antinoro *et al.*, 2014). Une façon efficace d'appliquer ce modèle est d'effectuer différentes étapes de lissage. Tout d'abord, le modèle de Fredlund *et al.* (2000) est appliqué pour lisser la courbe de taille des particules à partir des données expérimentales. Ensuite, la CRE est générée à l'aide du modèle d'Arya et Paris (1981), tel que décrit par Antinoro *et al.* (2014) et Lacroix Vachon (2008).

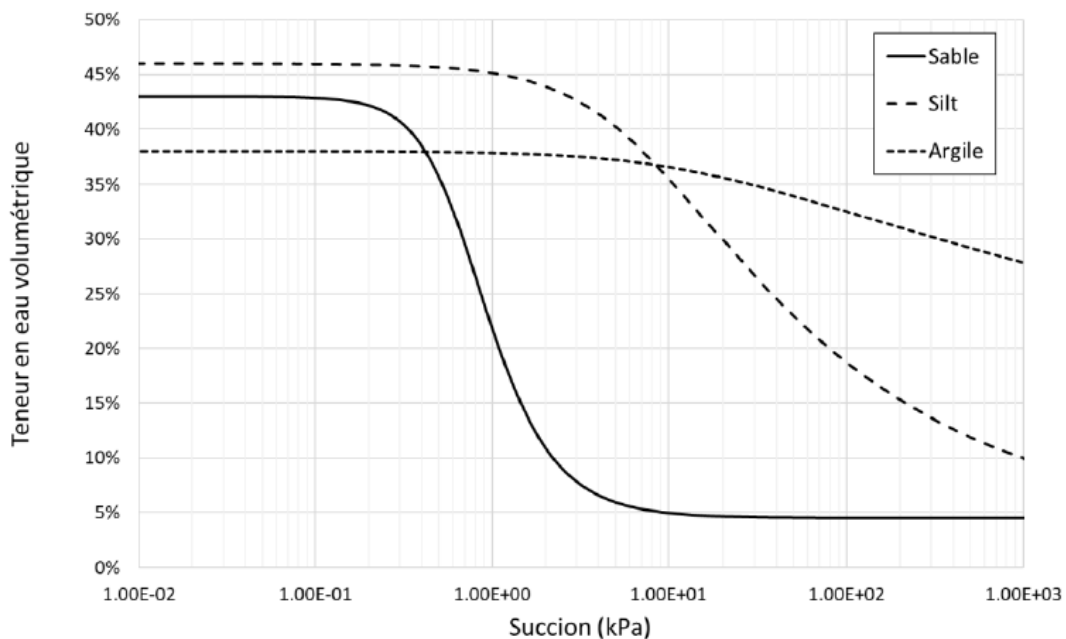


Figure 2.2-5 : Courbe de rétention d'eau pour différents types de sol. Tiré du répertoire USDA du logiciel Hydrus-2D (Simunek *et al.*, 1996).



Contrairement à l'utilisation de méthodes d'asses indirectes, les tests de mesure directe sont beaucoup plus intéressants. Au-delà de l'obtention d'un plus grand nombre de points graphiques représentés par des paires de valeurs, les mesures peuvent être réalisées directement sur le terrain avec des équipements spécifiques, tels que des sondes de teneur en eau, des tensiomètres et des filtres papier, se rapprochant ainsi du comportement réel du sol (Marinho, 2005).

Les valeurs expérimentales de la courbe de rétention peuvent être représentées par des équations mathématiques. Le Tableau 2.2-1 présente les principales formulations concernant la modélisation des CRE et leurs auteurs. Les équations proposées par Fredlund et Xing (1994) ; et van Genuchten (1980) présentent une bonne estimation des valeurs expérimentales et sont les plus couramment appliquées.

Tableau 2.2-1 : Principales équations de prédictions des CRE et leurs auteurs.

Équations	Auteurs
$S_e = \frac{1}{1 + \alpha\psi^n}$	(Gardner, 1958)
$S_e = \left(\frac{\psi_{VEA}}{\psi}\right)^n$	(Brooks et Corey, 1964)
$S_e = \left(\frac{1}{1 + (\alpha\psi)^n}\right)^m$	(van Genuchten, 1980)
$S_e = \ln \left[ e + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n \right]^m$	(Fredlund et Xing, 1994)

Le paramètre  $S_e$  représente la saturation effective. L'Équation 2.2-6 exprime la définition mathématique en fonction de la teneur eau volumétrique.

$$S_e = \frac{S - S_r}{1 - S_r} = \frac{\theta - \theta_r}{1 - \theta_r} \quad \text{Équation 2.2-6}$$

Où ( $S$ ) est le degré de saturation ; ( $S_r$ ) est le degré de saturation résiduelle ; ( $\theta$ ) est la teneur en eau en volume et ( $\theta_r$ ) est la teneur en eau résiduelle en volume. En résumé, l'équation de van Genuchten (1980) peut être réécrite selon l'équation suivante :

$$\theta(\psi) = \theta_r \left[ \frac{\theta_s - \theta_r}{1 + (\alpha\psi)^n} \right]^m \quad \text{Équation 2.2-7}$$

Où  $\theta(\psi)$  est la teneur en eau en fonction de la succion,  $\psi$  ;  $\alpha$  est un paramètre d'ajustement lié à VEA,  $n$  est un paramètre d'ajustement lié à la pente de désaturation ; et  $m$  est un paramètre d'ajustement lié à la partie résiduelle de la courbe. Le paramètre  $m$  dépend de  $n$  (où  $m = 1-1/n$ ), souvent utilisé pour réduire le nombre de paramètres d'ajustement.

De même, l'équation de Fredlund et Xing (1994) peut être réécrite en appliquant l'égalité fournie par l'Équation 2.2-6.

$$\theta(\psi) = \frac{\theta_r}{\ln \left[ e + \left( \frac{\psi}{\alpha} \right)^{n-1} \right]^m} C(\psi) \quad \text{Équation 2.2-8}$$

$$C(\psi) = 1 - \frac{\ln \left( 1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left( 1 + \frac{10^6}{\psi_r} \right)} \quad \text{Équation 2.2-9}$$

Les paramètres,  $n$  et  $m$  sont équivalents à ceux de van Genuchten (1980). Cependant,  $C(\psi)$  est un artifice pour forcer la courbe à tendre vers le zéro (de la teneur en eau) lorsque la succion atteint la valeur de 1 000 000 kPa (valeur théorique). En outre,  $\psi_r$  est un paramètre d'ajustement pour tendre vers zéro dans l'intervalle de 1500 kPa à 3000 kPa de succion. La CRE est un outil important pour les analyses dans les sols non saturés, notamment pour les études d'infiltration et de percolation. La modélisation numérique des écoulements non saturés a comme valeurs d'entrée les paramètres de la courbe CRE, soit pour l'état stationnaire, soit pour le cas transitoire. En outre, la CRE est utilisée pour dériver la fonction de conductivité hydraulique (*k-fct*), qui est

également requise pour certaines applications, telles que : la modélisation de l'écoulement, l'évaluation de la dispersion des contaminants, les analyses de stabilité des pentes et l'estimation de la capacité de rétention d'eau des sols agricoles.

### **Phénomène d'hystérésis**

Le comportement des sols dans la réalité est beaucoup plus complexe que ceux présentés jusqu'à aujourd'hui. En raison des variations de la teneur en eau, les trajectoires des courbes obtenues par le processus de séchage ou de mouillage ne coïncident pas (Figure 2.2-6), ce qui donne lieu au phénomène d'hystérésis (Leme et Miguel, 2020). Selon Salager *et al.* (2013) l'hystérésis peut être attribuée à :

- a) L'hétérogénéité des pores (plusieurs tailles interconnectées) ;
- b) L'existence de bulles d'air dans les vides du sol ;
- c) La présence d'impuretés dans l'interface sol-eau qui peuvent affecter l'angle de frottement.
- d) L'altération de la structure du sol, due aux processus conséquents d'expansion et de contraction associés aux cycles de séchage et d'humidification.

Cependant, bien que son existence soit reconnue dans le comportement de tous les sols, l'effet de l'hystérésis n'est pas souvent pris en compte pendant les cycles de séchage et d'humidification. L'hystérésis n'est pas souvent considérée pendant les simulations numériques de calcul et c'est l'une des simplifications habituellement faites dans les analyses associées aux sols non saturés.

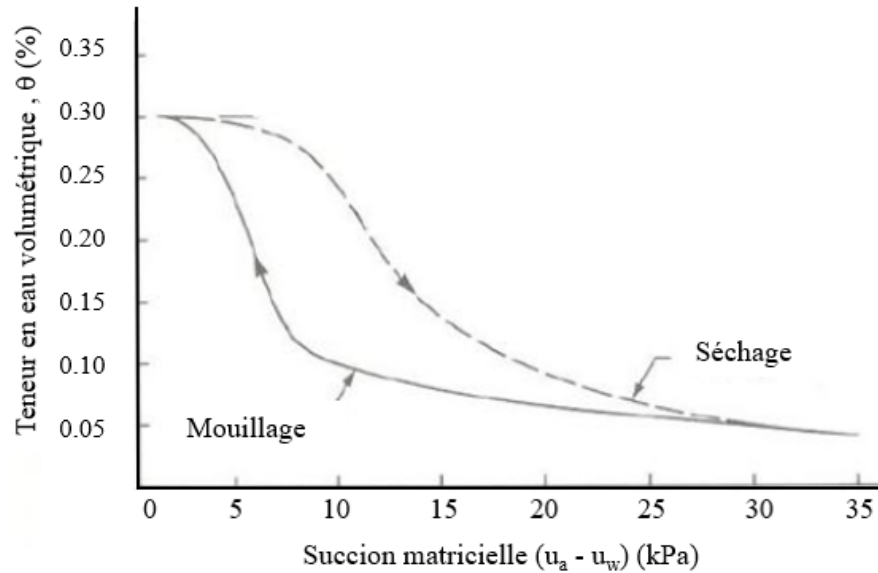


Figure 2.2-6 : Phénomène d’hystérésis. Adapté de Bouma *et al.*, (1971).

#### 2.2.4 Fonction de conductivité hydraulique (*k-fct*)

La capacité de l’eau à s’écouler à travers un milieu poreux est mesurée par la conductivité hydraulique. Dans les sols non saturés, cette capacité peut varier progressivement en fonction du degré de saturation présent. En général, il existe une fonction de conductivité hydraulique (*k-fct*) qui dépend de la variation du niveau de saturation du sol ou de la teneur en eau. La Figure 2.2-7 montre que plus il y a d’eau dans les pores d’un matériau, plus faible est la résistance à l’écoulement. Lorsque la teneur en eau augmente (réduction de la succion), la conductivité hydraulique augmente progressivement jusqu’à atteindre la limite maximale, soit l’état de saturation,  $k_{sat}$ . Dans ce contexte, la variable indépendante de la fonction peut être attribuée à la teneur en eau. Cependant, l’utilisation de la succion comme variable indépendante facilite l’interprétation puisque la CRE et la *k-fct* sont sur la même échelle (Parent *et al.*, 2007).

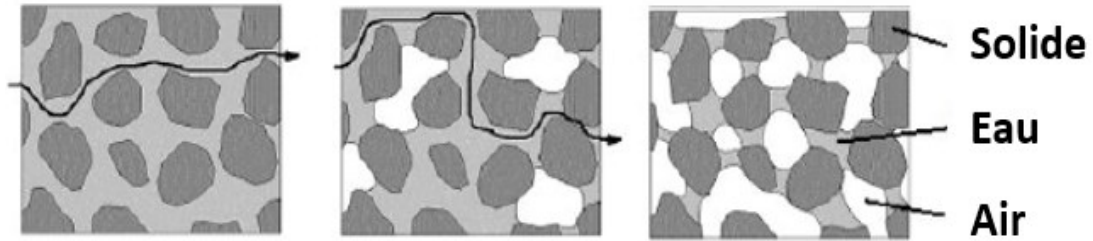


Figure 2.2-7 : Schématisation de l'écoulement dans un sol granulaire non saturé. Adapté de Fredlund *et al.* (2000) par Parent (2003).

La Figure 2.2-8 montre les exemples de  $k\text{-}fct$  typique pour trois sols de granulométrie différente. Le point de départ de la  $k\text{-}fct$  est la valeur maximale qui correspond à la valeur de  $k_{sat}$ . Les matériaux grossiers présentent une valeur élevée de  $k_{sat}$ , tandis que celle des matériaux fins est plus faible (McCartney et Zornberg, 2007). En outre, il est important de mentionner que le point d'arrêt de la  $k\text{-}fct$  correspond à la VEA de la CRE. Comme dans le cas de la CRE, la porosité et les conditions de compaction influent sur le comportement de la  $k\text{-}fct$  (Mishra *et al.*, 2020).

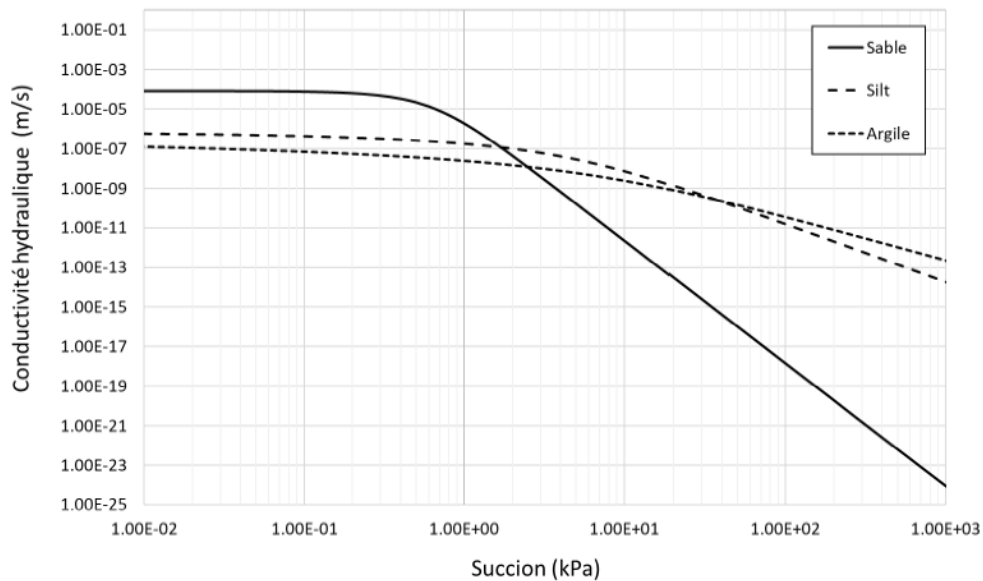


Figure 2.2-8 :  $k\text{-}fct$  pour différents types de sol. Tiré du répertoire USDA du logiciel Hydrus-2D (Simunek *et al.*, 1996)

En raison de la difficulté à déterminer la  $k\text{-fct}$  directement en laboratoire, des estimations indirectes basées sur la CRE peuvent être réalisées comme solution de recharge assez précise. Le modèle le plus utilisé est obtenu en insérant l'équation de Mualem (1976) dans l'expression de van Genuchten (1980), représenté par l'Équation 2.2-10, car il s'agit d'un modèle simple et facile à utiliser.

$$k(\psi) = k_{sat} \frac{[1 - (\alpha\psi)^{n-1}(11 + (\alpha\psi)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha\psi)^n]^{ml}} \quad \text{Équation 2.2-10}$$

$k(\psi)$  est la valeur de la conductivité hydraulique en fonction de la succion ;  $(k_{sat})$  est la conductivité hydraulique à l'état saturé ;  $\psi$  est la succion ;  $n$  et  $m$  sont les paramètres d'ajustement du modèle CRE (Équation 2.2-7) ; et  $l$  est une constante, généralement égale à 0,5.

### 2.2.5 Profil hydraulique

Un outil important pour comprendre l'écoulement dans les sols non saturés est le profil de succion par charge d'élévation, particulièrement utile pour l'analyse de l'écoulement dans les lysimètres à tension nulle. Le profil de succion et la teneur en eau à travers une colonne de sol non saturé sous un certain taux de percolation peuvent être prédits par le biais d'une méthode graphique (Gavin et Xue, 2008). La Figure 2.2-9 montre la détermination d'un profil de succion en fonction de différents scénarios de taux de percolation. En général, lorsque le taux de percolation est nul ( $q = 0$ ), le sol est en condition hydrostatique au-dessus de la nappe phréatique. Dans ce cas, la charge de pression (succion) est égale à la charge d'élévation. Par conséquent, la charge totale est nulle, représentée par la courbe (i) où la succion varie linéairement à 45 degrés. Si le débit appliqué au sommet de la colonne est égal à la conductivité hydraulique saturée du sol, la charge de pression reste nulle, comme montré dans le scénario (ii). Par contre, si le sol présente un taux de percolation vertical ( $q = q_{ss}$ ), la courbe (iii) se casse à 45 degrés, s'élève verticalement et devient constante avec la hauteur. Dans cette partie verticale de la courbe où la succion est constante, le gradient hydraulique est unitaire et le débit spécifique à la même valeur de conductivité hydraulique non saturée ( $q_{ss} = k$ ) (Parent *et al.*, 2006).

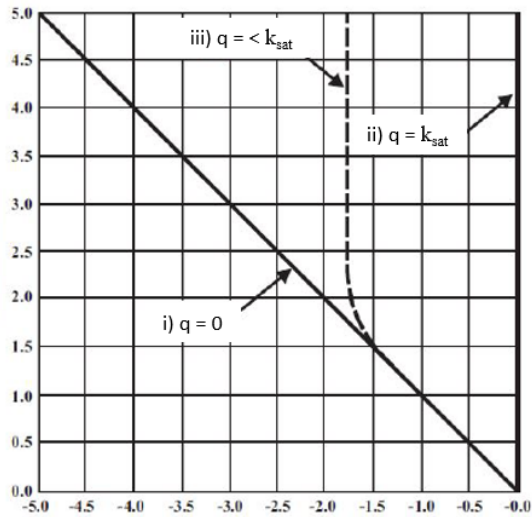


Figure 2.2-9 : Relation entre la pression et la charge d'élevation pour trois différents taux de percolation appliqués. Adapté de Cabral *et al.* (2007).

Autrement dit, la méthode linéaire de Parent *et al.* (2006) permet d'obtenir la succion critique,  $\psi_i$ , du sol soumis à un taux de percolation en régime permanent,  $q_{ss}$ , sous un gradient unitaire. La valeur de la succion,  $\psi_i$ , peut être estimée graphiquement en utilisant la *k-fct* et en projetant la valeur de  $q_{ss}$  sur la courbe comme le montre la Figure 2.2-10.

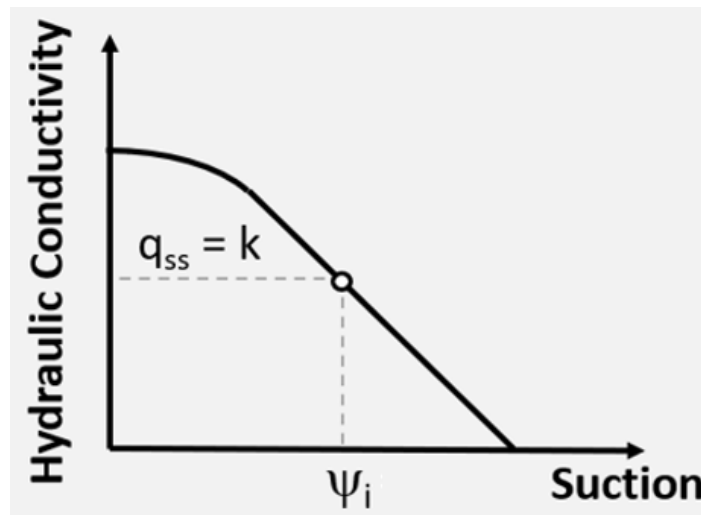


Figure 2.2-10 : Rapport entre succion et percolation dans la *k-fct* selon Parent *et al.* (2006).

Contrairement à la méthode linéaire, la méthode de Kisch (1959) (Équation 2.2-11), une combinaison de la loi de Darcy et de l'équation de Buckingham (1907), est plus précise, car elle modélise le comportement asymptotique des profils de succion.

$$z(\psi) = - \int_0^\psi \left[ \frac{q_{ss}}{k(Y)} - 1 \right]^{-1} dY \quad \text{Équation 2.2-11}$$

$z$  est l'élévation (m) à partir d'un point de référence ;  $\psi$  est la succion exprimée en hauteur de colonne d'eau (m) ;  $q_{ss}$  est le taux de percolation (m/s) ;  $k(Y)$  est la  $k$ - $fct$  représentative (m/s) ; et  $Y$  est une variable nominale représentant la succion.

### 2.2.6 Couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC)

L'effet de barrière capillaire se produit lorsqu'un sol de grain fin recouvre un sol plus grossier. Le contraste de granulométrie et de porosité entre la couche supérieure (*MRL - moisture retention layer* ou CRC - couche de rétention capillaire) et la couche inférieure (*CBL - capillary block layer* ou CBC - couche de bris capillaire) contribue à réguler l'eau. Grâce à sa capacité de rétention d'eau, la CRC maintient un haut degré de saturation et présente par conséquent une aspiration plus faible. Par contre, la CBC est soumise à une plus forte succion et devient moins perméable que la CRC pour un débit spécifique ( $q_{ss}$ ) (Abdolahzadeh *et al.*, 2011 ; Cabral *et al.*, 2007 ; B. Lacroix Vachon *et al.*, 2015).

La Figure 2.2-11 montre que pour une faible succion, le CRC a une conductivité hydraulique inférieure à celle de la CBC. Cependant, pour des succions plus élevées, la conductivité hydraulique de la CBC devient plus faible, créant un bris hydraulique à l'interface entre les deux. C'est cette rupture capillaire qui provoque l'effet de barrière capillaire (Lacroix Vachon, 2008 ; Parent et Cabral, 2006) comme le montre la Figure 2.2-11b, bien que l'interface de la CRC soit toujours saturée, il y a une continuité dans le profil de succion, alors que la CBC est non saturée. Le degré de saturation de la CBC, plus faible, indique que ce matériau a été drainé, tandis que la CRC maintient un degré de saturation élevé.



La CEBC est utilisée en particulier dans des conditions climatiques arides et semi-arides pour limiter la production de lixiviats dans les décharges municipales (Benson *et al.*, 2001 ; Parent et Cabral, 2006). L'effet de barrière capillaire peut être appliqué aux résidus réactifs, puisque la CRC maintient une teneur en eau élevée, ce qui empêche de manière considérable l'oxygène moléculaire de pénétrer dans les résidus. Lorsqu'utilisée comme couverture horizontale, elle est également connue sous le nom de couverture évapotranspiratif (ET). Elle se comporte alors comme une éponge, emmagasinant l'humidité pendant les événements de précipitation, puis la libérant dans l'atmosphère. Inversement, si la couverture est inclinée, une composante de l'infiltration est transformée en drainage latéral (Cabral *et al.*, 2007).

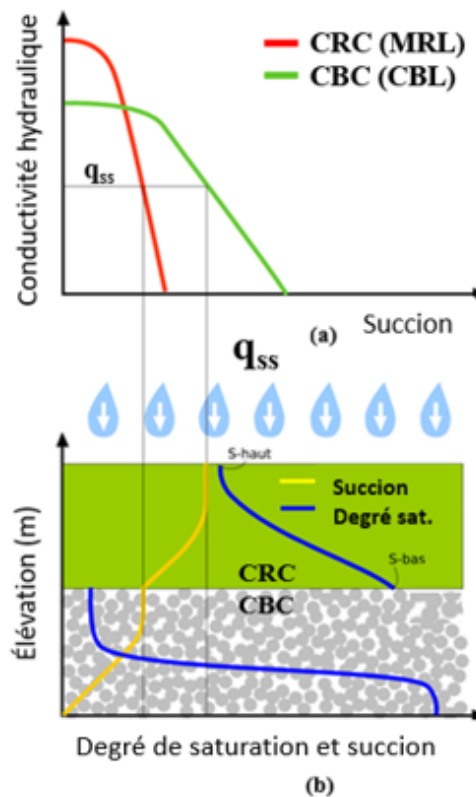


Figure 2.2-11: Profils de degré de saturation et de succion dans une CEBC. Adapté de Lacroix Vachon (2008).

### Longueur de transfert

La CRC d'une barrière inclinée agit comme un accumulateur d'eau d'infiltration. L'eau s'infiltré à un débit donné, puis s'accumule dans les pores de la CRC et percole latéralement à travers celui-ci dans le sens de la pente de la barrière sans passer par la CBC. À un certain moment, l'accumulation atteint un débit maximal,  $Q_{max}$ , où chaque goutte d'eau infiltrée est transférée vers la CBC, comme illustré à la Figure 2.2-12. À ce niveau, la succion est suffisamment faible pour que les deux fonctions de conductivité hydraulique des deux couches formant la barrière capillaire se croisent. Ce point où l'eau commence à s'infiltrer dans la CBC est désigné comme la longueur de transfert (LT) (Ross, 1990).

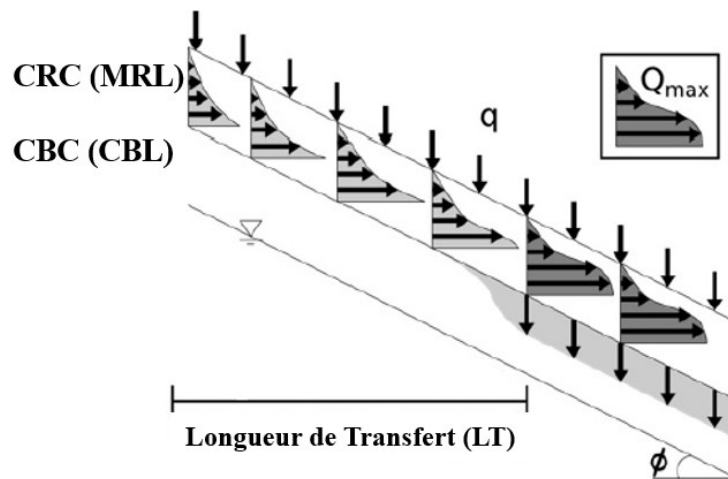


Figure 2.2-12 : Représentation schématique des vecteurs de l'eau dans un CEBC incliné.  
Adaptée de Parent (2006).

La LT peut être exprimée comme suit :

$$LT = \frac{Q_{max}}{q} \quad \text{Équation 2.2-12}$$

En régime permanent, le débit maximal  $Q_{max}$  est calculé par l'Équation 2.2-13, ce qui équivaut graphiquement à l'aire sous la courbe de vitesse en CRC.

$$Q_{max} = \int_{z_{CBC}}^{z_{CRC}} v(z) dz \quad \text{Équation 2.2-13}$$

Selon Parent et Cabral (2006), l'application de cette définition doit se faire dans les conditions suivantes :

- (a) la nappe phréatique doit être située sous l'interface CRC/CBC ;
- (b) la couche inférieure doit être composée d'un sol grossier recouvert d'une épaisse couche de sol fin.
- (c) l'interface CRC/CBC doit être inclinée et sa longueur totale plus grande que la LT ;
- (d) il doit y avoir un flux d'eau uniforme,  $q$ , appliqué au sommet de la CRC.

Plusieurs modèles ont été proposés pour quantifier le  $Q_{max}$  : (Morel-Seytoux, 1994 ; Parent et Cabral, 2006 ; Ross, 1990 ; Walter *et al.*, 2000). Celui de Parent et Cabral (2006) présente une bonne estimation, car il propose une relation pour quantifier l'infiltration dans la CBC,  $q_i$ , à l'emplacement où la LT est atteinte, tel que déterminée par le modèle phénoménologique de Ross (1990) Équation 2.2-14.

$$q_i = 0,998q^{1,024} \quad \text{Équation 2.2-14}$$

## 2.3 Lysimètres

Le contrôle de l'infiltration dans les recouvrements finaux est de grand intérêt dans les sciences du sol. Afin de surveiller le comportement des sites d'enfouissement, plusieurs méthodes directes et indirectes de performance hydraulique sont utilisées. L'estimation du taux de percolation à travers les couvertures finales peut être obtenue par : l'analyse des tendances ; la méthode de traçage ; la méthode du bilan hydrique ; les calculs de la loi de Darcy ; et par lysimétrie (Benson *et al.*, 2001). Parmi elles, le lysimètre, un récipient enterré dans le sol (Figure 2.3-1), est le plus facile à construire et à installer, en plus d'être capable de collecter l'eau ayant percolé directement au fond. Ce type de dispositif permet de quantifier l'eau qui s'infiltré dans un milieu poreux non saturé, ainsi que de suivre sa qualité (Bews *et al.*, 1997).



Figure 2.3-1 : Lysimètres, tel que construit

### 2.3.1 Développement historique des lysimètres

Depuis plus de 100 ans, les lysimètres sont utilisés en agriculture et en sciences du sol (Kohnke *et al.*, 1940). Il en existe plusieurs types : soit les lysimètres à section en céramique poreuse (Grossmann et Udluft, 1991) ; les lysimètres à mèche (*wick lysimeter*) (Zhu *et al.*, 2002) ; et les lysimètres à tension nulle (Bews *et al.*, 1997). Pour l'application dans un recouvrement final d'un site d'enfouissement, le lysimètre à tension nulle est le plus commun étant donné sa simplicité d'installation et de construction si compare aux lysimètres mentionné. Son utilisation en géotechnique environnementale, notamment dans les sites d'enfouissement, est relativement récente, soit moins de 20 ans (Farsad *et al.*, 2019). La mesure directe du taux de percolation est son principal avantage. Malgré sa grande utilité, ce dispositif de mesure est intrusif, puisque le régime d'écoulement d'une couche de sol, avec sa présence, sera différent de celui de la même couche sans lysimètre (Zornberg *et al.*, 2010). Les perturbations causées dans la couche de sol à l'intérieur et à l'extérieur du lysimètre affecteront directement la précision de l'estimation du taux de percolation. La géométrie du lysimètre est l'un des principaux effets d'impact sur le régime d'écoulement (Abichou *et al.*, 2006b ; Bews *et al.*, 1999 ; Cabral *et al.*, 2019 ; Liu, 2004).

À partir des années 1990, de nombreux progrès ont été réalisés dans ce domaine. Benson *et al.* (1994) a réalisé l'une des premières études significatives, dans laquelle il a été suggéré de construire et d'instrumenter des lysimètres de tension nulle à grande échelle comme méthode pour accéder au bilan hydrique des couvertures finales des sites d'enfouissements, car une zone de collecte plus grande serait plus représentative et permettrait une meilleure compréhension de l'hétérogénéité du site. Par la suite, Bews *et al.* (1997) ont démontré que la conception des lysimètres pour les milieux non saturés nécessite une attention particulière. Des facteurs tels que : 1) la profondeur d'installation ; 2) les dimensions du lysimètre comme la hauteur de la paroi ; 3) la largeur ; 4) le matériau de remplissage (propriétés hydrauliques) ; et 5) le flux provenant de la base du système de couverture du sol (Figure 2.3-2).

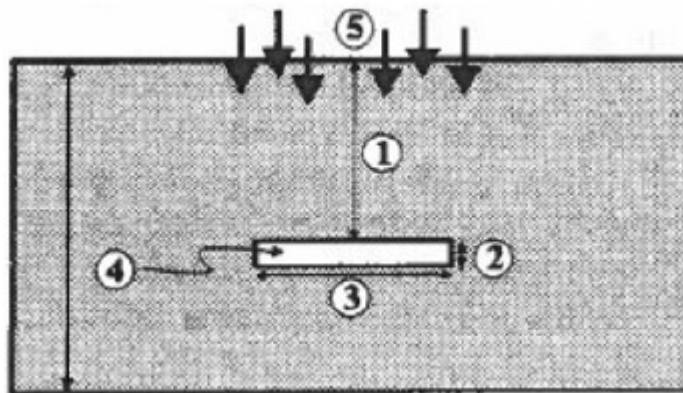


Figure 2.3-2 : Schéma des paramètres de conception des lysimètres. Adapté de Bews *et al.* (1997).

Benson *et al.* (2001), dans le cadre du projet ACAP (*Alternative Coverage Assessment Program*), a proposé la conception de 15 grands lysimètres (10 x 20 m), où les domaines de captation étaient plus grands et plus représentatifs. Nommés lysimètres de contrôle, ils ont été conçus avec des parois qui s'élèvent jusqu'à la surface. Cette méthode a permis d'éviter les problèmes hydrauliques, en empêchant la déviation latérale de l'écoulement, laquelle aurait pu entraîner une sous-estimation de la mesure de l'infiltration d'environ 3 mm/an. En d'autres termes, l'eau infiltrée a présenté un écoulement plus homogène. À partir d'études en laboratoire, Chiu et Shackelford (2000) indiquent que l'efficacité d'un lysimètre est la plus précise lorsque le rapport

entre la largeur,  $W$ , est au moins 5 fois supérieur à leur distance par rapport à la surface,  $D$ , au-dessus de la bouche du lysimètre (Figure 2.3-3). De plus, l'absence de parois dans les lysimètres peut également conduire au même problème de déviation des flux. Dans l'optique d'optimiser les dimensions des lysimètres en utilisant des installations de terrain beaucoup plus petites, la relation entre les hauteurs et les largeurs des parois revêt une importance capitale dans la conception des lysimètres (Cabral *et al.*, 2019).

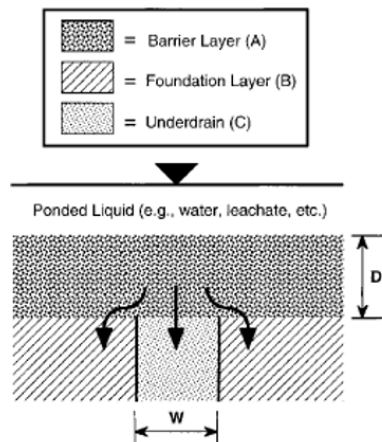


Figure 2.3-3 : Profil schématique d'écoulement latéral aux lysimètres (Chiu et Shackelford, 2000)

Afin d'éviter la déviation de flux, Bews *et al.* (1997) ont observé que pour mieux concevoir les parois latérales des lysimètres, les valeurs de succion en deux points, situés à l'élévation supérieure (bouche du lysimètre), à l'intérieur et à l'extérieur, doivent être égales. En d'autres termes, l'eau n'est pas déviée du lysimètre, et celui-ci n'agit pas comme un puits. Pour cette raison, la hauteur des parois latérales du lysimètre doit être suffisamment élevée pour que les valeurs de succion se développent de manière à être égales à l'intérieur et à l'extérieur. En fait, Zhu *et al.* (2002) ont noté que l'efficacité de collecte était inférieure de 10 % en raison du *bypass* du flux pour les lysimètres à tension nulle.

Le profil de succion est la clé pour comprendre l'écoulement dans les lysimètres, puisque la variation de la succion avec la hauteur peut être prédite en utilisant la méthode linéaire de Parent *et al.* (2006) ou la méthode de Kisch (1959), comme présenté dans la section 2.2.5. Selon Parent

*et al.* (2006), pour un taux d'infiltration en régime permanent,  $q_{ss}$ , si le profil de succion est presque vertical à l'élévation de la bouche du lysimètre (gradient hydraulique unitaire ; c'est-à-dire  $k = q_{ss}$ ; Figure 2.3-4), il n'y a pas de différence dans la charge totale entre  $\psi_{int}$  et  $\psi_{ext}$  ( $\Delta h_b = 0$ ; Figure 2.3-4); en d'autres termes, les régimes d'écoulement à l'intérieur et à l'extérieur du lysimètre sont égaux et le lysimètre n'affecte pas le régime de flux. Pour avoir  $\Delta h_b = 0$ , la hauteur du lysimètre doit être au moins égale à la colonne d'eau associée à la valeur de succion obtenue à l'intersection entre la fonction de conductivité hydraulique ( $k-fct$ ) du matériau et le taux d'infiltration,  $q_{ss}$  (Figure 2.3-4). Indépendamment de la position dans la couverture, si cette hauteur est choisie, le lysimètre pourra mesurer la percolation profonde, à moins que des fissures ne créent des chemins d'écoulement préférentiels au-delà de la bouche du lysimètre. Il est à noter que le matériau remplissant le lysimètre doit être le même que celui de la couverture, et être compacté à la même densité. Cela garantit que les  $k-fct$  à l'intérieur et à l'extérieur du lysimètre sont les mêmes (Bews *et al.*, 1999). Cette approche théorique de la conception des lysimètres est mise en œuvre et vérifiée dans notre étude, comme décrit dans les sections suivantes.

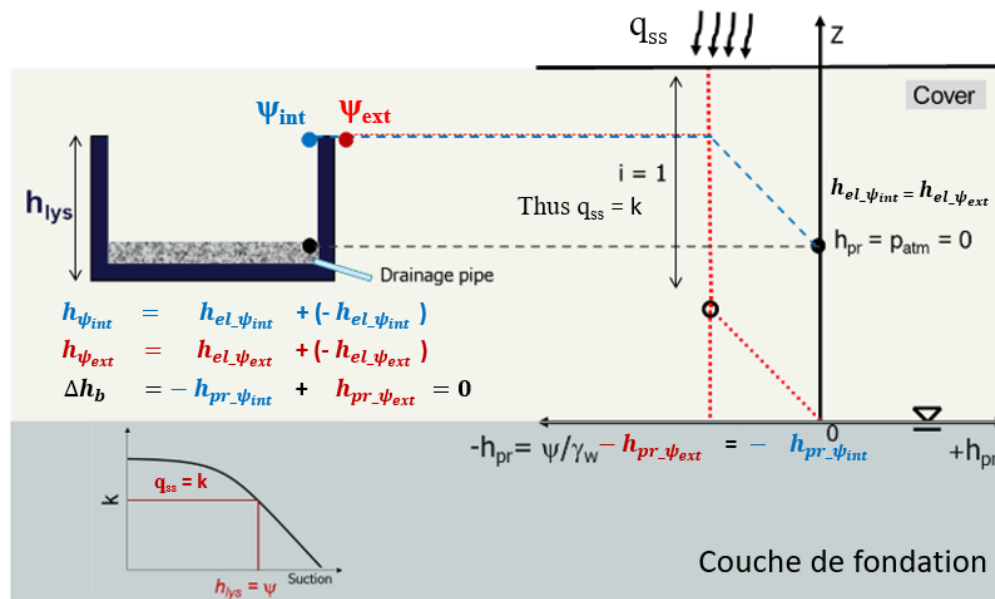


Figure 2.3-4 : Principe de conception de lysimètres selon la méthode linéaire de (Parent *et al.*, 2006). Adapté de Cabral *et al.* (2019).

Il faut savoir que le dimensionnement du lysimètre doit être adapté à la demande du client et de la législation en vigueur. Afin de déterminer les hauteurs des lysimètres comme expliqué ci-

dessus, un taux de percolation représentatif ( $q_{ss}$ ) doit être obtenu selon la méthode linéaire. La Figure 2.3-5 montre une simulation réalisée à l'aide du modèle numérique pour estimer l'infiltration potentielle à travers la couche de couverture (Parent *et al.* 2006). Dans cet exemple, la percolation moyenne dans le temps était  $q = 5 \times 10^{-9}$  m/s.

Une fois que le débit de conception est fixé à la valeur requise, le lysimètre doit être capable de récupérer au moins une certaine partie de l'infiltration totale atteinte à la base de la couche. À partir de ce débit établi, la hauteur de la paroi est calculée. Dans l'exemple de la Figure 2.3-5, l'infiltration récupérée était de 85 %. Si la conception avait imposé un taux de récupération de 100 %, les lysimètres auraient dû être conçus pour collecter des débits plus faibles, ce qui aurait nécessité des parois plus hautes que l'ensemble du système de couverture.

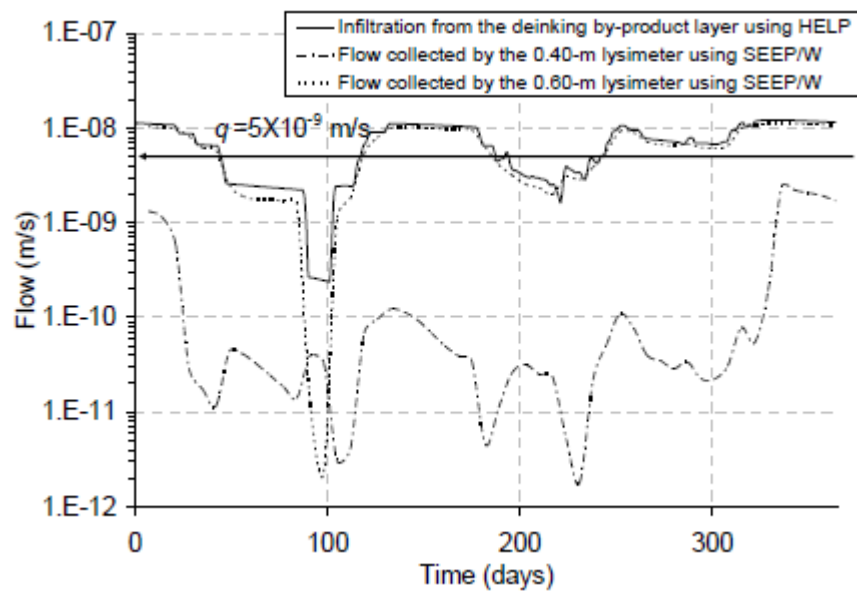


Figure 2.3-5 : Percolation dans le temps à travers la couche de recouvrement et obtention du taux d'infiltration ( $q_{ss}$ ) selon la méthode linéaire. Tiré de Parent *et al.* (2006).

### 2.3.2 Réglementation de sols contaminés au Québec

Au Québec, plusieurs lois et règlements imposent des restrictions et des critères quant à l'enfouissement des matières résiduelles, dont font partie les sols contaminés. Les trois principaux règlements constituant le contexte législatif de ce projet, soit le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT), le Règlement sur l'enfouissement et



l'incinération des matières résiduelles (REIMR) ainsi que le Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés (RESC), ont pour loi habilitante la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE). Un résumé de l'ensemble des informations pertinentes contenues dans ces trois règlements se trouve dans le guide d'intervention pour la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés qui, de manière générale, définit les critères d'utilisation des sols et permet d'évaluer l'ampleur de la contamination en établissant des objectifs de décontamination en fonction d'un usage donné (MDDELCC, 2016).



A	B	C
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <b>Teneur de fond</b> pour les paramètres inorganiques et limite de quantification pour les paramètres organiques</li> <li>▪ En fonction des <b>régions géologiques</b></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Annexe I du RPRT</li> <li>▪ Recouvrement final</li> </ul> <div style="text-align: center;">  </div>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Annexe II de RPRT</li> <li>▪ Recouvrement final</li> </ul> <div style="text-align: center;">  </div>

Figure 2.3-6 : Résumé des critères et d'utilisation de sol comme recouvrement final

Au Québec, la grille de critères actuelle a été adoptée en 1985. Actuellement, les critères sont définis en fonction de trois lettres, à savoir A, B et C (Figure 2.3-6) (MDDELCC, 2017). Le critère A correspond aux niveaux naturels des paramètres inorganiques et aux limites de quantification des paramètres organiques en fonction des différentes régions géologiques de la province. Les critères B et C sont établis respectivement en fonction des valeurs limites réglementaires des annexes I et II du RPRT. Le critère B est la limite acceptable pour les lots résidentiels ou les lots d'usage institutionnel (hôpitaux, écoles, garderies, etc.). Le critère C est la limite maximale acceptable pour les terrains industriels, commerciaux, institutionnels et récréatifs non sensibles (MDDELCC, 2016). Les sols contaminés dont la concentration est supérieure aux critères génériques des niveaux (A, B ou C) doivent être excavés et gérés en toute sécurité, ou traités jusqu'à ce que la concentration du sol soit inférieure à la valeur du critère générique. Dans certains cas, avant la décontamination, il est nécessaire de vérifier si les niveaux de décontamination proposés sont suffisants ou si une intervention supplémentaire est nécessaire.

### **Valorisation de sols**

La législation et la réglementation québécoises permettent la récupération de certains sols excavés ou traités, selon leur niveau de contamination. Dans certains cas, les sols contaminés peuvent remplacer les matériaux propres afin de contribuer à réduire la consommation de ces matériaux nobles et les coûts associés. Leur utilisation est une condition du niveau de contamination du matériau. Ainsi, le matériau choisi ne doit pas favoriser la concentration de contaminants dans l'environnement. Toutefois, il est nécessaire d'évaluer les propriétés physico-chimiques des contaminants et leur interaction possible avec l'environnement où le sol contaminé sera récupéré. Le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT) établit certaines règles d'utilisation (chapitre Q-2, r. 37) pour la valorisation des sols contaminés dans les sites d'enfouissement. Les sols de la gamme AB (valeurs limites de l'annexe I du RPRT) peuvent être utilisés sans restriction comme matériau de recouvrement journalier ou final dans un lieu d'enfouissement technique (LET). Dans les sites d'enfouissement en tranchée, ils peuvent être utilisés comme matériau de couverture hebdomadaire ou finale. Toutefois, pour les sols caractérisés dans la gamme BC, l'utilisation est conditionnée par des concentrations en composés organiques volatils égales ou inférieures au critère B (annexe I du RPRT). Les sols dont la contamination est supérieure au critère C (annexe II du RPRT) peuvent uniquement être utilisés comme matériau de couverture journalier.

# CHAPITRE 3. Évaluation de terrain et numérique des effets de la succion de déclanchement dans la conception de lysimètre

## Avant-propos

**Titre:** Field and numerical evaluation of breakthrough suction effects in lysimeter design

### Auteurs et affiliation:

Thierry Kahale : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

Alexandre R. Cabral : professeur titulaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

**Date de soumission :** 25 novembre 2021.

**État de l'acceptation :** en évaluation par le comité de lecture de la revue.

**Revue :** Environmental Technology.

**Titre français :** Évaluation de terrain et numérique des effets de la succion *breakthrough* dans la conception de lysimètre.

### Contribution au document :

Cet article traite du premier volet de cette recherche, soit la succion *breakthrough*. Il contribue à la thèse en présentant les résultats de la performance des lysimètres installés au site expérimental de Saint-Nicéphore, qui a été évaluée pendant trois ans consécutifs (2019 et 2021) à l'aide d'une volumineuse banque de données de teneur en eau, succion et percolation profonde une alternative originale à la méthode linéaire de conception de lysimètre présentée. Une contribution importante de cet article est l'observation et la documentation de la  $\psi_{brkt}$ , la présence de cette

succion de déclenchement dans la condition limite a permis un drainage plus efficace du système et une condition plus proche de la réalité, sans accumulation d'eau à l'intérieur du lysimètre. Une comparaison faite entre les méthodes existantes et un traitement statistique a été présentée, incluant quelques avantages et désavantages de chacune. L'autre contribution importante est l'analyse de la sensibilité de l'application de la condition limite d'infiltration dans méthode linéaire, qui a démontré comment de petites variations de paramètres importants peuvent affecter les efficacités d'estimation de percolation et peuvent suggérer une implication directe dans le raffinement de la méthode. Une partie des résultats présentés dans cet article est référenciée dans l'article présenté au Chapitre 4.

### **Résumé français :**

La lysimétrie a été reconnue dans la littérature comme le moyen le plus efficace d'évaluer les taux de percolation en profondeur à travers les recouvrements finaux des sites d'enfouissement. La conception des lysimètres nécessite plusieurs outils, notamment des essais approfondis en laboratoire et une modélisation numérique. Cet article se concentre sur une condition limite fondamentale, à savoir la succion *breakthrough*, et la façon dont elle affecte la conception du lysimètre. Cette étude a pour source une base de données pluriannuelle de succion et d'infiltration recueillies à partir d'un lysimètre à grande échelle construit au site d'enfouissement de Saint-Nicéphore, Québec, Canada. Des tensiomètres ont été installés à plusieurs niveaux près et à l'interface entre le matériau de couverture et la couche de drainage à l'intérieur du lysimètre, et le débit sortant a été mesuré à l'aide de compteurs basculants. Sur la base des résultats de terrain et d'une analyse de ceux-ci, différents scénarios de géométrie ont été simulés avec HYDRUS-2D, et il a été observé que dans les lysimètres conçus en utilisant la méthode linéaire, la succion *breakthrough* e à la limite inférieure peut entraîner une performance de percolation supérieure à 90%. Avec le changement climatique, les estimations du taux de percolation des lysimètres peuvent également être affectées par des événements pluvieux de magnitudes variables. Enfin, nous avons pu évaluer les procédures de conception existantes et suggérer une approche simple et prudente.

**Abstract:**

Lysimetry has been acknowledged in the literature as the most effective means of assessing deep percolation rates through landfill final covers. Designing lysimeters requires several tools, including thorough laboratory testing and numerical modeling. This paper focuses on a fundamental boundary condition, namely breakthrough suction, and how it affects lysimeter design. This study was triggered by a multi-year database of suction and seepage data collected from a large-scale lysimeter constructed at the Saint-Nicéphore landfill, Quebec, Canada. Tensiometers were installed at several levels near and at the interface between the cover material and the drainage layer inside the lysimeter, and outflow was measured using tipping counters. Based on field results and an analysis thereof, different geometry scenarios were simulated with HYDRUS-2D, and it was observed that in lysimeters designed using the linear method, breakthrough suction at the lower boundary can result in a greater than 90% percolation performance. With climate change, lysimeter percolation rate estimates may also be affected by rainfall events of varying magnitudes. Lastly, we were able to assess the existing design procedures and suggest a simple and conservative approach.

**Keywords:** Lysimeter design, large-scale lysimeter, breakthrough suction, landfill, final covers, deep percolation

### 3.1 Introduction

Evapotranspirative (ET) covers are an alternative for controlling deep percolation into landfills, defined herein as percolation through the cover that reaches the waste mass. Prediction of cover performance – and methods thereof - have been a constant challenge and subject of debate in environmental geotechnics (Albright *et al.*, 2004; Benson *et al.*, 2011; Bews *et al.*, 1997; Farsad *et al.*, 2019; Khire *et al.*, 1997; Lewis et Sjöström, 2010; Parent, 2006; Singh *et al.*, 2018). An extensive review of the literature concerning the assessment of deep percolation through landfill covers has shown that lysimeters are the most reliable device available, since they provide a direct measure of deep percolation. Despite being very useful, their presence is intrusive and can affect the unsaturated flow regime by creating an artificial barrier that prevents the upward

and downward flow of vapor, liquid and heat. In this way the lysimeter acts as a rectifier and its geometry design must be focused (Abichou *et al.*, 2006b; Liu, 2004; Zornberg *et al.*, 2010). Lysimeter design has not attracted much attention lately, with the most recent published studies relating to seepage assessment into landfills dating back to 2006 (at least in the geoenvironmental area). However, there is an increasing need to assess percolation through cover systems. Since leachate generation is critical to operators, particularly when discussing walkaway conditionalities, this topic still deserves proper attention. Many lysimeters are constructed with the top of the side wall at, or approaching, the soil surface and covered by a diversion berm. In such cases the lysimeter represents a relatively closed system with small differences in soil water potential at the top of the side wall rendered less important. Sidewall effects become less important as the lysimeter area increases to around 10-20 m wide, as used in the Alternative Cover Assessment Program (ACAP) (Albright et Benson, 2002; Bolen *et al.*, 2001). However, the height of the walls and relationship to the width of the lysimeters become more important when attempting to optimize lysimeter dimensions by using much smaller field installations (Abichou *et al.*, 2006b).

The key to sidewall dimensioning in large-scale lysimeter designs is understanding the capillary barrier phenomenon occurring at the impermeable bottom boundary. The contrast in hydraulic characteristics between the drainage layer and the filling material (herein denominated “cover soil”) generates a capillary barrier, leading to water retention at the interface between these materials. Water percolates into the drainage layer when a breakthrough suction is attained at the interface (McCartney *et al.*, 2005). This reality needs to be incorporated when designing lysimeters using numerical modeling, since imposing a zero-suction boundary condition at the cover/drain interface (which is the condition required for drainage to occur) may lead to underestimation of the deep percolation rates in landfills (McCartney et Zornberg, 2004). More specifically, this study – using a large database from an on-going field experiment with a large-scale and instrumented lysimeter - assesses which boundary condition at the interface between the cover soil and the drainage layer is more realistic. This database shows that flow is consistently triggered at suctions greater than zero. We show how this breakthrough suction impacts one of the main parameters in lysimeter design: wall height ( $H_{lys}$ ). Using numerical

simulations, we also assess various wall height determination procedures and propose a simple and conservative one to obtain  $H_{lys}$ .

## 3.2 Background

According to the Ross (1990) model, water that accumulates at the interface between the moisture retention layer (MRL) and the capillary break layer (CBL) only starts to flow downward when suction reaches a critical value. Stormont and Anderson (1999) arrived at the same conclusion via infiltration tests. Subsequently, Steenhuis *et al.* (1991) suggested that the critical suction value can be considered as the water entry value (WEV) of the coarse material (drainage layer). As explained by Khire *et al.* (2000), Morel-Seytoux (1993), and Morris and Stormont (1999), among others, the WEV ( $\psi_{WEV}$ ) is the suction associated with the residual water content, in the water retention curve (WRC). McCartney *et al.* (2005) and Lacroix Vachon *et al.* (2015) adopted the Ross (1990) concept, which dictates that downward flow only occurs when suction is equal to the value where the hydraulic conductivity of the two materials – cover soil and drain – cross. McCartney *et al.* (2005) and Lacroix Vachon *et al.* (2015) referred to this critical suction as the breakthrough suction ( $\psi_{brkt}$ ). In addition, Bussiere *et al.* (2003) and Morel-Seytoux (1994) argued that vertical drainage into the CBL initiates and becomes established within a range of suction values (breakthrough region). Walter *et al.* (2000) stated that when suction reaches an initial water entry value, cross-interface seepage starts (breakthrough initiates). As shown in Figure 1, this suction value is denominated herein as the *initial breakthrough suction*,  $\psi_{init\_brkt}$ . “As long as the leakage into the coarse layer is less than the vertical flux from above, water will accumulate along the interface. Once the suction reaches the effective water entry value, [herein denominated *effective breakthrough suction*,  $\psi_{eff\_brkt}$  (Figure 3.2-1)], the flow through the coarse layer is equal to the infiltration rate...” (Walter *et al.*, 2000). In other words, water entry occurs within a breakthrough region.

When interpreting results from a column test, McCartney and Zornberg (2010) associated a discrepancy between estimated  $\psi_{brkt}$  (using the WRC) and actual  $\psi_{brkt}$  (when seepage was detected) with potential intrusion of soil particles. In fact, the existence of this range might be an alternative explanation for what these authors observed.

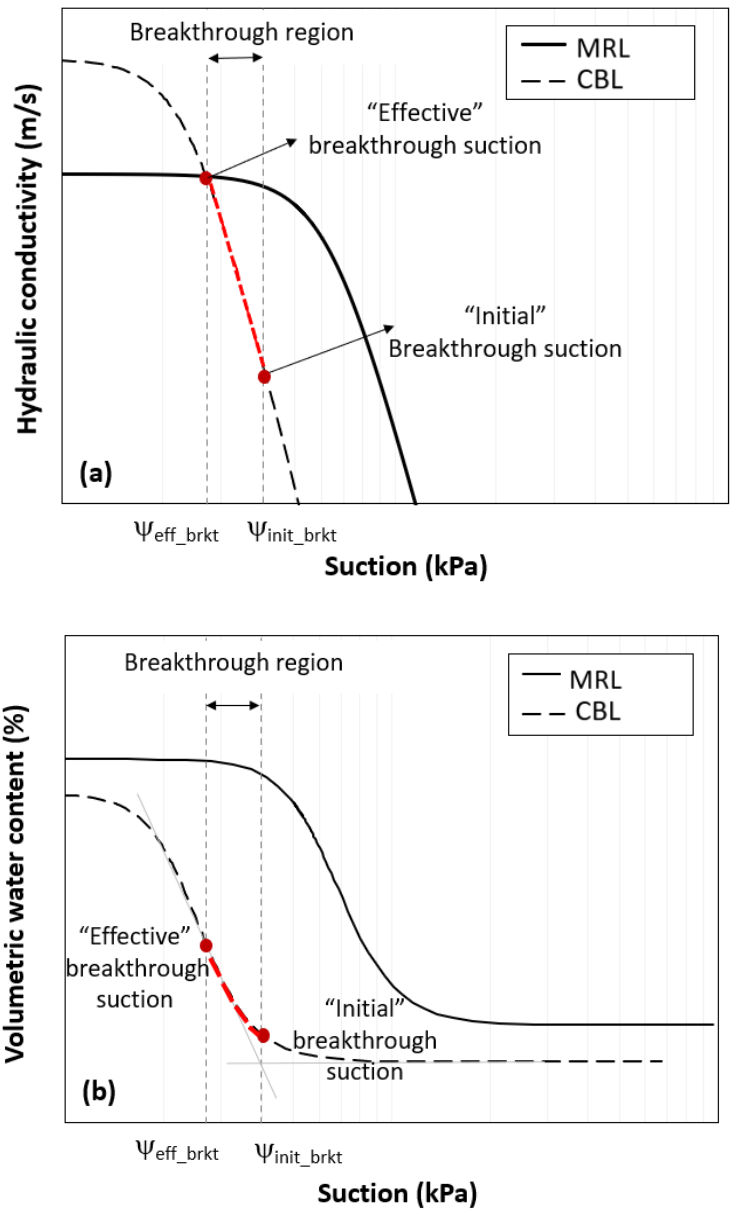


Figure 3.2-1 : (a) Hydraulic conductivity function (k-function); and b) Water retention curve of the cover soil (MRL) placed inside the lysimeter and the latter's drainage layer (CBL).



### 3.2.1 Lysimeter wall height ( $H_{lys}$ ) determination

A well-functioning lysimeter does not affect the flow regime (Abichou *et al.*, 2006b). As illustrated in Figure 3.2-2, this requires similar suction values inside ( $\psi_{int}$ ) and just outside of ( $\psi_{out}$ ) the walls at the elevation where water enters the lysimeter, herein denominated “mouth of the lysimeter” (Bews *et al.*, 1999). This occurs when the unit gradient is attained at the elevation of the mouth of the lysimeter. And when this is the case, water does not deviate away from - or sink into - the lysimeter. Under steady-state percolation conditions, such as shown in Figure 3.2-2,  $H_{lys}$  is determined using the pressure head profile following either the linear method (Bews *et al.*, 1997; Parent *et al.*, 2006), or using the method proposed by Kisch (1959), with pressure heads obtained by dividing the suction value,  $\psi_i$ , by the specific weight of water,  $\gamma_w$ . The Kisch (1959) method (Equation 3.2-1), a combination of Darcy’s law and the Buckingham (1907) equation, models the asymptotic behavior of suction profiles.

$$z(\psi) = - \int_0^\psi \left[ \frac{q_{ss}}{k(Y)} - 1 \right]^{-1} dY \quad \text{Equation 3.2-1}$$

where  $z$  is the elevation (m) from a reference point,  $\psi$  is the suction,  $q_{ss}$  is steady state the percolation rate (m/s),  $k(Y)$  is the representative k-function (m/s), and  $Y$  is a dummy variable representing suction. An explanation of the asymptotic behavior of the Kisch method is presented in detail by (Parent *et al.*, 2006).

The lysimeter height,  $H_{lin}$ , is determined when the pressure head (m) is equal to the height of the lysimeter, and  $H_K$  is the height where the pressure head profile obtained with the Kisch method becomes near vertical. According to the linear method explained in Parent *et al.* (2006), for a design infiltration rate ( $q_{ss}$ ), if the suction profile is vertical at the height of the lysimeter mouth, i.e. the hydraulic gradient is equal to 1, then  $k = q$  (Figure 3.2-2), there is no difference between the suctions  $\psi_{int}$  and  $\psi_{out}$  ( $\psi_{int} - \psi_{out} = 0$ ). In other words, the flow on both sides of the walls is the same. To obtain this condition, the walls height of the lysimeter must be at least

equal to the water column corresponding to the suction value obtained at the intersection between  $q_{ss}$  and the hydraulic conductivity function.

In general terms the determination of  $q_{ss}$ , which will be further explored, is expressed by the difference between precipitation and evapotranspiration. It is a conservative method that excludes water storage since infiltration is usually very low (between  $10^{-7}$  and  $10^{-10}$  m/s). Above the point where this maximum suction value is attained, the hydraulic gradient is very close to one, thus  $q_{ss} = k$ . When transformed into an equivalent water column height, this suction value, which can be determined graphically using the k-function (Figure 3.2-2), provides the lysimeter height ( $H_{lin}$ ).

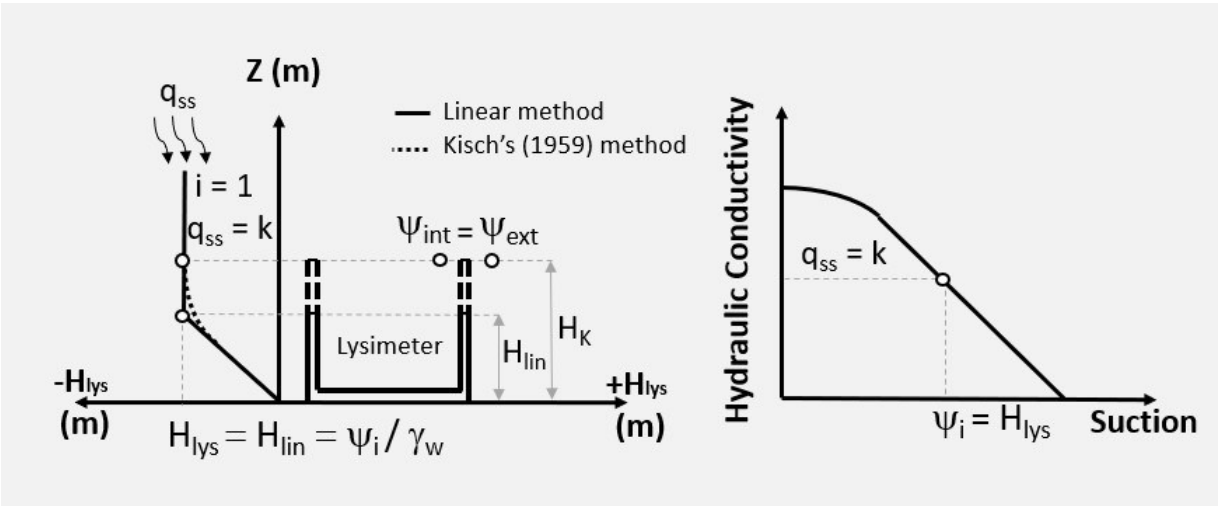


Figure 3.2-2 : Lysimeter design principles.

### 3.3 Materials and methods

#### 3.3.1 Experimental plots

A large-scale lysimeter was constructed in August 2018 at the Saint-Nicéphore landfill (owned and operated by Waste Management Quebec Inc.), located in Drummondville, Québec, Canada. The experimental plot consists of an enclosure in which the lysimeter was built (Figure 3.3-1a);

all instruments were installed to assess their performance in measuring deep percolation (Figure 3.3-1b). The lysimeter wall heights,  $H_{lys}$ , were determined using the linear method.

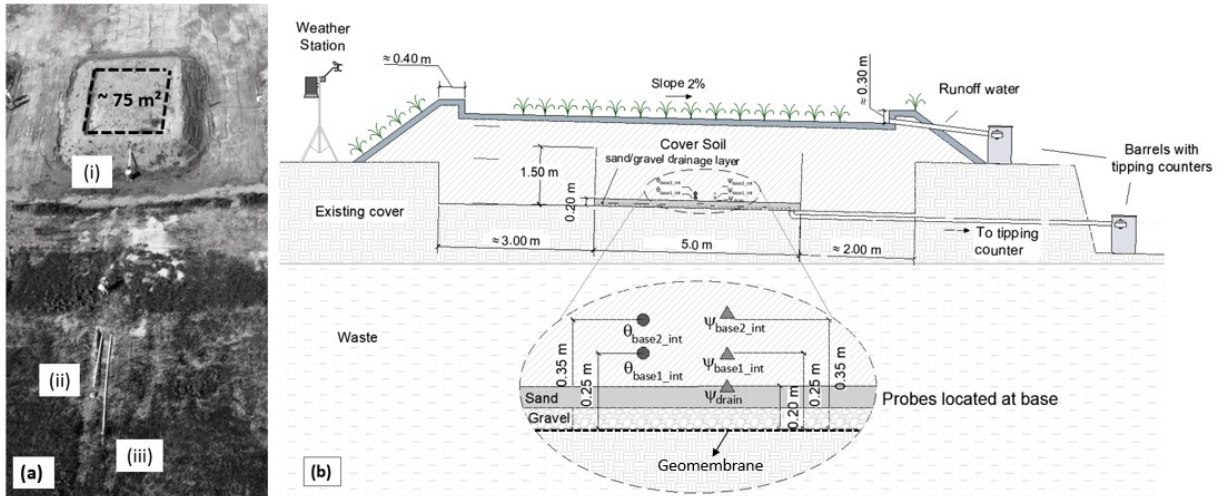


Figure 3.3-1: (a) Aerial view of the enclosure immediately after completion shows collection pipes for: (i) runoff (surface water); (ii) deep percolation (from lysimeters); (iii) enclosure bottom drain; and (b) Lysimeter cross-section (insert shows relevant instrumentation).

The lysimeter, which dimensions are 5.00 m x 5.00 m x 1.50 m was filled with the same soil bulk (silty sand with some clay) used to construct the final cover of a very old part of the landfill. The placement density was the same inside and outside. Figure 3.3-1b is a representative cross-section of the enclosure, where the lysimeter was lined with a 1.50 mm-thick HDPE geomembrane mounted on a wooden frame. A geotextile was installed to protect the geomembrane against perforations from the granular drainage material, composed of sand over gravel – both 0.1 m thick. The top and bottom of the excavation follow a 2% slope. The top slope follows the minimum requirement by the Quebec Landfill Regulation (MDDEP, 2006).

Three types of drainage pipes – depicted in Figure 3a- were installed: near the surface to collect surface water (Figure 3.3-1a\_i), at the bottom of the lysimeter to drain deep percolation to tipping counters (Figure 3.3-1a\_ii) and at the bottom of the excavated area (Figure 3.3-1a\_iii)

to drain any excess water that might have accumulated within the controlled area (this was deemed important mainly during construction and right after completion of the plots).

### 3.3.2 Instrumentation

Tensiometers (T4e; METER Group) and water content sensors (ECH20 EC-5; Meter Group), identified in Figure 3.3-1b, connected to data loggers, were installed to allow continuous assessment of moisture and suction at several locations within the lysimeters, including the region near the soil cover/drain interface. Data were logged hourly using a DL6 (Delta-T Devices Ltd) for tensiometers, and EM-50 (Meter Group) for water content. Moisture accuracy was 3% (after soil specific calibration). T4e operate from +100 kPa (water pressure) to 85 kPa (suction) with 0.10% accuracy. If the soil suction exceeds 85 kPa, the dry porous ceramic capsule and tensiometer must be refilled to ensure adequate saturation for operation. Prior to field installation, all tensiometers in the project were preliminarily saturated in the laboratory as per the process described by the manufacturer. Subsequently, weekly verifications were performed in the field, and the required maintenance procedure was followed.

Three vertically aligned tensiometers were installed near the bottom of the lysimeter: the lower one, identified as  $\psi_{\text{drain}}$  in Figure 3.3-1b, was installed at the cover/drain interface and  $\psi_{\text{base1\_int}}$  and  $\psi_{\text{base2\_int}}$  were installed 0.25 m and 0.35 m, respectively, above that interface. Their associated water content sensors, identified as  $\theta_{\text{base1\_int}}$  and  $\theta_{\text{base2\_int}}$  in Figure 3.3-1b, were placed at the same elevation, approximately 0.30 m from the tensiometers. The percolation collected by the lysimeter was monitored by the tipping counters (KIPP100, by Meter Group; tipped every time 100 ml had accumulated). The plot's instrumentation was completed by two weather stations (Vantage Pro2 Plus, by Davis Instruments) and settlement plates (custom built). Climatic data were recorded hourly.

### 3.3.3 Hydraulic and soil properties

Figure 3.3-2 shows the grain size distributions of the soils, obtained following Quebec's BNQ 2501-025/2013 standard. The water retention curves of the sand and cover soil, presented in Figure 3.3-3a, were obtained from laboratory tests using the hydraulic property analyser Hyprop

(Meter Group), which determines the drying path. A total of 53 Hyprop tests were performed. Only the average values of the van Genuchten-adjusted curve are indicated in the figure (continuous line). The effect of hysteresis, particularly relevant for sands (Maqsoud *et al.*, 2004), can explain the difference between the laboratory and field curves. Soil density is strongly sensitive to suction variations, particularly when the soil is subjected to drying, and increases in density until the pore contraction limit is reached.

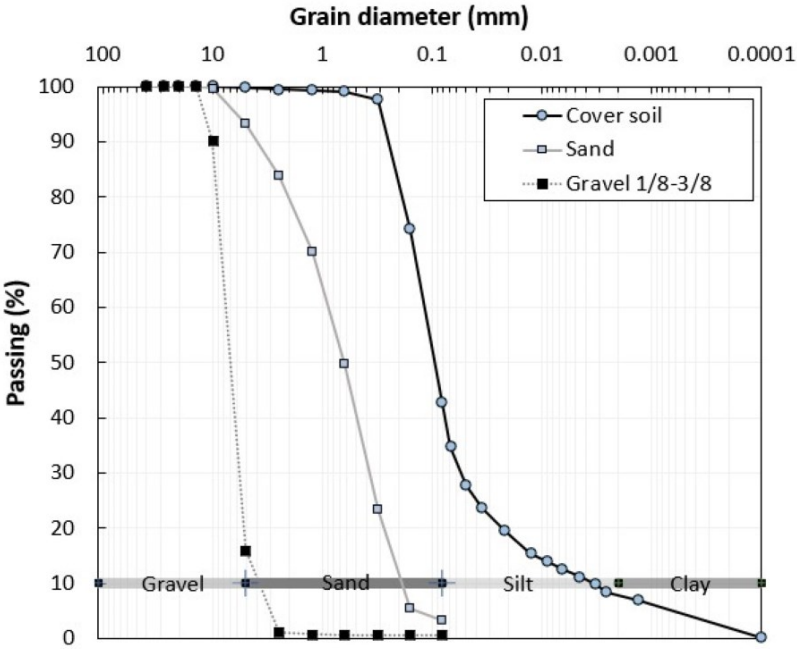


Figure 3.3-2 : Grain size distribution of the selected soils.

Experimental data from the tensiometers and water content sensors shown in Figure 3.3-1b, as well as many other pairs of sensors (not shown in Figure 3.3-1b), installed in selected locations within the lysimeter (e.g., at the elevation of the mouth, inside and outside), are also plotted in Figure 3.3-3a. The van Genuchten (1980) model was used to determine the WRC fitting model, which was then selected to fit the laboratory data to obtain the WRCs of the sand (unit weight of solid particles,  $G_s=2.65$ ) and cover soil ( $G_s=2.73$ ). Five Hyprop tests were performed for the sand and yielded quite similar results. Only one is shown in Figure 3.3-3a.

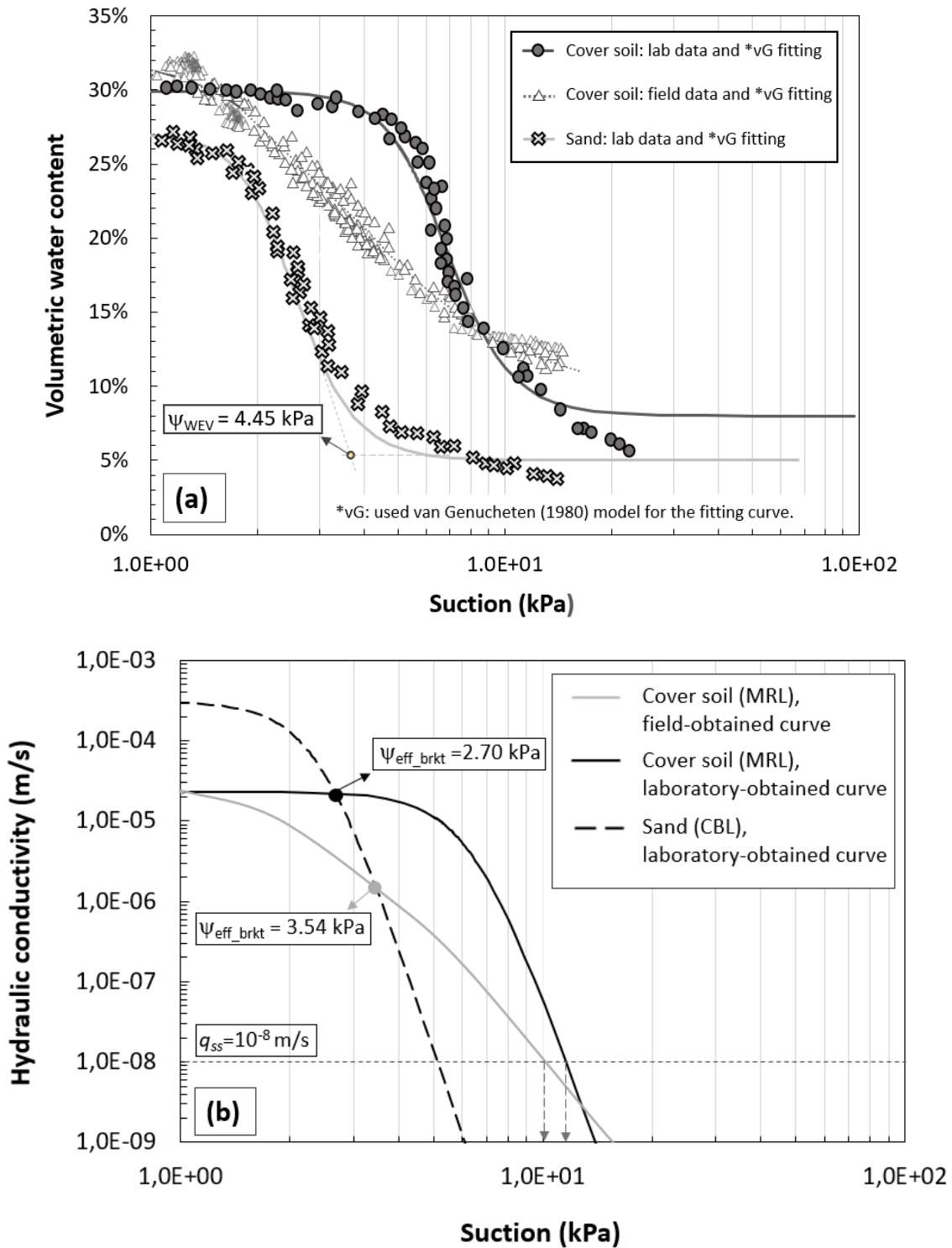


Figure 3.3-3 : (a) Water retention curve (WRC) and (b) k-function of the materials used in the experimental site and numerical simulations.

The van Genuchten parameters, the water entry values ( $\psi_{WEV}$ ), saturated volumetric water content ( $\theta_s$ ) and residual volumetric water content ( $\theta_r$ ) values, and the saturated hydraulic conductivity values ( $k_{sat}$ ) of the two soils are presented in Table 3.3-1, which also shows the  $\psi_{WEV}$  of the materials, determined following the Brooks and Corey (1964) graphical method. The saturated hydraulic conductivities were obtained using several methods, namely the mini-disk infiltrometer and K-SAT apparatuses (both from Meter Group), and a fixed wall permeameter. The range and average values, which were used for numerical simulations, are presented in Table 3.3-1.

The k-function of the materials, presented in Figure 3.3-3b, were obtained based on the model proposed by van Genuchten (1980) using the Mualem (1976) formulation. In Figure 5b the intersection points between the sand and the two-cover soil WRCs, represent the effective breakthrough suction values ( $\psi_{eff\_brkt}$ ), which are also given in Table 3.3-1.

Table 3.3-1: Hydraulic properties of the Saint-Nicephore experimental site materials

Parameter	Sand	Cover Soil Field	Cover Soil Lab
WRC fitting model*	vG	vG	vG
$\alpha$ (1/kPa)	0.408	0.351	0.130
$n$	5.572	2.400	7.094
$m$	0.823	0.583	0.859
$\theta_s$ (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0.27	0.32	0.30
$\theta_r$ (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0.03	0.09	0.09
$k_{sat}$ (m/s)	$2.9 \times 10^{-4}$ (1.2 - 4.6 x 10 <sup>-4</sup> ) □	$2.7 \times 10^{-5}$ (2.3 - 3.1 x 10 <sup>-5</sup> ) □	$2.3 \times 10^{-5}$ (1.0 - 3.6 x 10 <sup>-5</sup> ) □
$\psi_{WEV}$ (= $\psi_{init\_brkt}$ ) (kPa)	4.45	10.70	8.24
$\psi_{eff\_brkt}$ (kPa)	- <sup>†</sup>	3.54 <sup>‡</sup>	2.70 <sup>‡</sup>
$H_{lin}$ (m)	0.53 (5.2 kPa) <sup>§</sup>	1.02 (10.0 kPa) <sup>§</sup>	1.17 (11.5 kPa) <sup>§</sup>

**Note:** \* vG: used van Genuchten (1980) model and  $\alpha$ ,  $n$ , and  $m$ , are its parameters.

<sup>†</sup>  $\psi_{eff\_brkt}$ , effective breakthrough suction not available.

<sup>‡</sup> Taken from Figure 5b, at the intersections between sand and cover soil (lab or field).

<sup>§</sup> Suction values taken from Figure 5b, at the intersections between the equivalent net steady-state percolation rate ( $q_{ss}$ ) and the soil (sand, cover soil - lab and field).

□ Range of values obtained using 3 different testing methods, namely the mini-disk infiltrometer and K-SAT apparatuses (both from Meter Group), and a fixed wall permeameter

### 3.3.4 $H_{lys}$ design

The heights of the side walls of the lysimeter were determined according to the linear method, in which the intersection between the k-function and  $q_{ss}$  was reached at a suction value of 11.5 kPa (laboratory curve - Figure 3.3-3b), which gives  $H_{lys} = H_{lin} = 1.17$  m. By adding 0.20 m to account for the drainage layers (Figure 3.3-1b), and a safety factor of 1.1, the total height of the lysimeter actually constructed – and modelled in this study - was 1.50 m. A comparison with values obtained with the Kisch method is presented later in the text (Section 3.4.3). All the considerations presented were based on the fundamentals of soil physics and focused attention on the variables measured in the field. The  $q_{ss}$  calculated for the 3 years (1,095 days) of simulations was  $10^{-8}$  m/s.

### 3.3.5 Numerical modelling

Simulations with HYDRUS-2D were performed to assess the performance of the field lysimeter, as well as the impermeable (zero flow) limit at its bottom and the capillary rise of the stored water. The software is based on the solution of Richards' (1931) equation, which provides a two-dimensional finite-difference model for estimating the movement of water in saturated and unsaturated media (Simunek *et al.*, 1996). In addition to validating the behavior of the flow regime for the test lysimeters constructed using the linear method, different scenarios were modelled to observe the accuracy of percolation estimation when varying the lysimeter dimensions ( $H_{lys}$  and W- width).

Three types of data were provided as input: the geometry of the problem (Figure 3.3-4), the field-based van Genuchten parameters of the WRC of the cover soil (Table 3.3-1), and the net percolation rate data,  $q_{ss}$ . The latter were calculated on an hourly basis as precipitation (PPT) minus evapotranspiration (ET), with PPT obtained from the site's weather stations, from 2018 to 2020, while ET was calculated using the Penman–Monteith method (Penman, 1948). Cool-season grass (similar to the field) was used as crop with an assumed height of 0.12 m with a fixed surface resistance and a depth root zone of 0.6 m.



The dimensions of a domain are relevant, and a minimum width of the domain is required to avoid affecting lateral interferences (numerical edge effects) and convergence. The domain was designed with a sufficiently large width ( $W_d = 20.00$  m). At 5.00 m, the domain height ( $H_d$ ) is greater than the usual cover thicknesses. However, to study the influence of the vertical position of a lysimeter, this was considered reasonable. In addition to the field lysimeter dimensions, with width,  $W$ , equal to 5.00 m and  $H_{lys} = 1.50$  m, simulations were performed with varying  $W$ s of 1.00, 2.00 and 3.00 m and  $H_{lys}$  of 0.50, 0.75, 1.00 and 1.50 m. We adopted 0.01-m thick side walls. Figure 6 shows a schematic of a typical lysimeter simulated within the study domain (enclosure).

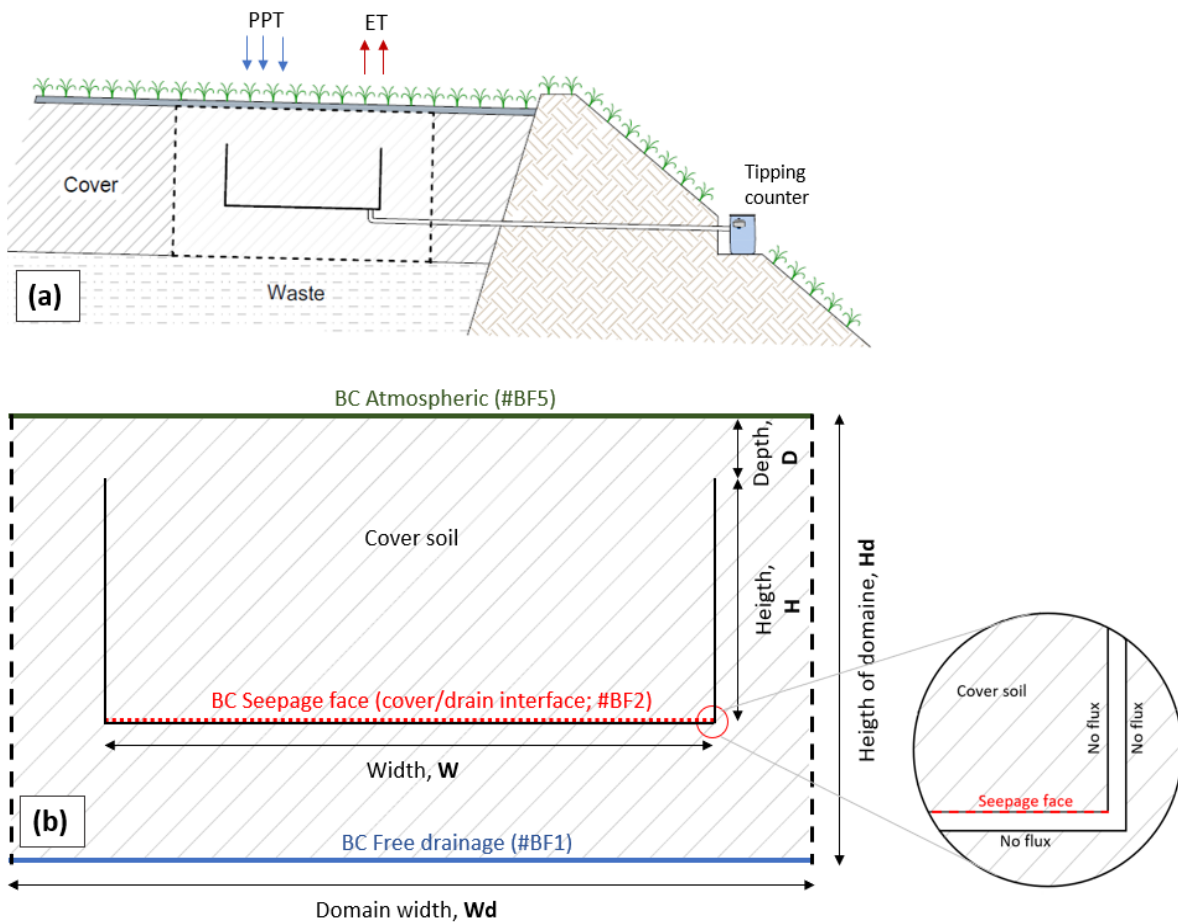


Figure 3.3-4: (a) Modelling domain (dashed line); (b) Boundary conditions (BC) applied.

Boundary conditions (BC) applied are illustrated in Figure 3.3-4b. An atmospheric BC (#BF5) was assigned at the top of the domain. The values assigned to this BC are PPT-ET. We placed a seepage face, BC (#BF2) 1 cm above the bottom of the lysimeter. This boundary condition simulates drainage in Hydrus-2D. A no-flux BC was imposed around the lysimeter. The latter simulates lysimeter walls constructed with an impermeable material, such as a geomembrane. At the very bottom, a free drainage BC (#BF1) that simulates a unit gradient was applied. The default suction value at the seepage face BC was zero ( $\psi = 0$ ), which is necessary for drainage to occur. However, a different value can be assigned in Hydrus-2D to reflect the fact that suction at the top of the drainage layer may be greater than zero ( $\psi > 0$ ), when flow starts to occur. The assigned suction at the seepage face BC was 4.00 kPa. The latter is the average of  $\psi_{\text{init\_brkt}}$  (= 4.45 kPa; sand WEV; Figure 3.3-3a and Table 3.3-1) and  $\psi_{\text{eff\_brkt}}$  (= 3.54 kPa; from the field-obtained k-function; Figure 3.3-3b). A finite element mesh was then generated based on the domain geometry. The mesh was refined in all corners to minimize mass balance issues.

### 3.3.6 Performance criteria

A baseline simulation was performed to obtain the percolation rate at the bottom of the domain at the free-drainage boundary condition #BF1, where there is no lysimeter. This percolation rate divided by the width of the free-drainage boundary condition (#BF1, Figure 3.3-4b) is designated the base unit percolation rate ( $\bar{f}_{\#BF1}$ ). Similarly, for each scenario including a lysimeter, a unit percolation rate crossing the seepage face (#BF2 in Figure 3.3-4),  $\bar{f}_{\#BF2}$ , was obtained dividing the seepage face rate by the width  $W$  of the lysimeter. The performance criterion is expressed as the *performance ratio*, i.e., the ratio between  $\bar{f}_{\#BF2}$  and  $\bar{f}_{\#BF1}$ . A performance ratio of less than 100% indicates that the unit percolation rate of the lysimeter,  $\bar{f}_{\#BF2}$ , is lower than  $\bar{f}_{\#BF1}$ , meaning that flow is diverted away from the lysimeter. If the performance ratio is greater than 100%, then the lysimeter is acting as a sink (O’Kane et Barbour, 2003). If the flow regime is not altered by the presence of the lysimeter, the performance ratio is equal to 100%, i.e., the lysimeter is accurately assessing percolation.

## 3.4 Results and discussion

### 3.4.1 Field observations

Figure 3.4-1 presents the evolution of suction, accumulated runoff, precipitation and percolation during the monitoring period (2019-2020). Although we gathered 3 years of data and used it as input in the model, we only analysed the response from May to October 2019 (2<sup>nd</sup> year) and May to October 2020 (3<sup>rd</sup> year), when there was continuous monitoring.

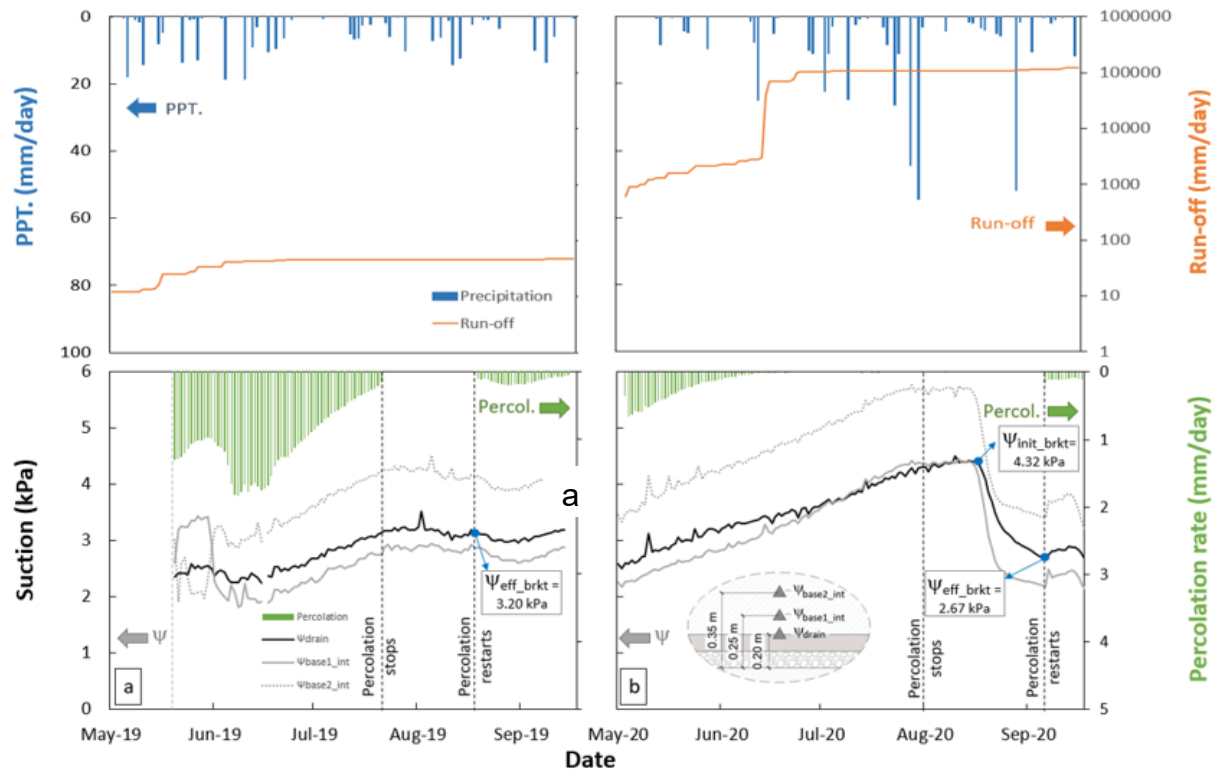


Figure 3.4-1: Evolution with time of suction, precipitation, and deep percolations rates  
(a) 2019 data (b) 2020 data.

This figure shows two periods without any deep percolation readings: one in each year (between the dashed vertical lines). These breaks were largely due to high temperatures and dry periods in the summer and made it possible to clearly identify the breakthrough region ( $\Psi_{init\_brkt}$  to  $\Psi_{eff\_brkt}$ ).

Data from the on-site weather stations reveal that, in 2020, the cumulated rainfall was 1057.5 mm, whereas in 2019 it was 1001.1 mm and rainfall events were well distributed throughout the monitoring season (May to October for both years). Temperatures above 30° C were recorded for 5 days only in 2019. Accordingly, the soil remained humid enough to maintain suction levels lower than the initial breakthrough suction level,  $\psi_{\text{init\_brkt}}$ . In addition, there were only slight variations in suction levels throughout the 2019 monitoring period. Although no percolation was recorded between July 28 and August 20, significant rainfall events (> 10 mm) resumed in late summer (September 5, 2019), leading to the start of the recording of percolation data. After one week of rainfall events, resulting in an accumulation of 28.7 mm of rain, suction in the sand reached 3.20 kPa, i.e.,  $\psi_{\text{eff\_brkt}}$  (Figure 3.4-1a) at the interface with the cover soil. This is close to the suction value where the k-functions of the sand and cover soil cross (Figure 3.3-3b), i.e., 3.54 kPa (considering the field-derived k-function for the cover soil). This magnitude of suction in the CBL-MRL interface is due to the capillary break and is consistent with other field measurements reported by Gang *et al.* (2015), McCartney *et al.* (2005) and Stormont and Anderson (1999). At this suction level, the capillary barrier effect no longer retains water in the MRL, and water starts to seep into the underlying layer.

The second monitoring year, 2020, was a rather dry one compared to the first one. However, even though rainfall events were sparser, they were stronger. The average temperature during the monitoring period was 2° C higher than in 2019 and exceeded 30° C in as many as 17 days (data obtained from the weather stations). This resulted in greater accumulated runoff (Figure 3.4-1) and less moisture in the soil, thereby leading to higher suction values during the 2020 monitoring period than in 2019. Late in the summer of 2020, when enough moisture had accumulated, the fall in suction values seemed to indicate that the initial breakthrough suction of the sand was attained,  $\psi_{\text{init\_brkt}} = 4.32$  kPa had been attained (Figure 3.4-1b). Indeed  $\psi_{\text{drain}}$  dropped sharply, which is necessary for flow into the drain layer to occur. As rainfall events further wetted the soil, the tipping buckets started to record data, indicating that the effective breakthrough  $\psi_{\text{eff\_brkt}}$  was attained at 2.67 kPa (Figure 3.4-1b). At this point a certain stabilization of the  $\psi_{\text{base1\_int}}$  and  $\psi_{\text{base2\_int}}$  was recorded (Figure 3.4-1b). The above seems to indicate that there was indeed a breakthrough region, beginning at  $\psi_{\text{init\_brkt}}$  and ending when  $\psi_{\text{eff\_brkt}}$  was attained (Figure 3.2-1). However, this region was well defined once the drainage

layer had become sufficiently dry and needed to be wetted to allow flow. In 2019, the drainage layer remained relatively wet (Figure 3.4-1a; notice lower suction values compared to 2020), resulting in an ill-defined breakthrough region. Percolation into the tipping buckets started when the suction value attained 3.20 kPa, i.e., between  $\psi_{\text{init\_brkt}}$  and  $\psi_{\text{eff\_brkt}}$ .

The suction values recorded for  $\psi_{\text{base2\_int}}$  remained approximately 1.00 kPa greater than those recorded for  $\psi_{\text{base1\_int}}$ , which is located 0.10 m below  $\psi_{\text{base2\_int}}$ . This constant difference is therefore almost entirely attributed to the difference in height above the interface. However, in early September 2020, after  $\psi_{\text{init\_brkt}}$  had been attained and moisture levels started to increase – and suction, decrease – the difference between  $\psi_{\text{base1\_int}}$  and  $\psi_{\text{base2\_int}}$  was lower than 1.00 kPa, indicating that moisture was accumulating at the interface. This happened concomitantly with the period over which percolation was recorded.

In general, it can be observed in Figure 3.4-1a,b that variations in suction values as a response to rainfall are the same for the tensiometers placed at different levels. Gradual suction changes occurred near the bottom of the lysimeter (i.e., in the range up to 0.35 m from the draining base), following a drying trend. Although the suction values can be considered low (between 1.00 and 5.00 kPa), the first sensors to be affected by the onset of rainfall were those positioned furthest from the drainage interface. Suction values inside and outside the lysimeter had relatively the same behavior. Additionally, there is a continuity of water flow through the soil cover, which, depending on the hydraulic properties of the cover material, can affect the magnitude of the flow. The greater the depth, the slower the response to the onset of rainfall. As the rainwater infiltrates, pore-pressures are dissipated. Moreover, since the ET cover tends to generate higher hydraulic gradients, higher suctions are expected in shallow areas (Schneider *et al.*, 2010). Measurements also suggest that with summer arriving, the soil within the domain becomes drier and suction values increase accordingly. It can be noted that important rainfall events led to higher infiltration rates through the cover (percolation periods – Figure 3.4-1).

### 3.4.2 Numerical modeling

Figure 3.4-2 shows the performance ratio as a function of the different sidewall height scenarios for lysimeters, while Table 3.4-1 is a summary of the results.

Table 3.4-1 : Performance ratio for each scenario considering  $H_{lys}$ ,  $W$  and  $\psi_{brkt}$  variations.

Suction at seepage face #BF2 (kPa)	Width of lysimeter (m)	Performance ratio, $\frac{\bar{f}_{\#BF2}}{\bar{f}_{\#BF1}}$ (%)			
		Height of lysimeter (m)			
		0.50	0.75	1.00	1.50
0.00	1.00	32%	52%	72%	94%
	2.00	47%	70%	84%	96%
	3.00	60%	78%	89%	96%
	5.00 (*)	74%	87%	92%	96%
4.00	1.00	60%	78%	89%	99%
	2.00	74%	87%	94%	99%
	3.00	83%	89%	95%	98%
	5.00	89%	93%	96%	98%

(\*) Value adopted for design of lysimeter installed in the field. Actual height was 1.17 m, excluding filter and drainage layers, for a total of 1.5 m.

For the smallest modelled lysimeter,  $W = 1.00$  m and  $H_{lys} = 0.50$  m, the performance ratio increased from 32% to 60% with the change of  $\psi_{brkt}$  at the seepage face BC. Simulations performed at heights of less than 0.75 m resulted in performance ratios of a maximum of 87% for  $\psi = 0$ , and up to 93% for  $\psi_{brkt} = 4.00$  kPa (see Table 3.4-1). While in the same scenario but with  $\psi = 0$  the performance ratio varied between 72% and 92%. Wall height does not seem to significantly affect the performance ratio from 1.00 m on, especially when breakthrough suction is considered. In both cases, for the stipulated height of 1.50 m (same as applied in the field), the lysimeter performance ratios were greater than 94%. While the performance of the lysimeters improved as the width increased, it is assumed that 5.00 m is the maximum practical width of lysimeters in any simulated scenario. Figure 3.4-2 indicates that the performance ratios of lysimeters with side walls greater than 1.00 m mostly exceeded the 90% performance for

$\psi_{\text{brkt}} = 4.00$  kPa. As noted in Abichou *et al.* (2006b) and Chiu and Shackelford (2000), the width of the lysimeters affects performance, and small dimensions may collect too little water and underestimate the percolation rate.

Figure 3.4-2 also shows that the maximum performance ratio is 96% and 99%, in both suction conditions applied to the BC. This indicates that the performance ratio has reached almost 100% when considering the height of the walls designed according to the linear method.

Figure 3.4-3 captures the most critical moment for water accumulation. It also shows two suction profiles for the field-constructed lysimeter with dimensions,  $W = 5.00$  m and  $H_{\text{lys}} = 1.50$  m: one without the “trigger suction” ( $\psi = 0$ ; Figure 3.4-3a) and another with the “trigger suction” ( $\psi_{\text{brkt}} = 4.00$  kPa; Figure 3.4-3b). The critical moment was established as the peak of water accumulation inside the lysimeter during the 1,095-day modeling period.

Since water cannot be drained out until a water table is created,  $\psi_{\text{brkt}} = 0$  (Figure 3.4-3a) led to an accumulation of water above the BC interface, which was expected. For suction values at the elevation of the mouth of the lysimeter – both inside and outside - to reach near identical values (meaning that the lysimeter does not influence the flow regime), the suction profile must be practically vertical (unit gradient). The volumetric water content inside and outside the lysimeter mouth was approximately the same, 12%. At no other time during the simulated period were the moisture levels different. At this moment, the suction values at the mouth - inside and outside – obtained from logged data and numerically (shown in Figure 3.4-3b) were quite similar. In other words, the wall height of the constructed lysimeter was high enough so that internal accumulation of water at the base of the lysimeter did not significantly affect the flow regime in the domain.

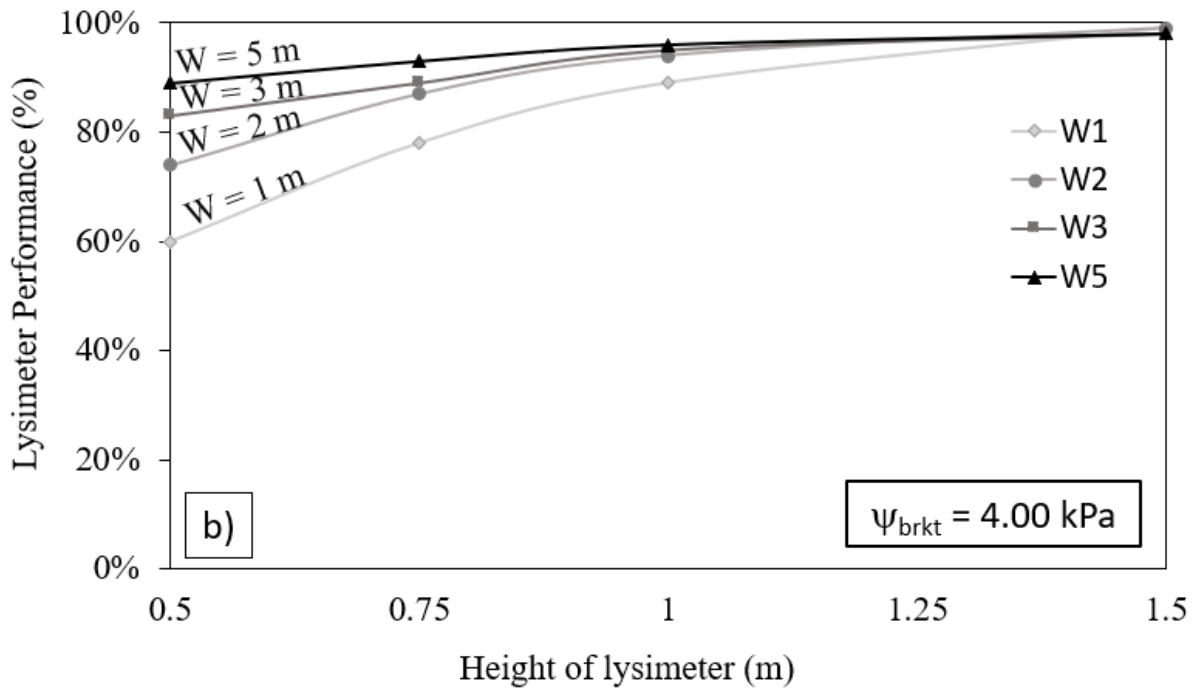
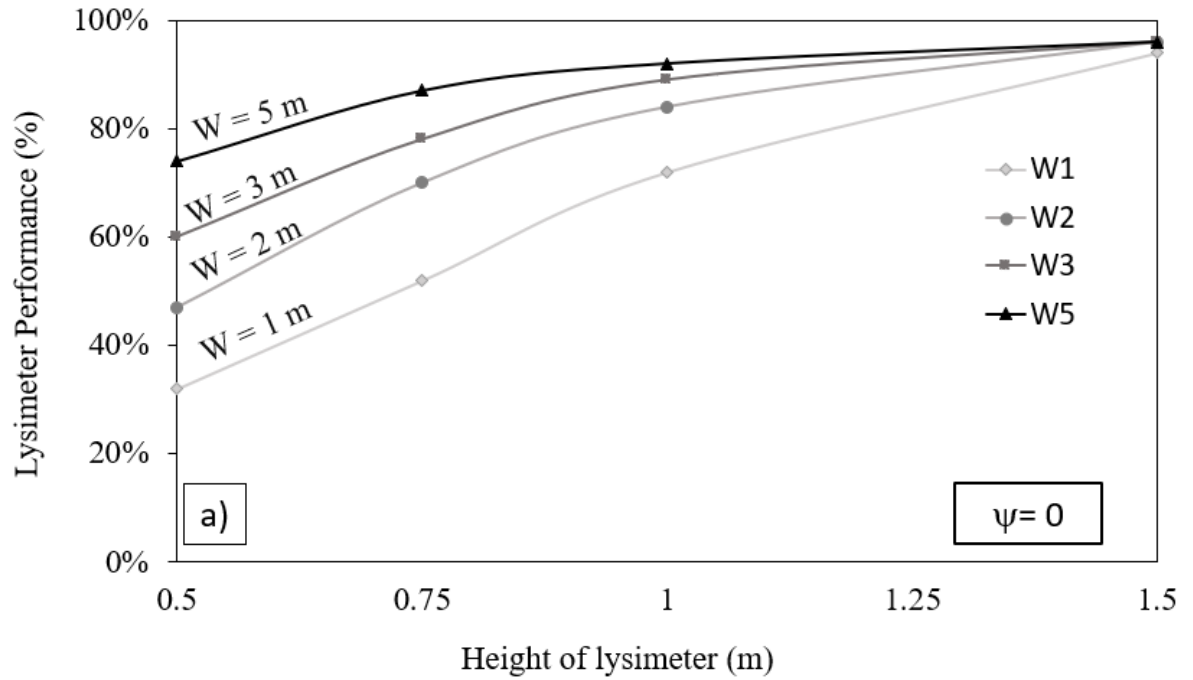


Figure 3.4-2 : Performance ratio versus  $H_{lys}$  for different  $W$  simulated lysimeters a) for  $\psi_{brkt} = 0$ ; b) for  $\psi_{brkt} = 4.00 \text{ kPa}$ .



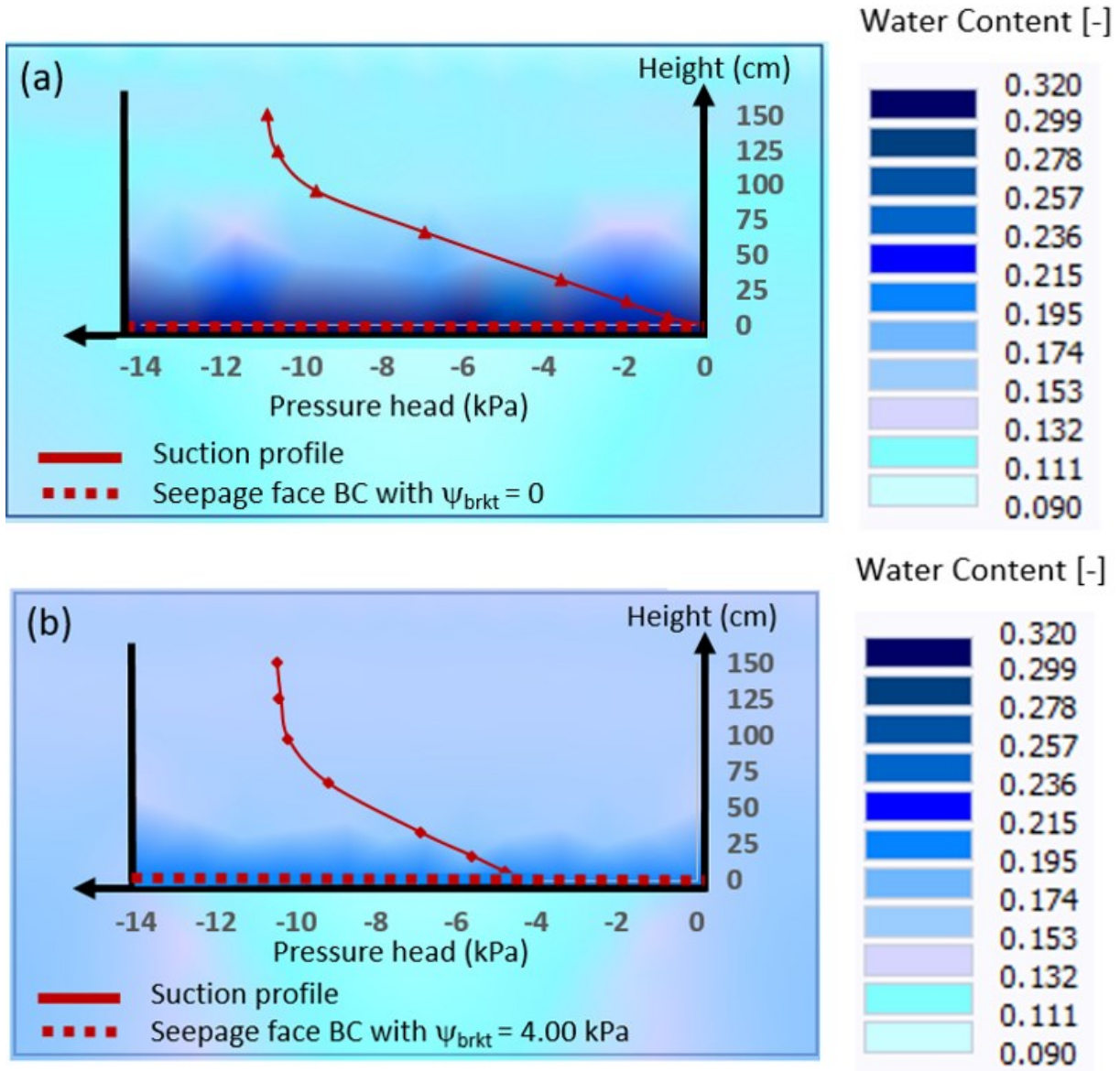


Figure 3.4-3 : Water accumulation and suction profiles for different seepage face boundary conditions for the field-constructed lysimeter modelled with: (a)  $\psi_{brkt} = 0$ ; (b)  $\psi_{brkt} = 4.00$  kPa.

Images show critical moments during the 1095-day simulations with  $W = 5$  m.

For  $\psi_{brkt} = 4.00$  kPa, less water accumulation was observed, with volumetric water contents equal to 16% inside and outside and the behavior of the suction values was also similar suction behaviors. Furthermore, the verticality of the suction profile and moisture levels seems to stabilize at a lower height, which means that the required  $H_{lys}$  would be lower than in the previous case ( $\psi_{brkt} = 0$ ). The results, however, indicate that an appropriate value for

breakthrough suction at the BC that simulates the cover-drainage interface reduces the required lysimeter wall height. It should also be noted that the base of the lysimeter causes an artificial barrier that prevents upward and downward flow, creating a drier region (darker shades of blue in Figure 3.4-3a). Thus, all the water that migrates downwards to the bottom of the profile is collected and directed out of the system and the lysimeter may act as a rectifier. Consequently, the collected water cannot move upward as a result of natural upward gradients induced by evapotranspiration (Liu, 2004).

### 3.4.3 Further discussion

Lab- and field-derived k-fcts: For the design of the selected lysimeter, we used the lab-obtained WRC and derived k-function of the cover soil to determine its wall height. At that time, we did not consider the “trigger” suction value, which was introduced as a result of analyses of field data and modeling runs. We had a unique and voluminous database of field volumetric water content and suction values of the soil cover recorded continuously at various depths within the experimental plot profiles. These data allowed us to construct a field-based (or actual) WRC and derive the “field” k-function for the cover soil (Figure 3.3-3b). We also used suction and volumetric water content values at the interface between cover soil and sand and as shown in Figure 3.4-1.

The two k-functions of the cover soil (lab- and field-derived) led to two different suction values associated with the design steady-state percolation rate,  $q_{ss}$ . As shown in Figure 3.3-3b, there would be a slight shift to the left (towards lower suctions) when considering the lab-derived k-function, instead of the field-derived one. Consequently, the lab-derived k-function yields a more conservative wall height. This is relevant for designers. A second concern relates to the intersection of these two k-functions with the sand’s k-function (Figure 3.3-3b). Two  $\psi_{\text{eff\_brkt}}$  values were obtained: 2.70 kPa for the lab-derived k-function, and 3.54 kPa for the field-derived k-function. The most conservative is the lab-derived because it leads to a lower reduction of the  $H_{\text{lys}}$ .

Table 3.4-2: Lysimeter wall height determined by different methods.

Lysimeter Width (m)	$q_{ss}$ (m/s)	$\psi_{brkt}$ (kPa)	Lysimeter wall height (m)		$\Delta$ $H_{lin} - H_k$ (m)
			$H_{lin}$	$H_k$	
5.00 (actual dimension in the field)	$10^{-7}$	0	1.05	1.54	-0.49
		2.70	0.77	1.12	-0.35
		3.54	0.63	0.94	-0.31
		4.00	0.59	0.82	-0.23
		4.45	0.55	0.66	-0.11
	$10^{-8}$ (adopted for design)	0	1.17(*)	1.58	-0.41
		2.70(†)	0.88	1.15	-0.27
		3.54	0.72	1.02	-0.30
		4.00	0.69	0.99	-0.30
		4.45	0.65	0.90	-0.25
	$10^{-9}$	0	1.52	2.19	-0.67
		2.70	1.34	1.79	-0.45
		3.54	1.23	1.56	-0.33
		4.00	1.15	1.39	-0.24
		4.45	1.09	1.21	-0.12

(\*) Adopted in the design phase. Constructed with 1.2 m.

(†) As shown in Figure 7b, this is the observed  $\psi_{brkt}$ .

Kisch vs Linear methods: The design of the lysimeter constructed at the Saint-Nicéphore landfill was intentionally based on the linear method, which is a simpler method than the Kisch method. In the latter, unit gradient is attained following asymptotic behavior, i.e., higher up in the profile, therefore leading to higher wall heights. Table 3.4-2 summarized the heights obtained using the linear and Kisch methods, for different percolation rates and “trigger” suction values. For both methods, it can be seen that the greater the “trigger” suction value, the lower the required lysimeter wall height to ensure unit gradient at the elevation of the mouth of the lysimeter, i.e., to ensure that the presence of the lysimeter will not affect the flow regime. For example, considering the adopted  $q_{ss} = 10^{-8}$  m/s and  $\psi_{brkt} = 0$  kPa,  $H_{lin} = 1.17$  m, which is the design height, while  $H_K = 1.58$  m (Table 3.4-2). When considering the observed  $\psi_{brkt}$  (= 2.70 kPa; Figure 3.4-1b),  $H_K = 1.15$  m. However, as Table 3.4-1 shows, flow diversions obtained from model runs were rather low for wall heights equal to  $H_{lin}$ , irrespective of the “trigger” suction adopted.

Also noteworthy is the fact that numerical modeling with a breakthrough value other than zero, led to a better reproduction of the actual response of the lysimeter than the adoption of  $\psi = 0$ , as was adopted in the design phase. According to the more precise Kisch method, with the actual dimensions of the constructed lysimeter ( $W = 5$  m;  $H_{lin} = 1.2$  m) and the design value for  $q_{ss} = 10^{-8}$  m/s, the required height would be 1.58 m. With consideration of the observed breakthrough suction (2.7 kPa; Figure 3.4-1b), the required height by the Kisch method, 1.15 m, is almost exactly the constructed wall height.

One aspect not covered in this study is the position of the lysimeter within the profile. Its position may affect the flow regime, by affecting the evapotranspiration process and water storage. Also, it is important to assess how close to the surface the lysimeter can be positioned, because the closer it is to the surface, the easier it is to build the drainage system that allows the continuous collecting and recording of seepage fluxes (see Figure 3.3-1b).

Lastly, since rainfall events of varying magnitudes affect infiltration rates, pore water pressure and water content distribution and water storage development (Rahardjo *et al.*, 2019), the effects of climate change on percolation may be an interesting discussion to have with respect to lysimeter design. It follows from the linear method that with these lower percolation rates, the unit gradient will be reached at much higher suction values, leading to very high lysimeter walls. A trade-off must be reached between efficacy of the lysimeter (in simple terms: same suction values inside and out, at the mouth of the lysimeter) and wall height. Considering a suction breakthrough greater than zero leads to lower wall heights.

### **3.5 Conclusions**

A study based on 3 years of field data and numerical modeling was conducted to investigate the effects of a fundamental boundary condition (breakthrough suction), and how it affects lysimeter design and performance estimation of percolation rates. First, this paper addresses the methodology adopted for the lysimeter design, documents the field response of the sensors contained in the lysimeter, and uses early monitoring data to demonstrate the ability of the installed instrumentation to respond to varying climatic conditions to monitor and evaluate the

performance of each component of the flow regime in the lysimeter. The 2019 and 2020 data show that all instruments responded consistently. In general, analyses of the initial data revealed synchronicity between the responses of the instruments and their ability to capture changes in the water flow regime. Breakthrough suctions in the field drainage system were observed in the order of 2 to 5 kPa. A significant flux into the coarser (filter or drainage) layer does not take place until the breakthrough suction at the top of the finer layer has been reached. This process can be reversed by repeated wetting cycles and repeated advancement of the barrier.

Second, lysimeters with different geometries were simulated with HYDRUS-2D using field meteorological data. The simulations showed that sidewalls with a height of more than 1.00 m are high enough to minimize the lateral flow deviation. Similarly, the ratio between width and height of the lysimeter wall can affect the flow regime of the domain. As observed in the numerical simulations, applying breakthrough suction at the lower boundary can cause an estimated percolation performance above 90% in lysimeters designed according to the linear methodology for  $\psi_{brkt} = 4.00$  kPa.

In addition, we investigated the influence of varying magnitudes of rainfall events, which affect seepage rate, pore water pressure distributions, water content volumetric distributions, and water storage development. Based on the results, the following conclusions can be drawn:

- (1) Initial and effective breakthrough suction values were identified in field data.
- (2) The simple linear method – based on steady-state calculations - can be used to determine the height of lysimeter walls.
- (3) When a breakthrough suction value is considered at the base of the cover material, the heights determined using the linear method tend to be the same as those determined using the more formal Kisch method.
- (4) When using more sophisticated design methodologies, such as numerical modeling, adoption of a breakthrough suction value at the base of the cover material (simulating the breakthrough into the drainage layer) is recommended.

- (5) The breakthrough suction value can be determined using the hydraulic conductivity functions of the cover and drainage layers (in fact, the filter layer).

### **3.6 Acknowledgements**

The corresponding author received financial support from Waste Management (WM Quebec Inc.), the Natural Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC; CRD # RDPJ\_508222-16), and the Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels du Québec (CRIBIQ). The authors sincerely acknowledge the invaluable help of Mauro Duarte de Oliveira Neto and Ousmane Ouédraogo.

# **CHAPITRE 4. Évaluation sur le terrain de la conception des lysimètres pour le contrôle de l'infiltration du recouvrement final des sites d'enfouissement.**

## **Avant-propos**

**Titre:** Field-based assessment of the design of lysimeters for landfill final cover seepage control

### **Auteurs et affiliation :**

T. Kahale : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

O. Ouédraogo : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

M. Duarte Neto : Ingénieur, WSP Canada Inc. (anciennement étudiante à la maîtrise à l'Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil).

V. Simard : Ingénieur, Ville de Saint Jérôme, Québec (anciennement étudiante à la maîtrise à l'Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil).

A. R. Cabral : professeur titulaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

**Date de soumission :** 15 avril 2022.

**État de la soumission :** Accepté.

**Date d'acceptation :** 01 septembre 2022

**Revue :** Journal of the Air & Waste Management Association.

**Titre français :** Évaluation sur le terrain de la conception des lysimètres pour le contrôle de l'infiltration du recouvrement final des sites d'enfouissement.

**Contribution au document :**

Cet article traite du deuxième volet de cette recherche, soit l'évaluation d'une approche simple et conservatrice pour la conception de lysimètres à grande échelle, en la comparant au lysimètre ACAP, dont la conception a été largement présentée dans la littérature. La contribution est présentée par les résultats de la performance des lysimètres installés sur le site expérimental de Saint-Nicéphore, Drummondville, Canada, qui a été évaluée en utilisant une volumineuse base de données de teneur en eau, de succion et de percolation profonde. Cette étude présente une nouvelle perspective dans la conception des lysimètres, mais aussi des aspects intéressants de la modélisation des écoulements non saturés.

**Résumé français :**

Les lysimètres sont considérés comme l'instrument le plus approprié pour évaluer les taux de percolation à travers les recouvrements finaux des sites d'enfouissement. Leur conception, cependant, doit prendre en considération la nature non saturée de l'infiltration de l'eau, sinon ils peuvent agir comme un puits ou causer un évitement de l'écoulement. Le but de cette étude est d'examiner si l'utilisation d'une approche simple pour la conception des lysimètres produit des données de contrôle d'infiltration fiables. Deux méthodes de conception différentes ont été comparées en utilisant une base de données de trois ans de données de succion et d'infiltration recueillies à partir de lysimètres à grande échelle installés à la décharge de Saint-Nicéphore au Canada. Le premier, ou contrôle, dont les parois latérales étaient aussi hautes que l'épaisseur du matériau de couverture, a été inspiré des lysimètres installés pendant le programme d'évaluation des couvertures alternatives (ACAP ; USA). Le second lysimètre a été conçu sur la base de la méthodologie de conception simple proposée, qui se concentre sur l'écoulement non saturé et les propriétés hydrauliques des matériaux pour déterminer la hauteur optimale des parois. L'analyse de la base de données n'a pas montré d'indication d'écoulement préférentiel significatif, ou d'altération du régime d'écoulement par le second lysimètre, qui a recueilli autant de percolation que le contrôle (moins de 5% de différence). La méthode linéaire n'a pas été testée pour des conditions climatiques extrêmes et les hauteurs de paroi calculées à l'aide de



cette méthode peuvent être très élevées lorsqu'elles sont conçues pour des couvertures de sol à granulométrie très fine.

**Abstract:**

Lysimeters are considered the most appropriate instrument for assessing percolation rates through landfill final covers. Their design, however, must take into consideration the unsaturated nature of water seepage, otherwise they may act as a sink or cause flow avoidance. The aim of this study was to investigate whether using a simple approach to lysimeter design produces reliable seepage control data. Two different design methods were compared using a three-year field database of suction and seepage data collected from large-scale lysimeters installed at the Saint-Nicéphore landfill in Canada. The first, or control, whose side walls were as high as the thickness of the cover material, was inspired from lysimeters installed during the Alternative Cover Assessment Program (ACAP; USA). The second lysimeter was designed based on the proposed simple design methodology, which focuses on the unsaturated flow and hydraulic properties of the materials to determine the optimal wall height. Analysis of the database did not show any indication of significant preferential flow, or alteration of the flow regime by the second lysimeter, which collected as much percolation as the control one (less than 5% difference). The linear method has not been tested for extreme climatic conditions and the wall heights calculated using this method may be very high when designed for very fine-grained soil covers.

**Keywords:** Large-scale lysimeter design, landfill final covers, unsaturated flow, flow regime.

## 4.1 Introduction

Determining which are the most effective methods for predicting percolation rates in landfills is still a challenge in environmental geotechnics and has been the subject of numerous studies (Abichou *et al.*, 2006b; Albright *et al.*, 2004; Bews *et al.*, 1999; Chiu et Shackelford, 2000; Parent *et al.*, 2006). The vast majority of the technical literature focusing on the evaluation of deep percolation through landfill covers has demonstrated that lysimeters are the most reliable

direct measurement device for performing such evaluations. Large-scale lysimeters represent an alternative configuration between laboratory tests and the small lysimeters commonly used in agriculture, since they more closely represent field conditions (Kempton, 2012; Muniruzzaman *et al.*, 2021; Urrutia *et al.*, 2011; Vriens *et al.*, 2020). Despite their usefulness, pan lysimeters are intrusive measuring devices, and as such can affect the unsaturated flow regime. The interface of the bottom of the lysimeter can generate a capillary barrier around the fill and drain layer preventing the outflow (Benson *et al.*, 2001; Berger *et al.*, 2019; Zornberg *et al.*, 2010). The optimal design of lysimeters should take their dimensions into account in order to have a minimal effect on the flow regime and infiltration assessment (Abichou *et al.*, 2006b; Liu, 2004). Research in this direction has not attracted much attention lately. Lysimeter-related projects developed at the Université de Sherbrooke (Abdolahzadeh *et al.*, 2011; Benoit Lacroix Vachon *et al.*, 2015; Parent *et al.*, 2006; Parent et Cabral, 2006) have shown that there is room for improvement, and that clear guidance for designing efficient lysimeters is needed.

In this study, we compared two different approaches to lysimeter design. The first, explored during the Alternative Cover Assessment Program (ACAP) (Albright et Benson, 2002; Benson *et al.*, 2001), promoted a design that attempted to eliminate one important disadvantage of lysimeters: flow avoidance or sinking flow. Since the walls of the lysimeters reached the surface, these problems were avoided (such as the presence of a capillary barrier at the bottom of the lysimeter, which also presented a challenge). The second approach was to determine the wall height ( $H_{lys}$ ) in such a way that the lysimeter did not affect the flow regime. This approach is based on the design methodology proposed by Parent *et al.* (2006), also known as the linear method, which considers that the performance of a lysimeter is directly related to its wall height and climatic data. The design involves determining the unsaturated parameters of the filling soil, namely the soil water retention curve (SWRC), and the hydraulic conductivity function (k-fct). Wall height is determined using the k-fct and a user-selected steady state flow rate. This comparative approach was made possible by constructing two large-scale lysimeters in the field (Figure 4.1-1a). To reproduce the first approach, we constructed an ACAP-like lysimeter, named L1 (Figure 4.1-1b). Its walls reach the surface of the experimental cover. Since L1 is not supposed to significantly affect the flow regime, it was considered the control lysimeter. To assess the second approach (linear method), pan lysimeter L2 (illustrated in Figure 4.1-1c) was

constructed. The two lysimeters are juxtaposed, as indicated in (Figure 4.1-1a) and the same cover material was used to fill them.

Our hypothesis is that the linear design method leads to well-functioning lysimeters, i.e., lysimeters that do not affect the flow regime most of the time (they do when flow rates are very small, as explained below), and therefore can be relied upon to assess percolation rates. We compared the percolated water quantities of L2 with those of L1. The questions to be answered here are whether L2 can be trusted, to what extent can the linear methodology be adopted, and what improvements can be made to it. This is the first time that large scale lysimeter designs are compared over several years. The results shed light on lysimeter design methodology.

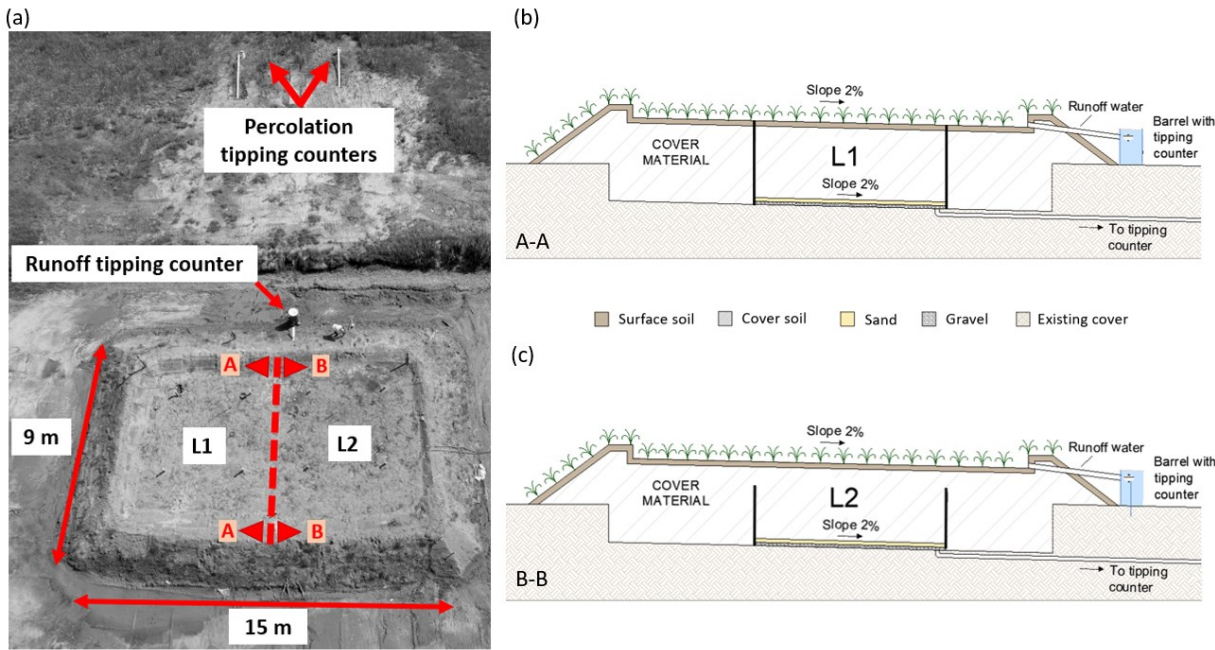


Figure 4.1-1 : Views of the field-test plot at Saint-Nicephore, Drummondville, Canada (a) Aerial view (enclosure plan); (b) Cross section A-A Lysimeter 1 (L1); (c) Cross section B-B Lysimeter 2 (L2).

## 4.2 Lysimetry

Lysimeters have been used in agriculture and soil science for more than 100 years (Kohnke *et al.*, 1940; Lewis et Sjöstrom, 2010). However, their use in environmental geotechnics, especially in landfills, is relatively recent (< 20 years). Benson *et al.* (1994) was one of the first significant studies to use the construction and instrumentation of large-scale lysimeters as a method for accessing the water balance on landfill final covers, knowing that a larger collection would provide a better representation of the heterogeneity and macro fissures of a real scale plan. Subsequently, Bews *et al.* (1997) demonstrated that the design of lysimeters for unsaturated soils requires special care, including factors such as: (1) installation depth; (2) lysimeter wall height dimensions; (3) width; (4) backfill material (hydraulic properties) and (5) an evaluation of the percolation rate to ensure an accurate performance. According to O’Kane et Barbour (2003), the suction profile is key to understanding water flow in lysimeters that affect the flow regime by creating a zero pressure head, or water table, at the bottom and in which lateral deviation is one of the main problems for effective collection. To avoid flow deviation, Bews *et al.* (1999) proposed that the suction values at two points, located at the “mouth” of the lysimeter, i.e., the elevation of the top of the lysimeter walls, inside and outside, should be equal. In other words, the water is not diverted from the lysimeter, and the lysimeter does not function as a sink. For this reason, the lysimeter side walls must be high enough so that the suction values develop in such a way that they are equal inside and outside. To avoid these deviations, Chiu et Shackelford (2000) suggested that the width of a lysimeter should be at least five times the depth of the profile to be monitored. Mijares *et al.* (2012) presented the effect of depth on the percolation measured by pan lysimeters. Berger *et al.* (2019); Ng *et al.* (2019); Williams *et al.* (2020) further described methods for the construction design, and instrumentation as well as for estimating the performance of pan lysimeters.

### 4.2.1 Alternative Cover Assessment Program (ACAP)

The Alternative Cover Assessment Program (ACAP) included the construction and monitoring of 15 large lysimeters tested on the final covers of 12 different landfills across the United States. Monitoring of the test sections was carried out over 6 years. In light of the growing interest in less expensive, easily maintained alternative landfill cover designs that provide a great long-

term protection of the environment (Bolen *et al.*, 2001), the ACAP was set up to characterize the performance of alternative cover designs using water balance principles in different scenarios. To reduce collection inaccuracies caused by the changes in flow regime, the walls of the lysimeters were designed to reach the surface (Benson *et al.*, 2001). This design provides a simple and precise estimation of percolation rates by minimizing the disadvantages associated with lysimeters including redundancy errors (Apiwantragoon *et al.*, 2015). The problem of flux diversion - due to differences in suction values at the mouth of the lysimeter - is avoided. The lysimeters used in the ACAP project were able to provide flow measurements with an accuracy of between 0.00004 and 0.5 mm/year.

#### **4.2.2 Linear method: a steady-state design methodology**

According to Parent *et al.* (2006), for a design steady-state seepage rate,  $q_{ss}$ , if the suction profile is nearly vertical at the elevation of the mouth of the lysimeter (unit hydraulic gradient; i.e.  $k = q_{ss}$ ), there is no difference in the total head value between  $\psi_{int}$  and  $\psi_{ext}$  ( $\Delta\psi = 0$ ; Figure 4.2-1); in other words, the flow patterns inside and outside of the lysimeter are equal and the lysimeter is not affecting the flow regime. To have  $\Delta\psi = 0$ , the height of the lysimeter must be at least equal to the height of the water column associated with the suction value obtained at the intersection between the hydraulic conductivity function (*k-fct*) of the material and the seepage rate,  $q_{ss}$  (Figure 4.2-1). Irrespective of the position within the cover, if this height is selected, the lysimeter can measure deep percolation, unless cracks create preferential flow paths beyond the mouth of the lysimeter. To ensure that the *k-fcts* inside and outside of the lysimeter are the same, the material filling the lysimeter must be the same as the cover material and compacted to the same density (Bews *et al.*, 1999; Zornberg et McCartney, 2006).

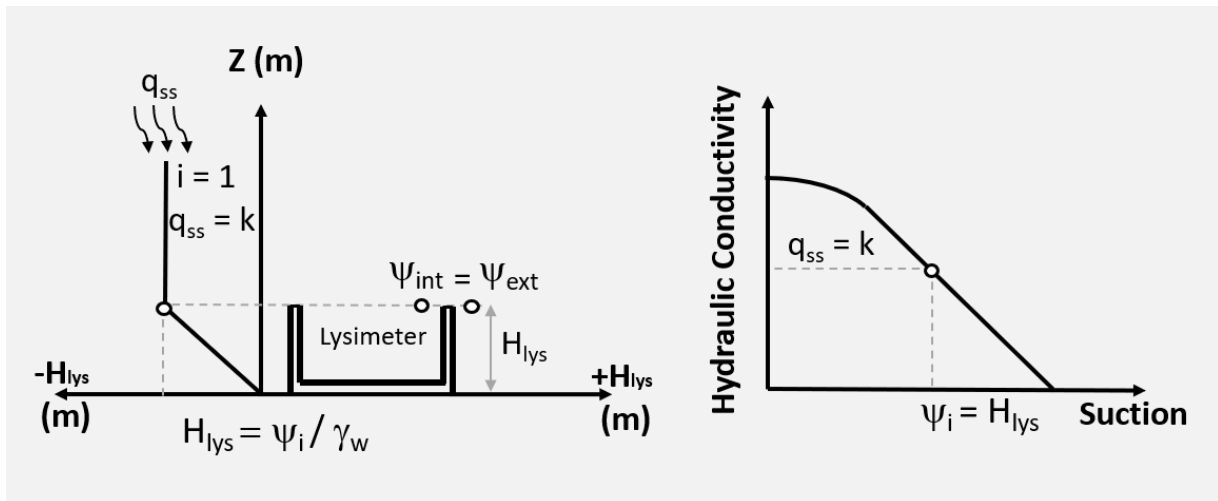


Figure 4.2-1 : Linear method

### 4.2.3 Limitations of the linear method

The linear method has not been tested for extreme weather conditions caused by climate change. A compromise is always needed between wall height and loss of efficiency; tougher compromises may be needed under changing weather conditions. During periods of draught (or in very dry areas), seepage deviation – however minor - may occur due to differences in total head values at the elevation of the mouth of the lysimeter. It can be expected that very high walls would be required when inserting lysimeters within fine-grained soil covers. In such cases, the ACAP design would be more appropriate. These cases require further analysis. Ouédraogo *et al.* (2022) recently published a parametric analysis of different lysimeter designs exposed to two different climates. They analysed the influence of several parameters on the accuracy of seepage assessment, including the effect of depths of the lysimeter within the cover soil layer, climate, type of soil cover and lysimeter dimensions. Ouédraogo *et al.* (2022) presented conditions where the linear method may or not function.

## 4.3 Materials and methods

### 4.3.1 Site

We conducted a field experiment at the Saint-Nicephore sanitary landfill in Drummondville, Canada (45°81' N, 72°37' W). The local climate is northern temperate with an average annual

precipitation of approximately 1050 mm, and an average annual potential evaporation of 360 mm, estimated using the Penman-Monteith (Penman, 1948) equation. The landfill site has currently reached its third phase of expansion and forecasts receiving up to 430,000 tons of waste per year for a maximum period of 10 years. The test fields are located southwest of the leachate treatment plant (Figure 4.1-1a).

### **4.3.2 Experimental plot description and soil characterization**

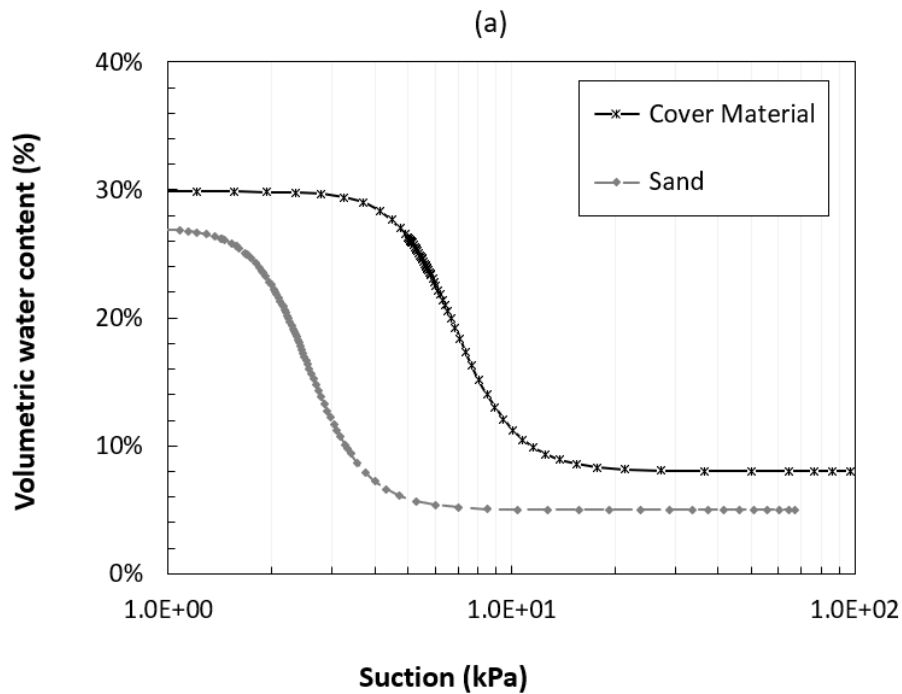
In 2018, two lysimeters were constructed within the same 135 m<sup>2</sup> enclosure shown in Figure 1. The top and bottom of the excavation followed the regulatory requirement of a 2% slope. A native silty sand was used to fill the lysimeters, with the same placement density inside and outside. With dimensions of 4.0 m x 4.0 m, the lysimeters were wrapped with a 1.5 mm thick HDPE geomembrane mounted on a wooden frame, and a 100 mm thick gravel layer was included at the bottom, overlaid by a 100 mm sand layer. While the gravel layer serves as drainage, the sand layer acts as a filter to prevent the fine-grained materials in the lysimeters from clogging.

The soil characterization results are summarized in Table 4.3-1. The particle size distributions of the soils were obtained according to Quebec standard BNQ 2501-025/2013. The soil water retention curve (SWRC) were obtained from laboratory tests using the hydraulic property analyzer Hyprop (Meter Group), which determines the drying path (Figure 4.3-1a). The effect of hysteresis was not considered due to the complexity of measuring it. The  $k_{-fct}$  of the materials (Figure 4.3-1b) was obtained using the Mualem (1976) formulation, based on the model proposed by van Genuchten (1980), and the saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ).

In addition, the samples are limited to the study region according to natural conditions (i.e., intentionally flooded soils were excluded). Covers with resistive hydraulic elements (e.g., capillary barriers), geomembrane interface and construction material contact were not included. A summary of these aspects can be found in the previous study in Abdolazadeh (2011).

Table 4.3-1 : Soil properties.

Property	Cover material	Sand	Gravel
USCS Classification	SM	SP	GW
D <sub>10</sub> (mm)	0.002	0.258	4.943
D <sub>50</sub> (mm)	0.052	0.563	5.700
D <sub>60</sub> (mm)	0.065	0.913	7.900
Cu	33	4	2
Cc	2	1	1
Specific Gravity	2.68	2.77	-
ρ <sub>d</sub> max (kg/m <sup>3</sup> )	2,117.2	2,213.5	-
Optimum Water Content (%) for Standard Proctor Effort	7.93	7.64	-
Saturated Hydraulic Conductivity (m/s)	2.3 x 10 <sup>-5</sup>	1.8 x 10 <sup>-4</sup>	1.2 x 10 <sup>-2</sup>
<b>van Genuchten (1980) parameters</b>			
α (1/kPa)	0.130	0.408	-
n	7.094	5.572	-
m	0.859	0.823	-
θ <sub>s</sub> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0.30	0.27	-
θ <sub>r</sub> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0.09	0.03	-





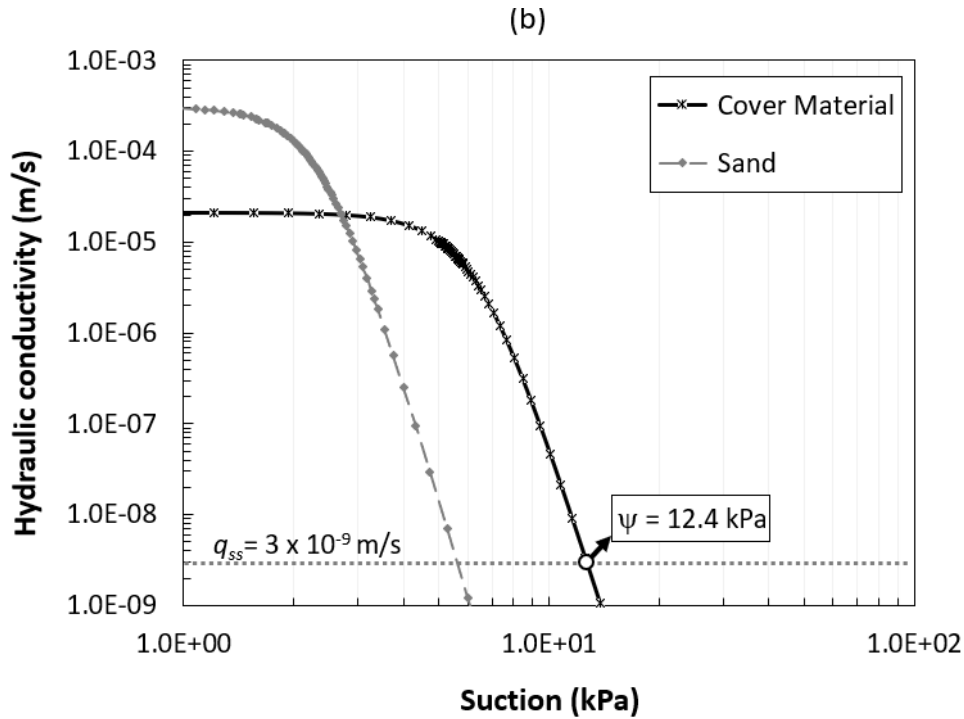


Figure 4.3-1 : (a) SWRC and (b) *k-fct*.

### 4.3.3 L2: $H_{lys}$ determination

As shown in the previous sections, for linear design methods, one fundamental aspect guiding lysimeter performance is the equality of suction values inside and outside at the level of the mouth of the lysimeter. If suction values are not equal, water avoids the lysimeter or is attracted into it (Bews *et al.*, 1999). As shown in Figure 4.2-1, the intersection between the *k-fct* and the seepage  $q_{ss}$  rate identifies the suction associated with the unit gradient, which ensures the equality of suction at the mouth of the lysimeter. By transforming suction from kPa into its equivalent height of the water column ( $\text{kPa}/9.81 \text{ m/s}^2$ ), the desired height of lysimeter walls is obtained (Parent *et al.*, 2006).

The steady state design seepage rate reaching the elevation of the mouth of the lysimeter,  $q_{ss} = 3 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ , adopted in this project, corresponds to the difference between precipitation and evapotranspiration. This is a conservative value that ignores water storage (because the lysimeters were installed quite near the surface) and runoff, which is usually very low (Abichou *et al.*, 2012; Woysner et Yanful, 1995).

Weather data was obtained from Environment and Natural Resources in Canada. The specific weather station is located at Saint-Germain-de-Grantham, the closest station to the Saint-Nicephore landfill. We adopted the period from 2013 to 2017 as representative for design purposes. The precipitation values are taken as they are. The evapotranspiration was calculated using the Penman (1948) method.

Figure 4.3-1b graphically shows the application of the linear method, with suction values and the associated  $H_{lys}$ . The intersection between  $k\text{-}fct$  and  $q_{ss}$  is reached at a suction value of 12.4 kPa, which gives  $H_{lys} = 1.26$  m. The L2 wall height includes the sand-gravel drainage layer (0.20m) and a safety factor leading to a total of 1.5 m (Figure 4.3-1b). As previously mentioned, L1's design is based on the ACAP. Consequently, its walls reach the ground surface (1.96 m: Figure 4.3-1a). For L2, lysimeter walls determined using the linear method were higher than what would be required; this became a means of testing the limitations of the methodology in the field.

#### **4.3.4 Instrumentation**

The field instrumentation consisted of tensiometers (T4e, from Meter Inc.), water content sensors (5TM, from Meter Inc.) that allowed: 1) continuous assessment of the amount of water infiltrating through the lysimeter scenarios tested; 2) measurement of the quantity of runoff water from each enclosure; and 3) more accurate water balances to predict access for full-scale cover scenarios. Figure 4.3-2 illustrates the positioning of each probe, while Table 4.3-1 details it.

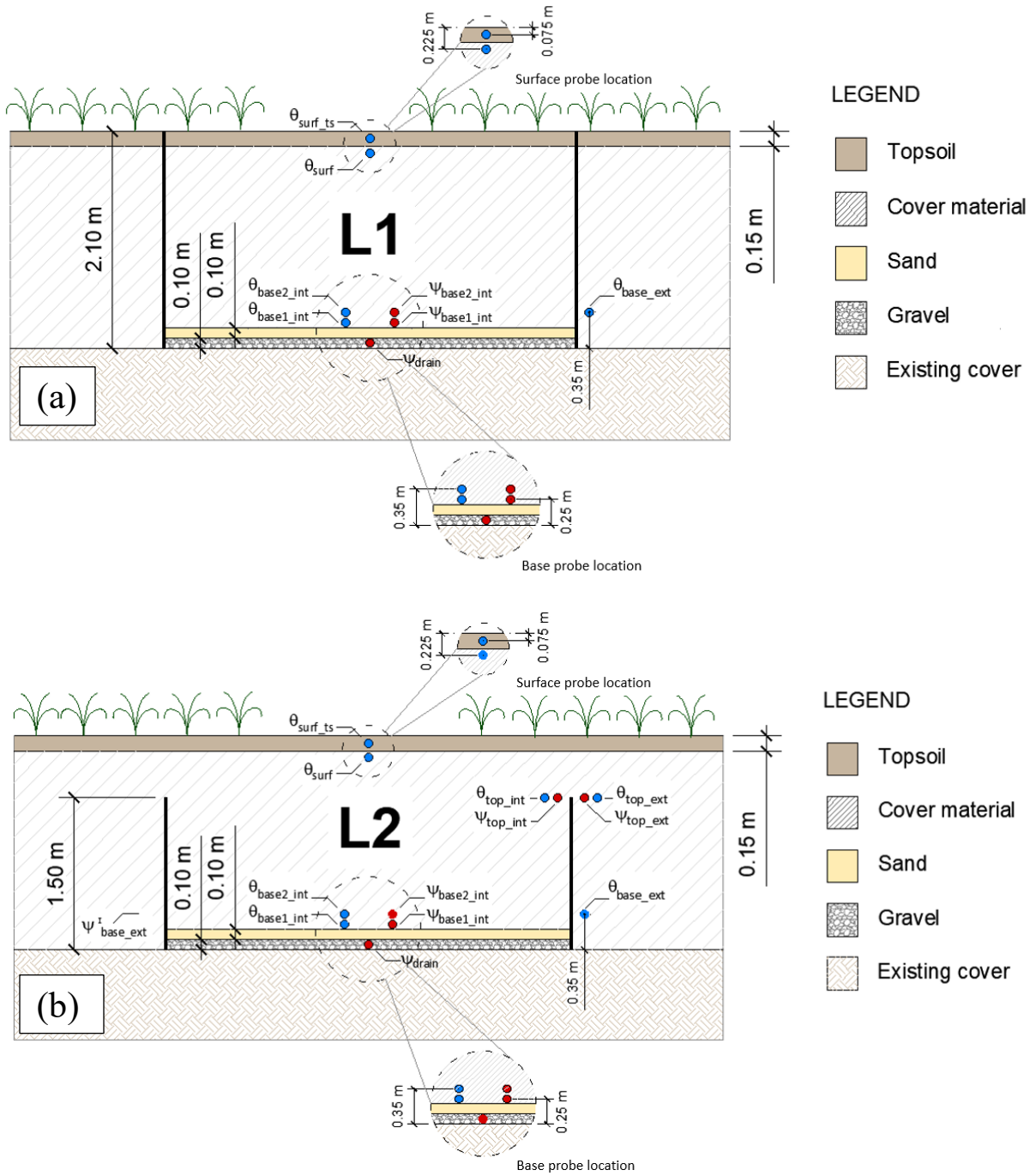


Figure 4.3-2 : (a) L1 section; (b) L2 section.

Table 4.3-2 : Probe location designation.

<b>Symbol</b>	$\theta$ – Moisture sensor (5TM by Meter Inc.)
	$\psi$ – Tensiometer T4e (Meter Inc.)
<b>Location</b>	<b>Base</b> – Probe installed at the base (bottom) of the lysimeter. Number 1 corresponds to the one closer to the sand layer, installed at 0.25 m from the bottom of the lysimeter, whereas number 2 is located 0.1 m above, i.e., 0.35 m from the bottom of the lysimeter.
	<b>Drain</b> – Probe installed at the drainage layer
	<b>Top</b> – Probe installed at the top of the formwork
	<b>Surf</b> – Probe installed near the surface. One is installed in the topsoil (ts) layer and another at the interface of the topsoil and the cover material.
<b>Position</b>	<b>Int</b> – Interior of the lysimeter wall
	<b>Ext</b> – Exterior of the lysimeter wall

The T4e tensiometers have a porous stone at their tip that allows the water contained within to come into contact with the soil water, which creates an ideal interface between the pores and the water. Thus, soil suction is transmitted directly to the pressure transducer, which provides a continuous signal to the data logger (DL6 manufactured by Delta-T Devices Inc); the data were recorded hourly. T4e operate from 100 kPa (water pressure) to 85 kPa (suction) with 0.10% accuracy. If soil suction exceeds 85 kPa, the dry porous stone and tensiometer must be refilled to ensure adequate saturation for operation. Prior to being installed in the field, all the tensiometers used in the project were first saturated in the laboratory according to the manufacturer’s process. Subsequently, weekly saturations were performed in the field as a maintenance procedure and to ensure the integrity of the instruments.

Figure 4.3-2 shows the tensiometer positions. The first nest was installed vertically aligned on the bottom of each lysimeter, the  $\psi_{\text{drain}}$  was installed at the cover/drain interface, and  $\psi_{\text{base1\_int}}$  and  $\psi_{\text{base2\_int}}$  were installed 25 cm and 35 cm above respectively within the bottom of the lysimeter (insertion of Figure 4.3-2). The data collected were used to cross-reference the infiltration flows reaching the base of the lysimeters. Water content probes (5TM – by Meter Inc.), herein called  $\theta_{\text{base1\_int}}$  and  $\theta_{\text{base2\_int}}$ , were horizontally aligned with the tensiometers and completed the monitoring of the hydraulic behavior of the cover/drain interface. Each tensiometer was associated with a water content probe. Monitoring suction and moisture at different depths allowed the cross-calculation of the amounts of water collected by the

lysimeters, i.e., deep percolation, and the assessment of the lateral deviation of the infiltrating water reaching the mouth of the lysimeters  $\psi_{top\_int}$  and  $\psi_{top\_ext}$  were installed at the elevation of the mouth of the L2 lysimeter (top of the formwork); one on the inside and the other on the outside, both 300 mm away from the lysimeter wall. The suction values obtained from these probes made it possible to monitor the lateral deviation (or its opposite, the convergence of water into the lysimeter) over time. The associated water content probes were  $\theta_{top\_int}$  and  $\theta_{top\_ext}$ . Surface moisture monitoring allows for an accurate assessment of evaporation fluxes. In the case of L1, these probes were not needed because the lysimeter wall reached the surface, thus deviation did not tend to be an issue. An additional 5 TM,  $\theta_{base\_ext}$ , was installed outside the lysimeter aligned with the center of one of the walls, 350 mm above the bottom of the excavation. Prior to field installation, all project tensiometers and water content probes were preliminarily saturated in the laboratory according to the process described by the manufacturer. Subsequently, weekly checks were performed in the field, and the necessary maintenance procedures were followed.

Tipping counters (KIPP100, from Meter Inc. - depicted in Figure 4.1-1) to monitor surface and percolated water fluxes, and settlement plates (custom built) completed the site's instrumentation. All data were recorded hourly.

## 4.4 Results and discussion

The monitoring period started in June 2018 and ended in October 2021. Data collection from tensiometers (started in May 2019) was interrupted each year from the end of October to April, i.e., during winter. Water content sensors, tipping buckets and weather stations remained in operation (although breakage and failure occurred at times). Water content sensor monitoring was maintained mainly to record temperatures.

Figure 4.4-1 presents the evolution of the accumulated percolation and precipitation over time for both lysimeters, while Table 4.4-1 summarizes the field measurements. The accumulated precipitation during the monitoring period was 3243.5 mm, while percolation in L1 was 1211.5 mm, i.e., 37.4% of the total precipitation. For L2, the percolation was 1124.4 mm, i.e., 34.7%

of the total precipitation and 92.8% of the amount collected by the control lysimeter (L1). These results are consistent with the findings by (Zhan *et al.*, 2017) in field measurements of water storage capacity in a loess–gravel capillary barrier cover at a landfill in China. When interpreting the water balance results of an alternative vegetated landfill cover, (Abichou *et al.*, 2012) obtained a ratio of percolation over accumulated precipitation of between 39% and 56% in the first year of monitoring. In fact, the lysimeter performance is directly linked to its design, which may be an alternative explanation of what this author observed.

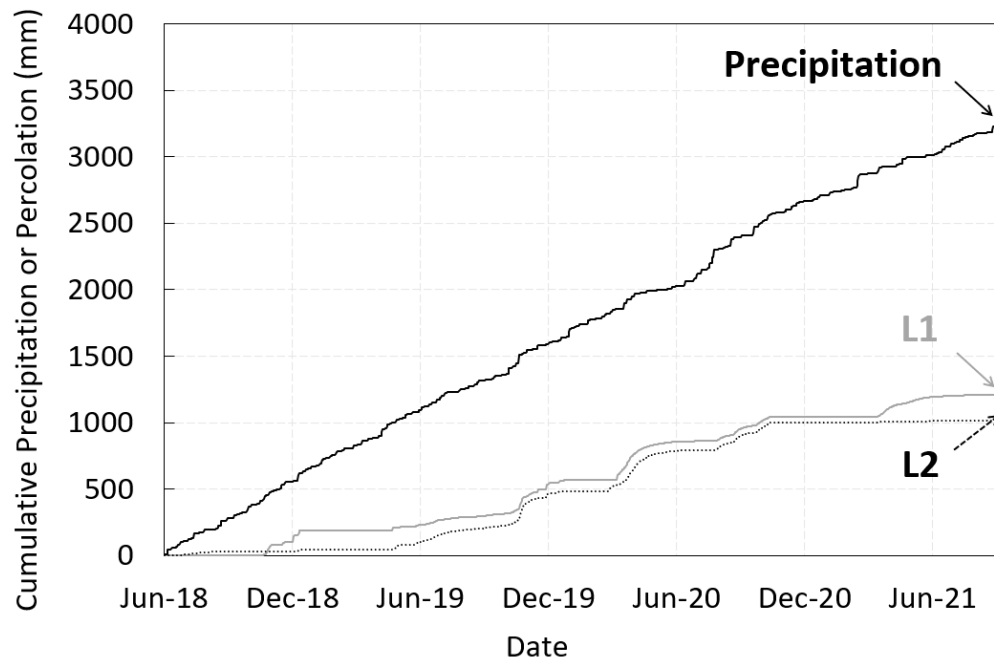


Figure 4.4-1 : Evolution of percolation collected in L1 and L2.

Table 4.4-1 : Precipitation, percolation, and field measurements for the different lysimeters.

Year	Total (mm)	Percolation (mm)			Number of days	
		L1	L2	L2/L1	Temp. Max > 30 °C	Rain > 20 mm
2018	1060.8	185.8	118.0	63.5%	11	11
2019	1001.1	372.7	389.8	104.6%	5	9
2020	1057.5	481.8	467.6	97.1%	9	13
2021	476.6	171.2	149.0	87.0%	18	3
Total	3243.5	1211.5	1124.4	92.8%	43	36

Every year, around mid-September, a few precipitation events with higher intensities - followed by smaller events - led to significant increases in the amounts of water collected by the lysimeters (basal percolation). Table 4.4-1 shows that 2021, was very warm and dry compared to the other monitoring years. Temperatures exceeded 30 °C eighteen times from spring to autumn and rainfall events were also scarcer. Accumulations of more than 20 mm were recorded only 3 times, compared to 11 in 2018, 9 in 2019 and 13 in 2020. In general, there is a continuity in the flow of water through the cover soil which, depending on the hydraulic properties of the cover material, impacts the magnitude of the flow. It can indicate that net infiltration is more dependent on rainfall intensity than on the hydraulic conductivity of the water barrier. Rainfall intensities seen in the recorded period were not high enough to provide superior flow, as they did not exceed the infiltration capacity of the topsoil (Rajj *et al.*, 2018; Schneider *et al.*, 2010; Williams *et al.*, 2020).

It is noteworthy that L2, responded quite similarly to L1, a first indication that the design procedure worked well. Seepage data monitoring was maintained during winter to record potential thaw periods, such as the one that occurred during winter 2018/19, when the tipping bucket for L1 recorded infiltration (L2's system had a breakage) and tipping counter spoons were often stuck due to freezing, leading to flat percolation curve over time. But mainly, we did not want to miss the first days of thaw, in spring.

Figure 4.4-2 shows the evolution with time of volumetric water content and suction measured by a nest of water content sensors and tensiometers installed inside and outside of L2's mouth, i.e., where one of the lysimeter walls ends. In 2020  $\psi_{top\_int}$  and  $\psi_{top\_ext}$  (see insert on Figure 4.4-2; also in Figure 4.3-2b), soil suctions peaked at 49 kPa, whereas the peak value in 2019 was 24 kPa, and 16 kPa in 2021. These values were recorded at approximately the same time of year (July). The lower hydraulic conductivity at this time of year associated with higher temperatures and less rainfall reflects on moisture, which translates into less percolation (Mijares *et al.*, 2012). However, field data show an opposite trend (Figure 4.4-1).

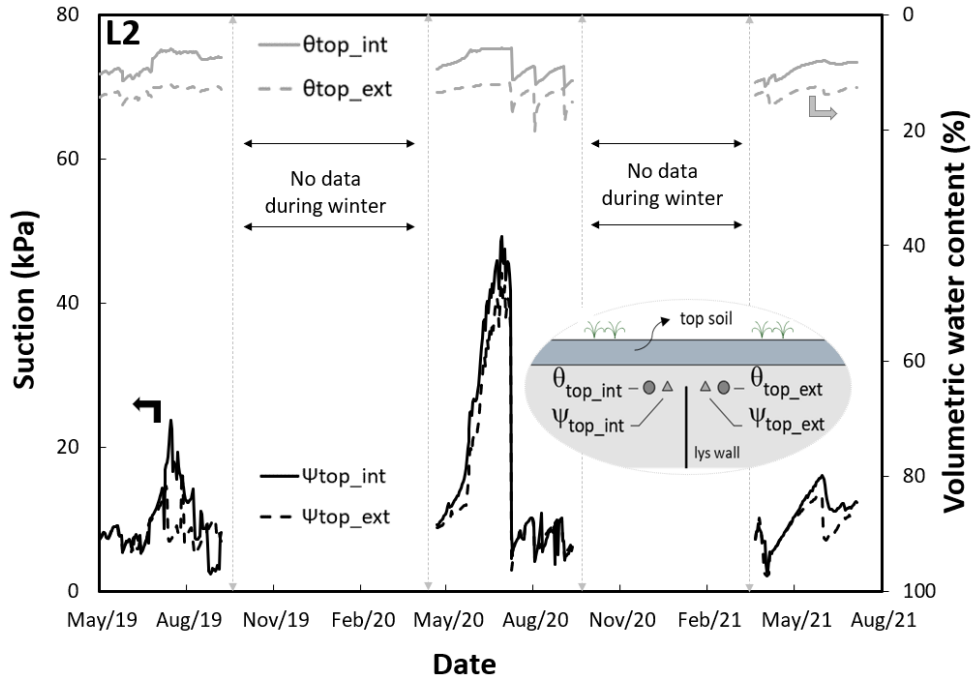


Figure 4.4-2 : Evolution of suction and volumetric water content at the mouth of L2.

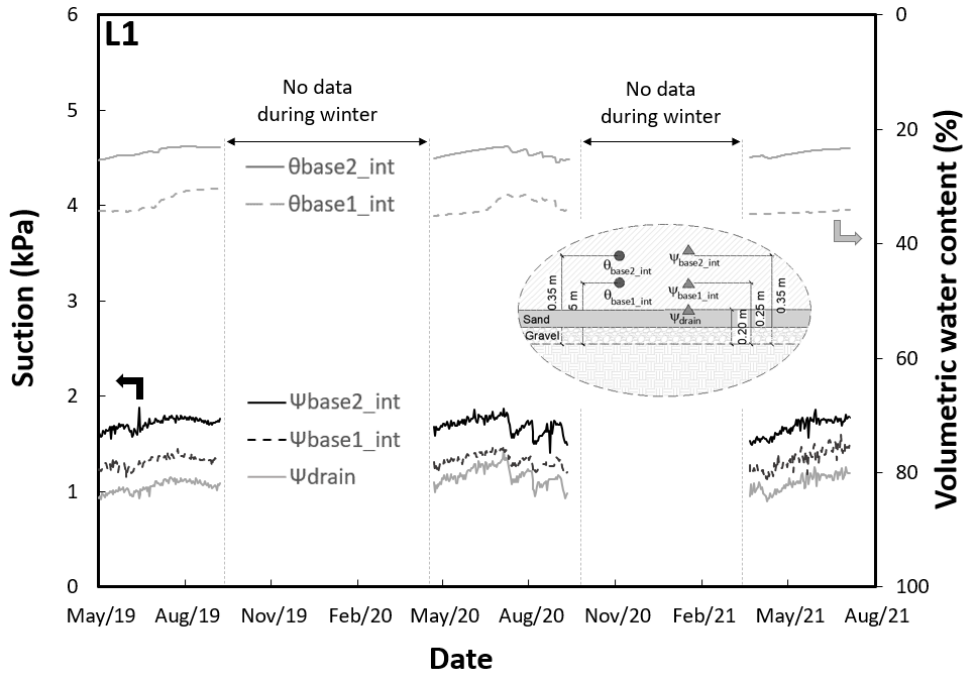


Figure 4.4-3 : Evolution of suction and volumetric water content at the base of L1.

All tensiometers showed similar values, which could indicate an equilibrium of the flow regime. The difference in suction values was minimal (0.2 kPa, within sensor accuracy level) even



during the driest period (summer 2019), when rainfall intensities were lower than 10 mm/day and the cumulated precipitation was approximately 350 mm (data not presented in Figure 4.4-2). The response of the tensiometers can also be analyzed concomitantly with the behavior of the soil moisture sensors. As shown in Figure 4.4-2, decreases in water content values are associated with increases in suction, with the greatest variation occurring during the summer periods (between May and September).

One alleged key limitation of lysimeters is the impermeable boundary at its bottom that prevents the capillary rise of moisture. Accordingly, lysimeters would not be able to consider upward flow properly, therefore recharge around it would lead to a different flow regime inside the lysimeter. The results presented herein dismiss this concern. Indeed, it would not be possible to obtain similar suction values inside and outside of the walls, at the mouth of the lysimeter, were the flow regimes different. On the contrary, the proposed design led to similar flow regimes inside and outside of the lysimeter.

The response of tensiometers and water content sensors placed just above the interface are presented in Figure 4.4-3 (for L1) and Figure 4.4-4 (for L2). These figures clearly show that the base of the two lysimeters behaved in a very similar fashion; as was the case at the mouth of the two lysimeters (Figure 4.4-2). The values observed in the field show that the laboratory-obtained SWRC are quite representative of the actual material (cover soil) in the field. Further scrutiny shows that  $\theta_{\text{sat}}$  would be slightly higher than what was obtained in the lab ( $\approx 36\%$  versus the  $30\%$  shown in Figure 4.3-1a), and the flat part of the SWRC (Figure 4.3-1a) might be slightly sloped, as indicated by the small difference in  $\theta$  values associated with the small increase in suction ( $\psi_{\text{base1\_int}} \approx 1.2$  kPa to  $\psi_{\text{base2\_int}} \approx 1.8$  kPa). We could not find any plausible explanation for the rather low  $\theta_{\text{base2}}$  values in L1. It can only be hypothesized that the sensor was not responding well.

It is noteworthy that seepage was recorded even though suction values in the sand layer were not zero. This seems to confirm that seepage into the drainage layer occurs at a trigger value (McCartney et Zornberg, 2010). For L1 and L2, this trigger value is approximately 1 kPa, which

is equivalent to a column height of 10 cm, precisely the height above the gravel layer where the tensiometer was placed.

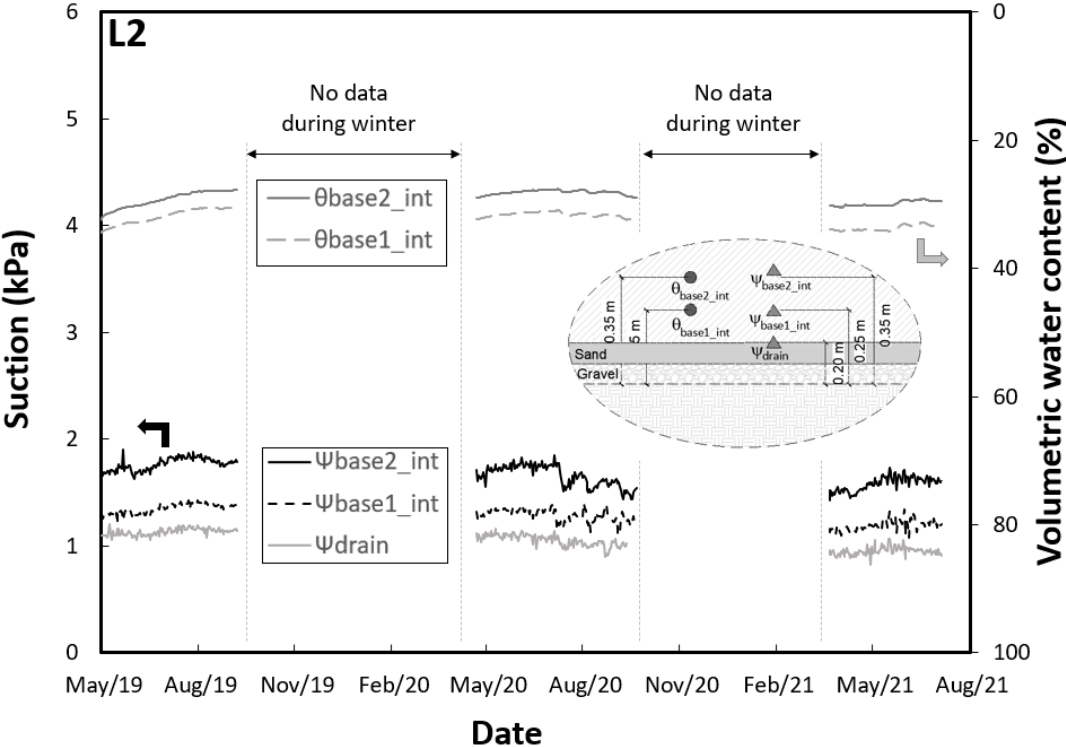


Figure 4.4-4 : Evolution of suction and volumetric water content at the base of L2.

### 4.5 Conclusion

This paper presents the assessment of a simple lysimeter design methodology (referred to here as the “linear method”). The assessment was performed using data from large-scale field experiments where the response of a lysimeter designed according to this simple methodology (L2) was compared with the response of a control lysimeter (L1) designed following the Alternative Cover Assessment Program (ACAP) approach.

Based on three years of data obtained at the Saint-Nicephore landfill experimental site, percolations collected from both lysimeters were quite similar. The lysimeter constructed according to the linear method estimated about 92% of the control (ACAP lysimeter). No significant differences were observed between water content and soil suction data for sensors

placed at the same elevations within the profiles along the two lysimeters. The tensiometers allowed continuous recording of total head values, thereby allowing assessment of possible deviation of percolation. As such, the sensors were a necessary cross-check validating the response of the lysimeters. Although the use of the linear method is limited to non-extreme climatic conditions, the quality and consistency of the database indicate that the lysimeter functioned properly and did not significantly affect the flow regime, therefore the percolation rate.

The following conclusions can be drawn from this field experiment:

- (1) The simple linear method – based on steady-state calculations - can be used as a conservative method to determine the height of lysimeter walls.
- (2) The lysimeter designed according to this method did not affect the flow regime seeping through the enclosure and responded in a similar manner as the control (“ACAP-like”) lysimeter. In other words, it was able to offer a good estimation of the seepage rate value through the cover.
- (3) An optimized lysimeter wall height can be obtained by imposing a non-zero suction condition at the bottom of the lysimeter during the design process. If such a “trigger” suction value is considered, the lysimeter wall heights are invariably lower, thereby simplifying installation and monitoring. Not considering the “trigger” suction leads to a conservative design. However, further investigation into this subject is needed.

The above conclusions shed light on lysimeter design for a multitude of purposes, including seepage control in landfills and infiltration estimation for hydrological studies.

## **4.6 Acknowledgements**

The first author received financial support from Waste Management (WM Quebec Inc.), the Natural Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC; CRD # RDPJ\_508222-16), and the Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels du Québec

(CRIBIQ\_2017-014-C27). The authors sincerely acknowledge the invaluable help of several undergraduate and graduate students, during characterization tests in the laboratory, construction, equipment installation and monitoring. We also wish to thank the WM Quebec Inc. personnel at the Saint-Nicephore landfill site for their help.

# **CHAPITRE 5. Impact des sols contaminés utilisés comme matériau de recouvrement final**

## **Avant-propos**

**Titre:** Impact of contaminated soils used as final cover material.

### **Auteurs et affiliation :**

T. Kahale : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

O. Ouédraogo : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

L. Des Alliers : stagiaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

J. Roger : Technicienne, Waste Management Québec Inc.

A. R. Cabral : professeur titulaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

**Date d'acceptation :** 19 janvier 2021.

**État de l'acceptation :** Version final publiée (conférence).

**Revue:** Proceedings Sardinia 2021, Eighteenth International Waste Management and Landfill Symposium.

**Référence :** (Kahale *et al.*, 2021)

**Titre français :** Impact des sols contaminés utilisés comme matériau de recouvrement final.

### **Contribution au document :**

Il s'agit d'un article publié pour une conférence internationale (*Eighteenth International Waste Management and Landfill Symposium*) qui a eu lieu en Sardaigne (Italie), en octobre 2021. L'article aborde les travaux réalisés entre 2018 et 2020. Les paramètres physico-chimiques obtenus dans des conditions de terrain ont été pris en compte dans cette évaluation, et un traitement statistique des données de concentration des contaminants a été présenté pour évaluer leur variation. En outre, les différences de concentration de matériaux en suspension (MES) et de métaux lourds recueillies dans les eaux de surface et les sols de chacune des quatre enclos du plan expérimental ont également été abordées. La contribution importante de ce travail est l'enrichissement de la base de données sur les concentrations de contaminants dans les sols et les eaux de surface et l'utilisation potentielle de catégories de sols contaminées, puisque peu d'études sur leur valorisation dans les couvertures finales des sites d'enfouissements ont été réalisées avec cette technique jusqu'à présent. Ainsi, il est complémentaire à l'article présenté au Chapitre 6.

### **Résumé français :**

Waste Management (WM Québec) exploite le site d'enfouissement de Saint-Nicéphore à Drummondville, Québec, Canada. L'entreprise doit reprofiler la couverture finale d'une ancienne section du site et recherche des sources potentielles de matériaux pour reprofiler la couverture. Les matériaux candidats doivent également contribuer à réduire les infiltrations et la production de lixiviats. Une catégorie potentielle de matériaux qui répondrait à ces critères est celle des sols contaminés, disponibles en quantités importantes. Les sols légèrement contaminés peuvent être utilisés comme matériaux de construction, tandis que d'autres, plus contaminés (appelés ici sols BC), ne peuvent être utilisés que comme couverture quotidienne. Les raisons derrière l'interdiction de l'utilisation des sols BC comme matériaux de construction ne sont, à notre connaissance, soutenues par aucune documentation scientifique. Cet article présente une documentation sur la réponse des couvertures finales expérimentales construites avec des sols BC, basée sur des données pluriannuelles sur les eaux de surface.

**Abstract:**

Waste Management (WM Québec) operates the Saint-Nicéphore landfill in Drummondville, Quebec, Canada. The company must reprofile the final cover of an old section of the site and is looking for potential sources of materials to reprofiling the cover. Candidate materials must also help reducing seepage and leachate generation thereof. One potential class of materials which would meet these criteria are contaminated soils, available in significant amounts. Lightly contaminated soils can be used as construction material, whereas others, more contaminated (herein named BC soils), can only be used as daily cover. The reasons behind the ban on the use of BC soil as construction material is not, to our knowledge, sustained by any scientific documentation. This paper reports documentation of the response of experimental final covers built using BC soils, based on multi-year surface water data.

**Keywords:** reprofiling, contaminated soils, final covers.

## 5.1 Introduction

Landfills are still the main destination of wastes collected in Quebec. Landfills can accept several types of wastes, including contaminated soils. The Saint-Nicéphore landfill (Environmental and Energy Complex), located in Drummondville, Quebec, Canada is operated by Waste Management Inc. (WM). WM management needs to reprofile parts of an old cell where there is high leachate production. This part of the landfill is subjected to a now-outdated regulation (Gouvernement du Québec, 2020), which requires 1.2-m thick final covers built with “soil” (no further characteristic specified). WM accepts a significant amount of contaminated soil for landfill or use, some classified as AB and some as BC (nomenclature adopted in Quebec; AB soils can be used as construction material, whereas BC contaminated soils can only be used as daily cover; or simply landfilled). We will refer to them as AB and BC contaminated soils. Presently, Quebec’s regulations require landfilling of BC soils; it is not permitted to use them as construction materials for interim or final covers. We did not find any scientific documentation backing this ruling, thus the decision to perform an experimental study. BC soils are potential candidates for the reprofiling. Their use would also help increasing much needed landfilling space.

The main question underlying this study stems from the context explained above, i.e.: could BC contaminated soils be incorporated into a final cover system in a manner that runoff would not cause any risks of contamination to water bodies or natural soils? We hypothesized that BC soils sandwiched between two layers of innocuous soils would pose no threat to either. Accordingly, present regulatory contamination limits would not be exceeded. This study is part of a larger research project that aims to find concrete and effective solutions to reduce leachate production for this old part of the Saint-Nicephore landfill. This paper includes the context of the research, the legislative framework concerning reclamation of contaminated soils in Quebec, the methodology adopted, the results and relevant analyses.

## **5.2 Regulatory context**

In Quebec, several regulations impose restrictions and criteria on landfilling of residual matter, including contaminated soils. The three main regulations that constitute the legislative context of this project, the Land Protection and Rehabilitation Regulation (Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains - RPRT), the Regulation on the landfilling and incineration of residual materials (Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles - REIMR) and the Contaminated Soil Landfill Regulation (Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés - RESC), have as their enabling legislation the Environment Quality Act (EQA).

Figure 5.2-1 provides a condensed and schematic presentation of the different options for reclamation and disposal of contaminated soil, depending on the concentrations of contaminants it contains. It is important to note that not all the details of the regulations and the response guide are included, but especially those closely related to the research.



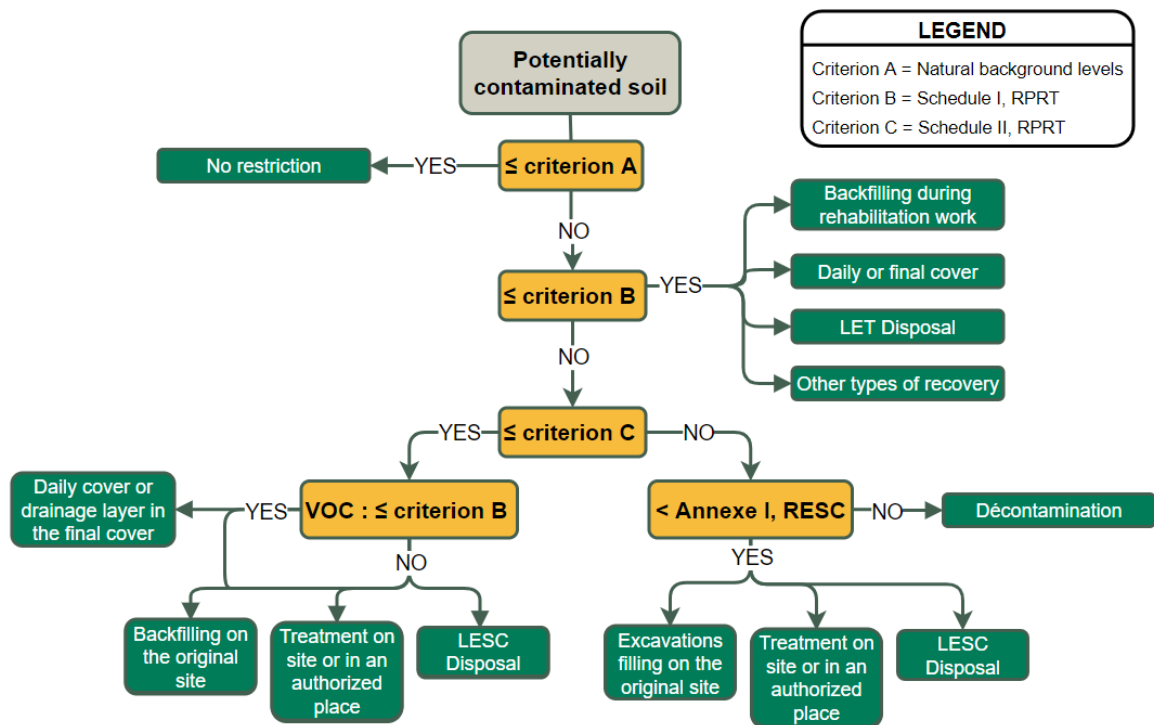


Figure 5.2-1 : Legislative framework for the beneficial use and disposal of contaminated soils in Quebec.

### 5.3 Materials and methods

As part of a broader project (Cabral *et al.*, 2019), four enclosures with 5 lysimeters, named L1 to L5, were built on top of an old section of the Saint-Nicéphore landfill. Each was filled with a different sequence of soils to perform a specific function (Table 5.3-1). Each includes lysimeters and numerous instruments and data acquisition devices. One of them, L5, is divided in two different sections (Figure 5.3-1). The first half is filled with the same cover material used elsewhere on site, while the second half is filled with BC soil sandwiched between two layers of common cover material. The enclosures have several common characteristics that enable comparison of the behavior of the different covers tested. Their bottom and each of their layers follow a 2% slope, the final layer is the same cover material, and they have all been revegetated.

Table 5.3-1 : Main characteristics of the experimental plots (enclosures with different cover designs).

Enclosure	Soil type	Soil class	Function
L1&L2	Cover material	Silty sand	Control enclosure
L3	BC contaminated soil	Sandy gravel	To ensure that the use of BC contaminated soil does not affect surface water or topsoil quality
	Cover material	Silty sand	
L4	AB contaminated	Sandy silt	To compare results with the ones obtained for the BC contaminated soil
	Cover material	Silty sand	
L5	BC contaminated soil	Sandy gravel	To ensure that the use of BC contaminated soil used in much larger quantities does not affect surface water or topsoil quality
	Cover material	Silty sand	

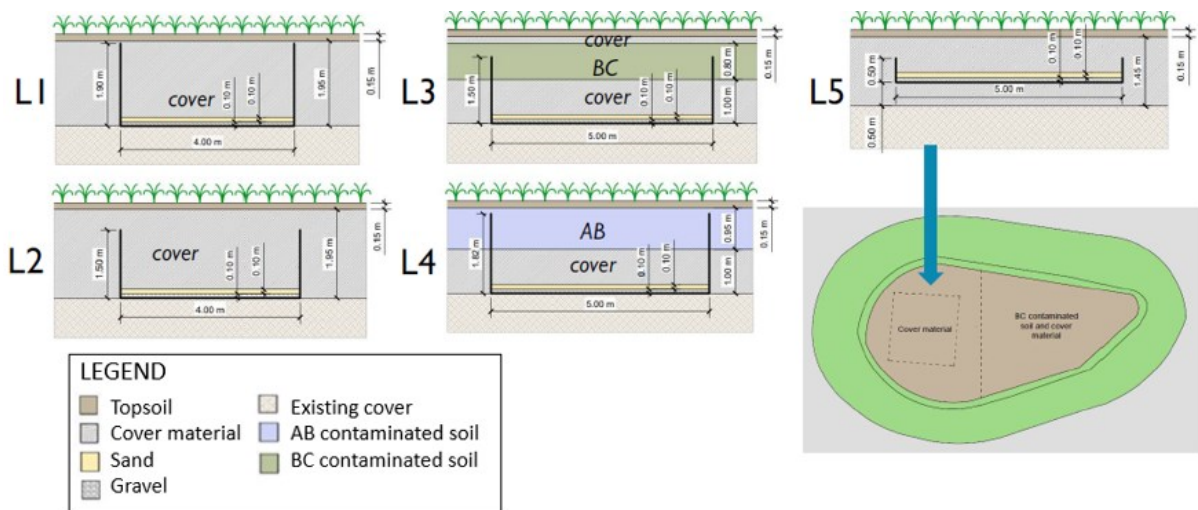


Figure 5.3-1: Experimental plots enclosures.

### 5.3.1 Instrumentation and sampling

Numerous instruments were installed during and after construction: weather stations, tipping buckets, tensiometers, moisture content probes, and settlement plates. For this paper, which focuses on chemical analyses of runoff water and surface soils, only a portion of the instrumentation will be presented and detailed. The rest of the instrumentation measures other parameters, such as suction and temperature, that are critical to other aspects of the broader project (Cabral *et al.*, 2019).

## Runoff water

Runoff water (from rain or snow melt) is collected by a pipe that spans the entire width of the downstream edge of the enclosure and drained to a 200-L barrel where a KIPP-100 (Meter Inc.) tipping-counter is located (Figure 5.3-2). Once counted, the water is tipped in the barrel (Figure 5.3-2). Surface water sampling consists of taking a sample from the barrels when the volume of accumulated water has reached a minimum of 1.5 L. The sample is then sent to an accredited laboratory for chemical analysis, which includes Nitrogen, fecal coliforms, phenolics, BOD<sub>5</sub>, Total Suspended Solids (TSS), Zn and pH. The blue colored area in Figure 5.3-2 indicates where the surface water is collected and sampled.

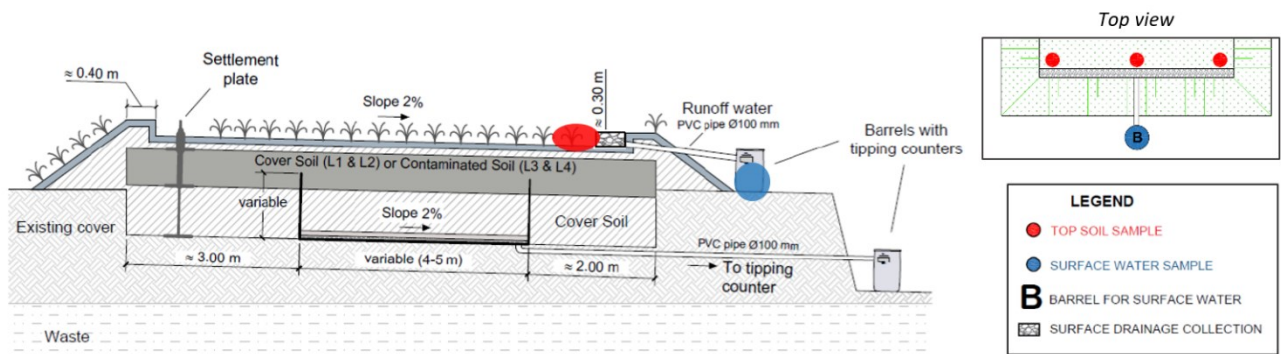


Figure 5.3-2 : Topsoil and surface sampling.

## Surface soil

Surface soil, i.e., the topsoil layer over the cover material, is collected directly at the desired location. No specific instruments were required. The sampling method consists solely of filling pre-identified jars with a small amount of topsoil collected at the downstream edge of each enclosure: one near the vertical drain (located at the center of the downslope edge, and the one at the extreme of the downslope edge (see red dots at the insert in Figure 5.3-2). The sampling frequency was approximately once a month, from spring to early fall, throughout the 3 years of the study (2018-2020). Given several dry spells, sampling was sometimes spaced out due to lack of accumulation in the collection barrels. Samples were sent to an accredited laboratory for chemical analysis. A total of 42 parameters in the following categories were analyzed: metals

and metalloids, polycyclic aromatic hydrocarbons and integrating parameters (petroleum hydrocarbons C<sub>10</sub> to C<sub>50</sub>).

## **5.4 Results and discussion**

### **5.4.1 Runoff water**

Chemical analyses revealed that two parameters exceeded regulatory limit values at certain occasions: Zinc (Zn) and Total Suspended Solids (TSS) (see Table 5.4-1). It is important to note that at the Saint-Nicéphore site TSS does not represent a threat to the environment, since sedimentation basins allow settling before surface waters are discharged. For both parameters, criteria were exceeded on one or more occasions at all 4 experimental plots. It is noteworthy that the enclosure where criteria were most frequently exceeded (L1&L2) was not constructed using contaminated soils. For all other relevant parameters (phenol, BOD<sub>5</sub>, ammonia nitrogen, pH and C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> petroleum hydrocarbons), all samples collected met their respective criteria and values were fairly consistent.

### **5.4.2 Surface soil**

Surface soil sampled from all enclosures did not exceed criterion B, i.e., the limit values of Appendix I of the RPRT. Accordingly, the BC soil layers below the surface layer could not result in surface soil contamination. It is relevant to remember that legislation currently allows the use of soil respecting these limit values as daily and final covers.

Table 5.4-2 presents the results of the parameters that exceeded criterion A, corresponding to natural background levels. It can be observed that, of the 42 parameters analyzed, only four exceeded the limits (arsenic, tin, trimethyl-2,3,5-naphthalene and pyrene); and this on a few occasions only. The data in Table 5.4-2 shows that there is no noticeable difference between results from the different experimental plots. It was found that the concentrations of 2,3,5 Trimethyl naphthalene and pyrene exceeded, on average, criterion A, but by very little. In any case, they remain quite far below the more stringent criterion B, beyond which the soil cannot be used as cover material. As far as arsenic is concerned, exceedances of criterion A were scarce (9% of the samples tested); none were anywhere close to criterion B.

Table 5.4-1 : Analysis of parameters for which some results exceed regulatory limit values -  
Runoff water

Parameter	Limit Value (according to article 53, REIMR) (mg/l)	Enclosure	Number of samples	Average / standard deviation (mg/l)	Maximum value (mg/l)	Number of exceedances	% samples exceeding
Zinc	< 0.17	L1&L2	12	0.07 / 0.07	0.19	2	17%
		L3	10	0.05 / 0.06	0.21	1	10%
		L4	15	0.06 / 0.09	0.29	1	7%
		L5	3	0.21 / 0.14	0.50	1	33%
TTS	< 90	L1&L2	12	167 / 203	650	6	50%
		L3	10	53 / 118	368	1	10%
		L4	15	148 / 97	264	5	33%
		L5	3	87 / 89	182	1	33%

Table 5.4-2 : Analysis of parameters for which some results exceed the limit values - Surface soil

Parameter	Limit Value criterion A (ppm)	Enclosure	Number of samples	Average / standard deviation (ppm)	Maximum value (ppm)	Number of exceedances	% samples exceeding
Arsenic	6	L1&L2	11	4.10 / 1.10	16	1	9%
		L3	11	5.50 / 3.60	5	0	0%
		L4	11	5.00 / 2.20	11	1	9%
		L5	11	4.20 / 1.10	5	0	0%
Tin	5	L1&L2	11	4.40 / 0.50	5	4	36%
		L3	11	4.40 / 0.50	5	4	36%
		L4	11	4.40 / 0.50	5	4	36%
		L5	11	4.40 / 0.50	5	4	36%
2,3,5 Trimethyl-naphtalene	0.10	L1&L2	11	0.10 / 0.00	0.11	1	9%
		L3	11	0.10 / 0.01	0.12	1	9%
		L4	11	0.10 / 0.01	0.12	1	9%
		L5	11	0.10 / 0.00	0.10	0	0%
Pyrene	0.10	L1&L2	11	0.10 / 0.00	0.10	0	0%
		L3	11	0.10 / 0.01	0.11	1	9%
		L4	11	0.10 / 0.00	0.11	1	9%
		L5	11	0.10 / 0.00	0.10	0	0%

## **5.5 Conclusions**

Over the past three years, surface water and soil samples have been collected at every experimental plot (enclosure simulating different cover scenarios). So far, there have been no indications that BC soils are a potential threat to surface water bodies or surrounding soils. Total suspended solids and zinc concentrations of all enclosures occasionally exceed the legal criterion for the release of surface water into the environment. Since contamination was found for cover designs that did not include contaminated soils, the results warrant further monitoring for zinc. As far as contamination of the topsoil is concerned, the legal criteria determining which soil can be used as a final cover has never been exceeded.

As for surface soils, the values in Appendix I of the RPRT are respected at all times. Some results for certain parameters are occasionally higher and exceed natural background levels (Criterion A), but this is not a concern in a landfill environment.

The findings presented here are a first step in the necessary documentation of the threat – or lack thereof - that certain classis of contaminated soils, when used as part of the final cover, may pose to surface water bodies and natural soils surrounding landfills. If further studies show that the threat is not fundamented by experimental data, operators can envision beneficial use of contaminated soils, such as Quebec's BC soils, for the construction of final covers. Proper designs must be followed, and the ones proposed in this study is an initial step.

## **Acknowledgements**

The corresponding author received financial support from Waste Management (WM Quebec Inc.), the Natural Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC; CRD # RDPJ\_508222-16), and the Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels du Québec (CRIBIQ). The authors sincerely acknowledge the invaluable help of Colin Lune Fabre, Marc Oliver Lamonthe and Slim Gassara.

# **CHAPITRE 6. Sols contaminés « BC » dans les lieux d'enfouissement techniques (LET) : pourquoi les enfouir si on peut les valoriser?**

## **Avant-propos**

**Titre:** Sols contaminés « BC » dans les lieux d'enfouissement techniques (LET) : pourquoi les enfouir si on peut les valoriser?

### **Auteurs et affiliation :**

T. Kahale : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

O. Ouédraogo : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

L. Des Alliers : stagiaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

A. R. Cabral : professeur titulaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

**Date de soumission :** 30 juin 2022.

**État de la soumission :** en évaluation par le comité de lecture de la revue.

**Revue :** Vecteur Environnement.

### **Contribution au document :**

Cet article traite du deuxième volet de cette recherche, soit l'évaluation de la valorisation de sols contaminés dans les recouvrements expérimentaux de différentes configurations. Il traite de l'évaluation de l'utilisation des différentes catégories des sols contaminés en sites

d'enfouissement, pour répondre s'ils pouvaient être incorporés dans un système de couverture finale d'une manière qui n'entraînerait aucun risque de contamination des eaux de surface ou de la couche de sol à proximité. Nous avons considéré l'hypothèse qu'un sol contaminé pris en sandwich entre deux couches de sol inoffensif ne présenterait aucune menace pour les eaux et sol de surface, dans la mesure où le dépassement des limites réglementaires de contamination actuelles est concerné. Une contribution importante de ce travail est associée au fait que la méthode utilisée pour mesurer les qualités des eaux de surface a été développée par le groupe et que les résultats obtenus n'ont jamais dépassé les critères limites de la réglementation. L'autre contribution est la discussion du développement et de l'impact des contaminants des eaux de surface sur la couverture testée pendant 3 ans d'échantillonnage, ce qui peut générer du matériel pour des discussions futures quant à la pertinence des limites actuelles en vigueur dans la réglementation de l'utilisation des sols contaminés dans le lieu d'enfouissements techniques (LET) au Québec.

**Résumé français :** Au Québec, les lieux d'enfouissement techniques (LET) peuvent recevoir plusieurs types de déchets solides, dont des sols contaminés. Le site de Saint-Nicéphore, situé à Drummondville et géré par Waste Management Québec Inc. (WM), l'entreprise étudie des opportunités pour le reprofilage de la couverture finale d'une ancienne partie. Le site reçoit une quantité importante de sols contaminés à enfouir ou à valoriser, dont des sols communément connus sous l'appellation « BC », soit des sols dont les niveaux de contamination se trouvent entre les valeurs limites des annexes I et II du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT ; Q-2, r.37). Présentement, le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR ; Q-2, r.19) restreint l'utilisation des sols BC comme matériaux de construction pour le recouvrement final (article 50 du REIMR). Ils peuvent être utilisés comme recouvrement journalier (donc, en fin de compte, enfouis) et comme couche de transition entre les déchets et la couche imperméable (couche de drainage), si leur conductivité hydraulique respecte l'article 50. Dans le cadre d'un projet de recherche en partenariat avec l'Université de Sherbrooke, des recouvrements expérimentaux de grande échelle ont été construits en utilisant des sols contaminés BC. Nous présentons ici les données d'un suivi des eaux de surface effectué pendant 3 ans. À la lumière des résultats obtenus, il est justifiable de se questionner sur le pourquoi de l'interdiction d'utiliser des sols BC comme



couches d'imperméabilisation et de protection dans les systèmes de recouvrements finaux et de relancer le débat sur l'opportunité de faire évoluer le règlement actuel.

**Mots-clés:** lieux d'enfouissement techniques (LET), valorisation de sols contaminés, recouvrement final, REIMR, RPRT.

## 6.1 Introduction

### 6.1.1 Mise en contexte

Les lieux d'enfouissement techniques (LET) sont soumis à une réglementation très stricte, notamment par le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (Q-2, r.19; REIMR), qui impose des contraintes par rapport à l'étanchéité, à la gestion du lixiviat généré ainsi qu'à la qualité des eaux de surface et souterraines, et ce, du début à leur fin de vie (BAPE, 2011). Les LET doivent aussi respecter plusieurs contraintes en ce qui concerne les types de matériaux de recouvrement journalier et final. Ainsi, certains sols contaminés peuvent être utilisés pour construire le recouvrement final, alors que d'autres ne le peuvent pas, en fonction de leur niveau de contamination. Les sols peu contaminés et considérés comme non contaminés (respectivement des sols « AB » et des sols <A, selon nomenclature très utilisée dans la pratique), dont les niveaux de concentration sont inférieurs aux seuils indiqués à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT ; Q-2, r.37), peuvent être utilisés dans les LET comme matériau de recouvrement journalier ou final. Les sols moyennement contaminés (communément identifiés comme sols « BC »), dont les niveaux de contamination se trouvent entre les valeurs limites des annexes I et II du RPRT, peuvent servir seulement de recouvrement journalier ou de couche de drainage (article 50 du REIMR). Ainsi, les couches dites « imperméables » de protection de cette dernière ne peuvent pas être construites avec des sols BC. D'autres classes de sols contaminés (seuils supérieurs aux limites de l'annexe II) peuvent être enfouies seulement dans des lieux d'enfouissement prévus à cet effet ou doivent être traitées avant leur enfouissement, conformément au Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC, Q-2, r.18).

Le site de Saint-Nicéphore, situé à Drummondville et géré par WM Québec Inc., est le cinquième LET en importance par rapport à la quantité de matières résiduelles enfouies. Ce site, dont l'exploitation a débuté en 1984, a été acquis par WM Québec Inc. dans les années 1990. La compagnie effectue le maintien des vieilles cellules, qui ont été recouvertes suivant les spécifications du Règlement sur les déchets solides, qui prévoyait 1,2 m de terre comme recouvrement final, peu importe sa conductivité hydraulique. Afin de poursuivre les efforts visant à minimiser les impacts des anciennes cellules, surtout en ce qui a trait à la production de lixiviat, WM Québec Inc. étudie les différentes opportunités de reprofilage du recouvrement des vieilles cellules, ce qui inclut l'utilisation de sols contaminés. Le site d'enfouissement de Saint-Nicéphore reçoit et continuera de recevoir dans les prochaines années une quantité importante de sols contaminés AB et BC.

L'étude présentée ici fait partie d'un projet de recherche réalisé par le groupe de géotechnique environnementale de l'Université de Sherbrooke, en partenariat avec WM Québec Inc. Ce projet visait les quatre objectifs suivants : 1) quantifier la percolation à travers différents recouvrements à l'aide de lysimètres de grandes dimensions (Cabral *et al.*, 2019) ; 2) vérifier la méthode de conception des lysimètres par des expérimentations de terrain sur plusieurs années (Kahale *et al.*, 2021); 3) peaufiner les modèles hydrologiques de simulation des infiltrations ; et 4) évaluer si les recouvrements contenant des sols BC affectent la qualité des eaux et les sols de surface plus que des recouvrements contenant des sols non contaminés ou AB.

Quatre recouvrements expérimentaux de grandes dimensions ont été construits et instrumentés en 2018, dont deux qui incluaient des sols BC. Dans les deux cas, on a superposé des sols non contaminés à la couche de sol BC, puis on a recouvert le tout avec une couche apte à la végétation. Ainsi, les couches de BC peuvent simuler soit la couche imperméable ou la couche de protection.

Parmi les activités de suivi hebdomadaires, nous devons comptabiliser les quantités d'eau de pluie ayant ruisselé dans les quatre enclos expérimentaux, afin de peaufiner les modèles hydrologiques de simulation des infiltrations. Des échantillons d'eau de surface étaient aussi

collectés et envoyés à un laboratoire agréé, qui déterminait la concentration d'un certain nombre de contaminants de contrôle. Le but de cet exercice, décrit dans le présent article, était d'analyser l'évolution dans le temps de la concentration de ces contaminants et ainsi pouvoir évaluer si les recouvrements contenant des sols BC affectaient la qualité des eaux et les sols de surface plus que les autres recouvrements, dont celui de contrôle.

### **6.1.2 Question de recherche et hypothèse**

Compte tenu du contexte entourant le recouvrement des LET et des problématiques décrites ci-dessus, les questions suivantes furent posées : 1. *Est-ce que l'utilisation de sols contaminés BC comme couche imperméable ou de protection d'un système de recouvrement final affecterait la qualité de l'eau de surface plus qu'un recouvrement construit avec des sols non contaminés ou des sols AB?* 2. *Est-ce que la présence de sols BC peut entraîner une contamination des sols de surface davantage que les enclos recouverts de sols non contaminés ou contenant des sols AB?*

Notre révision de la littérature ne nous a pas révélé de raisons scientifiques plausibles à la contrainte législative en vigueur (article 50 du REIMR) concernant l'utilisation de sols BC dans les couches imperméable et de protection. Ainsi, l'hypothèse formulée pour l'étude présentée ici fut la suivante :

*Des sols contaminés BC, si superposés entre deux couches de sol non contaminé, ou entre une couche de sol contaminé AB et une couche de sol non contaminé, n'affecteraient pas la qualité des eaux de surface ni la qualité des sols de surface.*

Cette hypothèse devait être validée par le suivi de la qualité des eaux et des sols de surface mentionné précédemment. Ce suivi a été effectué entre 2018 et 2021, en même temps que les autres activités de ce projet de recherche.

### **6.1.3 Objectifs**

L'objectif de l'étude concernant l'utilisation de sols BC s'inscrit dans un cadre plus élargi, qui est de contribuer à faire évoluer la législation actuelle, qui interdit la réutilisation de sols BC

comme matériau constituant la couche imperméable ou la couche de protection d'un système de recouvrement final d'un LET. Nous sommes d'avis que leur utilisation dans les recouvrements finaux devrait être encouragée. Ainsi, notre objectif se traduit aussi par la recherche d'une utilisation économiquement intéressante et qui garantit la protection de l'environnement. Cette protection se fait en partie par la réduction de la production de lixiviat et par la réutilisation de sols qui ont des caractéristiques intéressantes pour faire partie d'un recouvrement final, mais qui se retrouvent enfouis. Au lieu d'exploiter des carrières et transporter des sols non contaminés pour une utilisation équivalente, mieux vaut songer à les réutiliser.

#### **6.1.4 Étendue et limites de l'étude**

Les recouvrements finaux testés furent construits avec un nombre limité de sols intacts et contaminés, dans un contexte géographique et climatique particulier. Ainsi, les conclusions seraient applicables seulement pour des conditions similaires. Les valeurs limites adoptées pour identifier des niveaux de contamination sont propres au Québec.

#### **6.1.5 Originalité**

Cette étude se démarque puisqu'il s'agit de la première, au Québec, à documenter les impacts environnementaux de recouvrements finaux (couches d'imperméabilisation ou de protection) contenant des sols contaminés, et ce, sur le terrain et pendant plusieurs années.

### **6.2 Revue du cadre législatif et des critères sélectionnés**

Au Québec, plusieurs lois et règlements imposent des restrictions et des critères par rapport à l'enfouissement des matières résiduelles, dont font partie les sols contaminés. Les principaux sont les suivants :

- La loi sur la qualité de l'environnement (LQE)
- Le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)
- Le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (REIMR)

- Le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)

La LQE est la loi habilitante de tous ces règlements. Plus précisément, l'article 31.69 (annexe A), qui énumère tout ce que le gouvernement est en mesure de faire au moyen de la réglementation, rend valides les règlements applicables à la gestion des sols contaminés au Québec. En ce qui a trait aux eaux de surface, les valeurs limites utilisées comme critère de validation de l'hypothèse sont tirées directement de l'article 53 du REIMR (Beaulieu, 2021; MDDELCC, 2016). En effet, cet article présente les valeurs limites ponctuelles et moyennes pour une série de paramètres et de substances applicables aux lixiviats et aux eaux de surface : azote ammoniacal (N), coliformes fécaux, composés phénoliques, demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO<sub>5</sub>), matières en suspension (MES), zinc (Zn) et potentiel hydrogène (pH). Ainsi, les eaux et lixiviats recueillis dans un LET doivent respecter les valeurs limites de cet article afin de pouvoir être rejetés dans l'environnement (Gouvernement du Québec 2020).

Quant aux sols de surface, les valeurs limites utilisées comme critère de validation de l'hypothèse proviennent de l'annexe I du RPRT. L'organigramme de la Figure 6.2-1 présente de manière condensée et schématisée les différentes options de valorisation d'un sol contaminé, selon les concentrations et types de contaminants qu'il contient. Plus un sol est contaminé, plus les possibilités de valorisation sont limitées. Il est important de noter que, à des fins de concision et de pertinence, certains détails des règlements et du *Guide d'intervention : Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* n'y figurent pas.

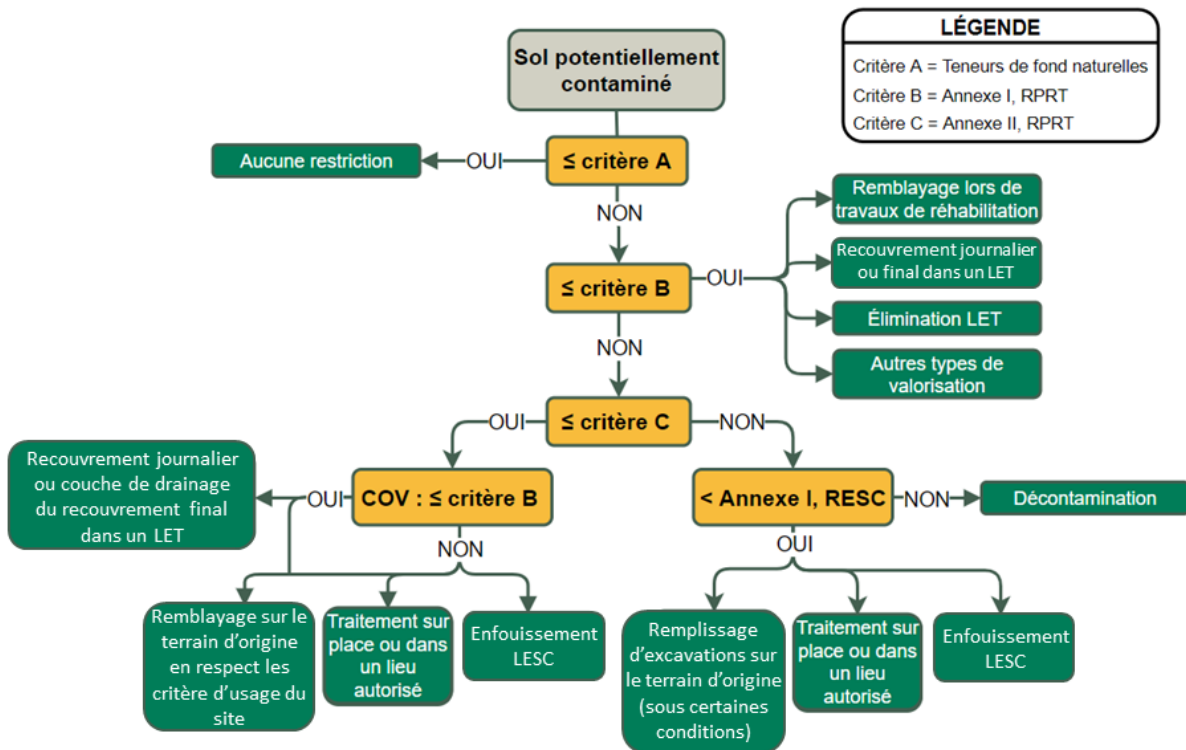


Figure 6.2-1- Organigramme du cadre législatif entourant la valorisation et l'élimination des sols au Québec.

### 6.3 Matériel et méthodes

Les recouvrements expérimentaux ont été construits en 2018 sur le site du LET de Saint-Nicéphore (Cabral *et al.*, 2019). Ces recouvrements expérimentaux incluent cinq lysimètres répartis dans quatre enclos différents et munis de nombreux instruments et enregistreurs de données. Une partie de ces instruments a été utilisée pour cette étude, qui se concentre sur la composition des eaux de surface, dont le débit – mesuré en continu – et la qualité furent suivis sur une période de trois ans. Des échantillons de sol à proximité du drain de pied (aval de l'enclos, près du drain collecteur) ont aussi été collectés afin de faire faire des analyses chimiques.

### 6.3.1 Lysimètres et enclos

Quatre enclos et cinq lysimètres ont été construits sur le plan expérimental (Figure 6.3-1a), soit un pour chaque lysimètre, à l'exception de L1 et L2 qui ont été mis en place dans un même enclos plus grand. Les enclos ont été nommés L1&L2, L3, L4 (Figure 6.3-1b) et L5 (Figure 6.3-1c). De plus, afin de pouvoir comparer les données recueillies, quelques éléments sont constants d'un enclos à l'autre. Le fond de l'excavation et les couches de sol suivent une pente de 2 %, ce qui permet de collecter les eaux de ruissellement en bas de pente (Figure 6.3-2).

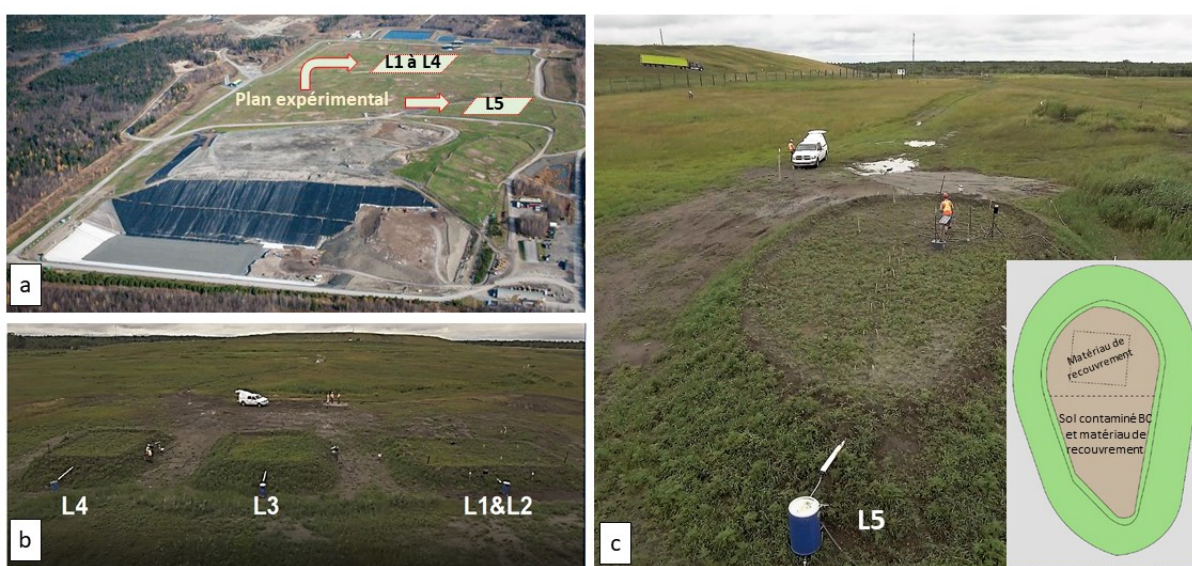


Figure 6.3-1- (a) Vue aérienne du site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Source : Waste Management Inc.) ; (b) Plan expérimentale : enclos L1&L2, L3 et L4 ; (c) Enclos L5 (insertion : matériaux de remplissage).

Le matériel de recouvrement est le même pour tous les lysimètres (Figure 6.3-2), soit le même sol qui avait été utilisé pour construire le recouvrement des anciennes cellules. Ce même type de sol a été utilisé pour recouvrir tous les enclos, qui ont été ensuite végétalisés. Les surfaces des enclos variaient entre 280 et 376 m<sup>2</sup> pour les enclos L1&L2 et L5 respectivement, tandis que les enclos L3 et L4 avaient une superficie de 220 m<sup>2</sup>. Plusieurs paramètres ont été suivis à l'intérieur des enclos, dont la percolation collectée par les lysimètres, la succion et la teneur en eau à différents endroits et profondeurs, etc.

L1 et L2 furent entièrement remplis du matériau (non contaminé) qui recouvre déjà les anciennes cellules, ce qui en faisait l'enclos de contrôle. Les enclos L3 et L4 contiennent respectivement du sol contaminé BC et AB dans le recouvrement, dans le but de vérifier si l'utilisation de sol BC n'affecte pas la qualité de l'environnement davantage qu'un sol moins ou pas contaminé (AB ou non contaminé). Contrairement aux autres enclos, L5 est substantiellement plus grand dans le but de simuler un bassin versant (études hydrologiques en cours) et est constitué de deux parties distinctes. La première partie, en amont et où se situe le lysimètre (voir encadré à la Figure 6.3-1c), comprend le lysimètre et est remplie du matériau de recouvrement existant présentement (non contaminé). La deuxième partie, en aval, occupe la plus grande partie de l'enclos. Elle a été recouverte d'une couche de sol contaminé BC, puis d'une couche finale de matériau de sol non contaminé. Une vue de haut de l'enclos L5 est présentée dans la Figure 6.3-1c.

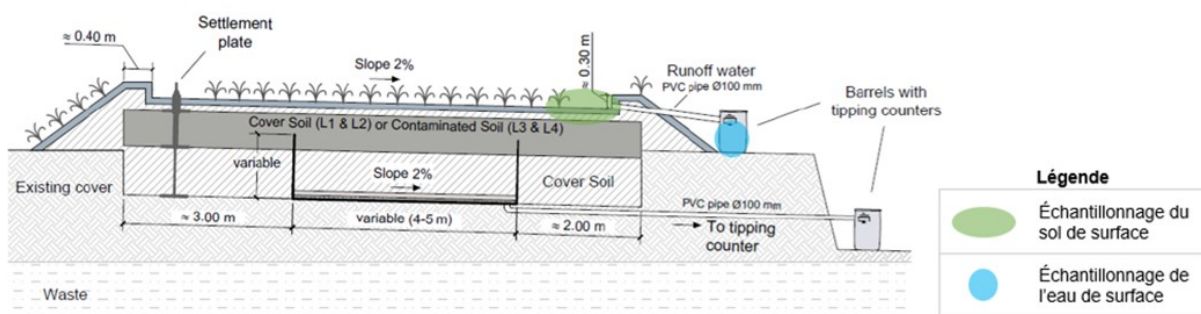


Figure 6.3-2 – Schéma d'un enclos

### 6.3.2 Sols BC

Les sols BC utilisés dans les différents enclos provenaient de diverses sources. Leurs certificats d'analyse montrent qu'il y avait dépassement pour des métaux et HAP et, dans certains cas, C10-C50.

### 6.3.3 Échantillonnage de l'eau de surface

Lorsqu'il pleuvait ou que la neige fondait, l'eau qui ruisselait jusqu'au drain de pied était collectée par des drains et des tuyaux qui l'acheminaient vers des collecteurs (barils de 200 L ;



Figure 6.3-1b,c et Figure 6.3-2). Ces collecteurs contiennent chacun un débitmètre de type auget basculeur, ou *tipping-counter*, de la marque KIPP-100. Cet instrument comptabilise le nombre de fois où 100 ml s'accumulent dans l'auget. L'eau versée est conservée dans les barils, lesquels sont recouverts pour éviter la dilution par l'eau de pluie. Toute accumulation d'eau était vérifiée presque tous les jours ouvrables ; surtout après des journées de pluie.

La méthode d'échantillonnage consistait à prélever 1,5 L d'eau de surface dans les barils, après l'avoir homogénéisée (en brassant). Les échantillons étaient ensuite envoyés à un laboratoire agréé pour que les analyses chimiques usuelles de contrôle de qualité des eaux de surface soient effectuées : N, coliformes fécaux, composés phénoliques, DBO5, MES, Zn et pH.

#### **6.3.4 Échantillonnage du sol de surface**

La couche de sol la plus superficielle de chaque enclos était échantillonnée chaque fois qu'on collectait des eaux de ruissellement. L'échantillonnage se faisait du printemps au début de l'automne seulement, car on présumait qu'il n'y avait pas de ruissellement durant l'hiver. On prélevait à la pelle manuelle deux sous-échantillons à proximité du drain collecteur situé au pied (en aval) de chaque enclos et on remplissait un bocal avec une petite quantité de sol de surface, pour en faire un seul échantillon. Le premier sous-échantillon était situé au centre (proche de l'exutoire vertical) et l'autre, à une extrémité. Les zones de prélèvement sont indiquées sur la Figure 6.3-2. Les bocaux pré-identifiés étaient ensuite envoyés à un laboratoire agréé pour des analyses chimiques pour un total de 42 paramètres distincts dans les classes suivantes : métaux et métalloïdes, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et hydrocarbures pétroliers (C<sub>10</sub> à C<sub>50</sub>).

### **6.4 Résultats et discussions**

Un total de 48 échantillons d'eau de surface et 44 de sol ont été échantillonnés pour tous les enclos de l'ouverture du chantier, au printemps 2018, jusqu'à sa fermeture pour l'hiver 2020. Les résultats présentés ci-après visent fondamentalement à comparer les valeurs des analyses chimiques pour les échantillons d'eau avec les valeurs limites de l'article 53 du REIMR. Quant

aux sols de surface, puisqu'aucun échantillon prélevé ne dépassait les valeurs limites de l'annexe I du RPRT (critère B), la présentation des résultats est effectuée autour du critère A (relatif à la province géologique des Appalaches), à savoir la teneur de fond naturelle. En outre, autant pour l'eau que pour le sol de surface, l'interprétation des données est centrée autour des paramètres dont les résultats des analyses dépassaient parfois les limites indiquées précédemment.

#### **6.4.1 Eau de surface**

Dans les échantillons d'eau de surface prélevés, les analyses chimiques réalisées ont décelé que deux paramètres ont dépassé les valeurs limites, soit le zinc et les MES. Il est important de préciser que les MES ne représentent pas une problématique en soi au site de Saint-Nicéphore, puisqu'un bassin de sédimentation leur laisse le temps de se déposer. Le Tableau 6.4-1 montre uniquement les résultats obtenus aux dates où il y avait dépassement du zinc et/ou des MES.

Comme on peut observer, les dépassements sont nombreux pour l'enclos L1&L2, construit avec des sols non contaminés. Cela donne une première indication du rôle qu'a pu avoir le sol non contaminé placé au-dessus de sols BC, dans les enclos où ces derniers se trouvaient. Aussi, les valeurs maximales pour chaque date ne sont pas toujours associées aux enclos contenant des sols BC.

Le

Tableau 6.4-2 présente, pour chaque enclos, les moyennes, les écarts-types, les valeurs maximales, ainsi que le pourcentage d'échantillons ayant dépassé les limites. Les valeurs maximales pour chacun des deux paramètres où l'on a trouvé des dépassements se trouvent dans le Tableau 6.4-1, alors que les moyennes et écarts-types ont été calculés à partir des valeurs dans ce tableau, pour chaque date. Les enclos n'ont pas tous été échantillonnés le même nombre de fois à cause de la contrainte du minimum requis de 1,5 L d'eau par échantillon pour que le laboratoire puisse réaliser la totalité des analyses chimiques demandées.

Tableau 6.4-1 - Résultats d'analyses chimiques d'eau de surface par date d'échantillonnage et pour les paramètres où il y a eu dépassement des valeurs limites (selon l'article 53 du REIMR). Les dates où il y a eu dépassement sont indiquées en surbrillance.

Para- mètre	Enclos	Valeur limite (mg/l)	Nb tot échant.	Concentrations (mg/l) aux dates où il y a eu dépassement(s)									
				2018- 09-06	2018- 10-10	2019- 04-24	2019- 05-08	2019- 07-02	2019- 07-09	2019- 07-22	2020- 01-17	2020- 03-26	
Zinc	L1&L2	<0,17	12	0,02	0,19	0,03	0,01	0,01	0,02	0,08	0,05	0,18	
	L3 (BC)		10	0,02	0,21	0,02	0,04	0,01	0,02	0,03	0,05	0,02	
	L4		15	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05	0,03	0,29	0,04	
	L5 (BC)		11	0,09	0,50	0,15	0,23	0,12	0,32	0,33	0,10	0,08	
MES	L1&L2	<90	12	650	140	8	7	8	150	120	128	300	
	L3 (BC)		10	12	368	6	12	12	12	29	8	18	
	L4		15	80	70	159	64	180	230	220	264	71	
	L5 (BC)		11	80	182	72	75	110	70	95	124	44	

Tableau 6.4-2 - Analyse statistique des résultats du Tableau 6.4-1. Les dépassement sont indiquées en surbrillance.

Paramètre	Valeur limite (mg/l)	Enclos	Nb tot échant.	Moyenne / écart- type (mg/l)	Valeur maximale (mg/l)	Nombre de dépassements	Pourcentage d'échantillons ayant dépassé
Zinc	<0,17	L1&L2	12	0,07 / 0,07	0,19	2	17%
		L3 (BC)	10	0,05 / 0,06	0,21	1	10%
		L4	15	0,06 / 0,09	0,29	1	7%
		L5 (BC)	11	0,21 / 0,14	0,50	4	36%
MES	<90	L1&L2	12	167 / 203	650	6	50%
		L3 (BC)	10	53 / 118	368	1	10%
		L4	15	148 / 79	264	5	33%
		L5 (BC)	11	94 / 40	182	4	36%

En général, de petites différences dans les concentrations de zinc entre toutes les enceintes ont été notées. Les concentrations de zinc ont dépassé la limite recommandée à une seule occasion pour L3 et à quatre occasions pour L5, ce qui représente 10 % et 36 % de tous les échantillons collectés dans L3 et L5 respectivement. La valeur maximale de concentration de zinc observée lorsqu'il y a dépassement fut 0,50 mg/l, pour L5. La plupart des excès pour tous les paramètres se produisent en été lorsque les débits ayant ruisselé sont plus élevés en raison des orages, sauf pour la forte précipitation tombée le 10 octobre 2018. Naveen *et al.* (2018) avait déjà rapporté

dans leurs études que les précipitations saisonnières affectent de manière significative le transport des composés organiques et inorganiques dans les eaux de surface de sites d'enfouissement, possiblement en raison de la rétention des contaminants par les MES. Les valeurs de MES les plus élevées ont été trouvées en aval de L1&L2. Cependant, ce paramètre n'est pas critique dans le cas à l'étude, en raison de la présence d'un bassin de sédimentation en aval des cellules expérimentales. La concentration moyenne en MES dans L1&L2 était de 167 mg/l, tandis que pour les enclos L3, L4 et L5, elle était de 53, 148 et 94 mg/l respectivement (Tableau 6.4-2). L'écart-type minimum et maximum était de 40 et 203 mg/l pour 12 observations dans L5 et 11 en L1&L2.

Malgré le dépassement des limites fixées pour les MES, il convient de noter deux points importants : d'abord, à l'intérieur du site de Saint-Nicéphore, les eaux de ruissellement sont canalisées vers des bassins de sédimentation, ce qui permet de diminuer la charge de MES avant renvoi dans un cours d'eau. De plus, les sédiments transportés par les eaux de ruissellement diminuent avec le temps, parce que la végétation d'un recouvrement final se développe. On observe dans les Tableaux 6.4-1 et 6.5-2 cette tendance à une diminution de la charge de MES avec le temps. Deuxièmement, les concentrations plus élevées en MES mesurées dans les eaux de ruissellement de certaines parcelles ne sont pas nécessairement tributaires de la présence de sols contaminés dans le recouvrement final (couche relativement proche de la surface). Ces fortes concentrations en MES dépendent éventuellement d'autres facteurs qui n'ont pas été pris en compte dans la présente étude. Il est opportun de répéter qu'il n'y a eu aucun dépassement pour aucun autre des paramètres normés à l'article 53 du REIMR et, de ce fait, nous n'avons pas présenté l'évolution de leur concentration dans le temps.

## **6.4.2 Sols de surface**

Selon les résultats d'analyses chimiques des sols échantillonnés à la surface de tous les enclos, à proximité du drain de pied, les niveaux de contamination pour les 42 paramètres analysés en laboratoire (Hébert et Bernard, 2013) ne dépassent jamais le critère B (annexe I du RPRT). Par conséquent, ils peuvent tous être classés comme AB ou moins. Afin d'être en mesure de donner un meilleur aperçu du risque de contamination des sols de surface par des couches de sols BC « sandwichées » dans le recouvrement final, le Tableau 6.4-3 présente les résultats des

paramètres ayant dépassé le critère A, à savoir la teneur de fond naturelle. Sur les 42 paramètres analysés, seulement quatre ont dépassé le critère A, et ce, à quelques occasions. Les paramètres où il y a eu des dépassements sont l'arsenic, l'étain, le triméthyle-2,3,5 naphthalène et le pyrène.

Tableau 6.4-3 – Résultats d'analyses chimiques des sols de surface par date d'échantillonnage et pour les paramètres où il y a eu dépassement des valeurs limites (critère A, annexe I du RRPT). Les dates où il y a eu dépassement sont indiquées en surbrillance.

Paramètre	Valeur limite (critère A) (mg/kg matière sèche, ppm)	Enclos	Ensemble des dates de prélèvement et concentrations (mg/kg matière sèche, ppm)											
			2018-08-20	2018-09-20	2018-10-10	2019-05-08	2019-06-05	2019-06-18	2019-08-29	2020-04-07	2020-05-05	2020-06-18	2020-07-30	
Arsenic	6	L1&L2	3	3	3	3	5	5	5	5	5	16	5	5
		L3 (BC)	4	3	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5
		L4	11	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5
		L5 (BC)	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5
Étain	5	L1&L2	6	6	6	6	4	4	4	4	4	4	4	4
		L3 (BC)	6	6	6	6	4	4	4	4	4	4	4	4
		L4	6	6	6	6	4	4	4	4	4	4	4	4
		L5 (BC)	6	6	6	6	4	4	4	4	4	4	4	4
Triméthyl - 2,3,5 naphthalène	0,10	L1&L2				0,10	0,10	0,11		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
		L3 (BC)	<0,1	<0,1	<0,1	0,10	0,10	0,12	N.D.	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
		L4				0,10	0,10	0,12		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
		L5 (BC)				0,10	0,10	0,10		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Pyrène	0,10	L1&L2	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
		L3 (BC)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11	N.D.	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
		L4	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
		L5 (BC)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10		0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

Pour l'arsenic, les dépassements ont eu lieu à seulement deux occasions : le 20 août 2018 pour le L4 et le 5 mai 2020 pour L1&L2. Toutefois, ces deux valeurs (11 et 16 ppm, Tableau 6.4-3) sont nettement inférieures au seuil du critère B, qui est de 30 ppm. En ce qui concerne la limite de concentration en étain, il y a eu plusieurs dépassements du critère A entre le 20 août 2018 et le 8 mai 2019. Cependant, ces dépassements n'étaient pas exclusifs aux enceintes contenant des sols contaminés.

Le 18 juin 2019, les échantillons de presque tous les enclos, à l'exception de L5, contenaient plus de triméthyle-2,3,5 naphthalène et de pyrène que la moyenne des dates d'échantillonnage. En général, tous les dépassements sont restés très proches du seuil du critère A.

Le Tableau 6.4-4 présente les résultats des analyses pour les paramètres ayant dépassé la teneur de fond naturelle (critère A). On peut y observer que la grande majorité des résultats, incluant les valeurs qui dépassent le critère A, se trouvent dans une plage assez restreinte. Il convient de noter que pour l'arsenic, le triméthyle-2,3,5 naphthalène et le pyrène, moins de 10 % des analyses révélaient des dépassements du seuil A, alors que pour l'étain, il y a eu des dépassements du seuil A pour 36 % des échantillons, pour l'ensemble des enclos, sans distinction entre recouvrements contenant des sols non contaminés et des sols contaminés.

Tableau 6.4-4 - Analyse statistique des résultats du Tableau 6.4-3. Les dates où il y a eu dépassement sont indiquées en surbrillance.

Paramètre	Valeur limite (critère A) (ppm)	Enclos	Nombre d'échantillons	Moyenne / écart-type (ppm)	Valeur maximale (ppm)	Nombre de dépassements	Pourcentage d'échantillons ayant dépassé
Arsenic	6	L1&L2	11	4,1 / 1,1	16	1	9%
		L3 (BC)	11	5,5 / 3,6	5	0	0%
		L4	11	5,0 / 2,2	11	1	9%
		L5 (BC)	11	4,2 / 1,1	5	0	0%
Étain	5	L1&L2	11	4,4 / 0,5	6	4	36%
		L3 (BC)	11	4,4 / 0,5	6	4	36%
		L4	11	4,4 / 0,5	6	4	36%
		L5 (BC)	11	4,4 / 0,5	6	4	36%
Trimethyl - 2,3,5 naphthalène	0,10	L1&L2	11	0,10 / 0,00	0,11	1	9%
		L3 (BC)	11	0,10 / 0,01	0,12	1	9%
		L4	11	0,10 / 0,01	0,12	1	9%
		L5 (BC)	11	0,10 / 0,00	0,10	0	0%
Pyrène	0,10	L1&L2	11	0,10 / 0,00	0,10	0	0%
		L3 (BC)	11	0,10 / 0,01	0,11	1	9%
		L4	11	0,10 / 0,00	0,11	1	9%
		L5 (BC)	11	0,10 / 0,00	0,10	0	0%

Le projet dans lequel s'insérait l'étude présentée ici visait l'identification d'un recouvrement final pour une vieille partie du site de Saint-Nicéphore. De ce fait, il y avait aussi une préoccupation quant aux quantités d'eaux ayant percolé. Selon Rubinos et Spagnoli (2018), la performance peut être améliorée lorsque des sols contaminés sont mélangés à des sols non contaminés de granulométrie plus fine. Ces types de mélange, dont la viabilité économique reste à prouver, devraient être testés pour ce qui est du potentiel de contamination des eaux et des sols de surface.

## 6.5 Conclusion

Dans le cadre d'un projet ayant pour but d'évaluer différents recouvrements finaux pour une vieille partie du site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Drummondville), un plan expérimental a été construit en 2018 incluant divers enclos. Afin de déterminer le potentiel d'utilisation de sols moyennement contaminés comme matériau de recouvrement final pour des LET, chaque enclos possédait une configuration particulière de recouvrement final. Plus précisément, l'enclos de contrôle a été recouvert de sol non contaminé, alors que deux enclos ont été remplis avec plusieurs couches, incluant une de sols contaminés BC. Un dernier enclos a été rempli de sol classé AB. Pendant trois ans, des échantillons d'eau de surface et de sol de surface ont été récoltés à chacun des enclos, puis analysés en fonction de nombreux paramètres. Les résultats présentés semblent indiquer que, sur la période analysée, des couches de sols BC placées sous une couche superficielle de sol non contaminé ont entraîné une contamination superficielle dépassant les seuils de l'article 53 du REIMR (pour les eaux de ruissellement) seulement pour deux paramètres : Zn et MES. Dans les deux cas, ces mêmes dépassements occasionnels furent observés pour les recouvrements qui ne contenaient pas de sols contaminés. Cependant, le plus grand nombre de dépassements a eu lieu dans un des recouvrements contenant du BC. Il convient donc de suggérer plus d'investigation sur le sujet.

Bien que les MES soient le paramètre ayant excédé sa valeur limite le plus fréquemment, l'enjeu demeure limité puisque des bassins de sédimentation situés sur le site du LET de Saint-Nicéphore diminuent passablement la charge de MES émise dans l'environnement.

Quant aux sols de surface, les valeurs du critère B (annexe I du RPRT) n'ont jamais été dépassées pour tous les échantillons prélevés. À quelques reprises, les seuils A (teneurs de fond

naturelles) ont été dépassés pour l'arsenic, l'étain, le triméthyle-2,3,5 naphtalène et le pyrène. Les enclos contenant des sols contaminés BC n'ont donc pas entraîné de contamination des sols de surface davantage que les enclos recouverts de sols non contaminés ou contenant des sols AB.

On peut conclure qu'il y a lieu d'ouvrir le débat sur l'utilisation de sols BC comme matériaux de construction de recouvrements finaux dans les LET lorsque les sols BC se trouvent en « sandwich » entre un sol non contaminé (en surface) et d'autres couches (dont des sols AB), au-dessous. Il s'agirait d'une option viable du point de vue de la protection environnementale, en plus de constituer une stratégie économiquement intéressante puisqu'on diminuerait le besoin de sols non contaminés, qui doivent être excavés et transportés. Il est pertinent de rappeler qu'à l'heure actuelle, la législation ne permet pas l'utilisation d'un sol contaminé où il y a dépassement du critère B (annexe I du RPRT) pour un des paramètres comme matériaux de construction de la couche imperméable ou de protection d'un système de recouvrement final. On peut l'utiliser comme recouvrement journalier dans les LET, ce qui équivaut à l'enfouir.

## **6.6 Remerciements**

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un projet ayant bénéficié du soutien financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG; CRD # RDPJ\_508222-16), du Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels du Québec (CRIBIQ\_2017-014-C27) et de Waste Management (WM Québec Inc.). Les auteurs reconnaissent sincèrement l'aide précieuse de plusieurs étudiants de premier et deuxième cycles lors des essais de caractérisation en laboratoire, de la construction, de l'installation des équipements et du suivi. Benoit Lacroix Vachon, ing., M.Sc.A. (Université de Sherbrooke, 2008) a fait de précieux commentaires qui ont beaucoup amélioré la qualité finale de l'article. Toute imprécision qui pourrait demeurer serait uniquement notre faute. Nous tenons également à remercier le personnel de WM Québec Inc. au site d'enfouissement de Saint-Nicéphore pour leur soutien.



# **CHAPITRE 7. Analyse paramétrique de l'efficacité des conceptions de lysimètres à l'aide de modélisation numérique**

## **Avant-propos**

**Titre:** Parametric analysis of the efficacy of lysimeter designs using numerical modeling.

### **Auteurs et affiliation :**

O. Ouédraogo : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

M. Duarte Neto : Ingénieur, WSP Canada Inc. (anciennement étudiante à la maîtrise à l'Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil).

T. Kahale : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

T. Abichou : professeur titulaire, Department of Civil and Environmental Engineering, FAMU-FSU College of Engineering, Tallahassee FL 32310 ([abichou@eng.fsu.edu](mailto:abichou@eng.fsu.edu)).

A. R. Cabral : professeur titulaire, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie civil.

**Date d'acceptation :** 07 juin 2022

**État de l'acceptation :** Version finale publiée.

**Revue:** Geotechnical and Geological Engineering.

**Reference :** (Ouédraogo *et al.*, 2022)

**Titre français :** Analyse paramétrique de l'efficacité des conceptions de lysimètres à l'aide de modélisation numérique.

**Contribution au document :**

Article développé avec le groupe de recherche en géotechnique environnementale du professeur A. Cabral, fait référence à la première partie de cette recherche, la conception des lysimètres. Le manuscrit se concentre en particulier sur l'évaluation des lysimètres et leur efficacité à évaluer la percolation profonde à travers les couvertures finales des sites d'enfouissement. L'un des coauteurs de l'article soumis, Tarek Abichou, a été l'un des principaux collaborateurs de l'un des plus importants projets d'essais de lysimètres jamais réalisés, en relation avec le contrôle des infiltrations dans les décharges : Le programme d'évaluation des couvertures alternatives (ACAP). La collaboration avec lui nous a apporté des perspectives différentes, en particulier sur les limites et les problèmes de conception, de construction et d'instrumentation. Cet article aborde une question importante : quels sont les paramètres pertinents pour la conception des lysimètres lors de l'évaluation de l'infiltration à travers les recouvrements finaux. De plus c'est la première fois qu'une étude complète des effets de différents paramètres sur l'efficacité des lysimètres a été évalué; du moins pour les lysimètres destinés à l'application souhaitée: les recouvrements de sites d'enfouissement. L'analyse de l'efficacité est basée sur les principes fondamentaux de l'écoulement non saturé. Ma contribution dans cet article est présente tout d'abord dans la définition des paramètres géotechniques pour alimenter le modèle numérique. Dans un deuxième temps dans l'exécution de plusieurs scénarios de simulations numériques dans le logiciel d'éléments finis Hydrus. Ainsi que dans l'aide à l'interprétation des résultats obtenus.

**Résumé français :** L'un des paramètres les plus difficiles à estimer dans la quantification de la production de lixiviats est le taux de percolation à travers la couverture du site d'enfouissement. Étant donné que la production de lixiviats est un élément critique pour les exploitants, en particulier lorsqu'ils discutent des conditions de suivi des déchets, ce sujet est toujours d'actualité. La meilleure méthode pour estimer le taux de percolation d'une couverture consiste à placer un lysimètre sous ou dans la couverture du site d'enfouissement pour recueillir l'eau de percolation. L'exactitude et la précision du taux de percolation basé sur le lysimètre sont sujettes à débat. Des travaux antérieurs ont porté sur l'optimisation de la hauteur des parois latérales des

lysismètres afin de minimiser l'interférence de sa présence sur le régime d'écoulement. En utilisant la modélisation numérique, cet article examine les influences du climat, de la géométrie du lysimètre, et de l'emplacement, sur l'efficacité des lysimètres. Des tests de robustesse ont été proposés pour évaluer dans quelle mesure les lysimètres modifient le régime d'écoulement dans la couverture. Les résultats montrent que l'efficacité du lysimètre dépend de la relation entre la hauteur de sa paroi, sa largeur et sa profondeur dans le profil. Les conceptions qui ont passé les trois tests de robustesse des performances ont été considérées comme des lysimètres fiables. L'efficacité de la mesure de la percolation s'est avérée élevée lorsque la hauteur du lysimètre tendait vers la hauteur calculée à l'aide d'une méthodologie simplifiée basée sur des calculs en régime permanent.

**Abstract:** One of the most challenging parameters to estimate in leachate generation quantification is the percolation rate through a landfill cover. Since leachate generation is critical to operators, particularly when discussing walkaway aftercare conditionalities, this topic is still relevant. The best method for estimating the percolation rate of a cover involves placement of a lysimeter below or within the landfill cover to collect the percolating water. Previous work has focused on optimizing the height of the sidewalls of lysimeters to minimize the interference of its presence on the flow regime within the cover. Using numerical modeling, this paper examines the influences of climate, lysimeter geometry, and location, on the effectiveness of lysimeters. Robustness tests were proposed to assess the extent to which lysimeters altered the flow regime. The results show that lysimeter effectiveness depends on the relationship between its wall height, width, and depth within the profile. The lysimeters that passed all three performance robustness tests were considered reliable. Percolation measurement efficacy was found to be high when the height of the lysimeter,  $H$ , tended towards the height calculated using a simplified methodology based on steady-state calculations,  $H_{\text{linear}}$ . For example, in the case of the cover soil tested and the Canadian climate, lysimeters whose  $H=H_{\text{linear}}$  would not know any loss of performed for width to height ( $W/H$ ) ratios greater than 3, no matter the depth it is placed. And it would lose only 5% in percolation efficacy for  $W/H = 2$ . In other words, a 3-m wide lysimeter would fit the bill in Canada. In the case of the Floridian climate, even when  $H=H_{\text{linear}}$ ,  $W/H$

ratios greater than 4 would be required for lysimeters placed nearer to the surface. When placed deeper, lysimeters with  $H > H_{\text{linear}}$  perform better.

**Keywords:** Landfill covers, percolation, lysimetry.

## 7.1 Introduction

Estimation of deep percolation – that ultimately becomes leachate - is a fundamental step in landfill design and is critical when discussing walkaway aftercare conditionalities. Pan lysimeters, which are buried containers with open tops that collect percolating water in order to quantify seepage rates, have been identified as the most adequate instrument to assess deep percolation through landfill covers (Benson *et al.*, 2001). However, there is a paucity of studies about geometric and environmental parameters that influence the efficacy of a lysimeter to measure deep percolation. Consequently, a widely accepted lysimeter design methodology is still lacking. Designing lysimeters that collect the right amount of water, representative of what actually percolates through the cover, requires a thorough understanding of how their presence in the cover may affect the unsaturated flow regime.

The main goals of this study are two-fold: assess lysimeter efficacy by means of a parametric study using numerical modeling and propose a simple and reliable set of lysimeter design criteria capable of providing acceptable percolation rates. We also test the hypothesis that lysimeters whose wall heights ( $H$ ) are determined based on an adaptation of the linear method proposed by Parent *et al.* (2006) do not affect the flow regime, and would therefore provide reliable deep percolation data. As explained in detail below, to calculate the wall height according to Parent *et al.*'s linear method, herein denominated  $H_{\text{linear}}$ , the adapted method requires calculating a constant (steady state) seepage rate  $q$  (precipitation minus evapotranspiration), and the hydraulic conductivity function ( $k_{\text{fct}}$ ).

To attain the stated objectives and assess the validity of the above-mentioned hypothesis, transient-state numerical simulations were performed for a series of lysimeter design scenarios under two climatic conditions: a continental climate, typical in Eastern Canada (referred to as

Canada); and a humid subtropical climate, typical in northern and central Florida (referred to as Florida). The other main variables were lysimeter dimensions (width and wall height) and position (distance from the bottom of the modeled domain). Lysimeters were considered acceptable - or not - based on how they performed in three robustness tests; all of them reflecting the lysimeter's capacity to not affect the flow regime. For every case, the analysis focused on the ratio between the height of the lysimeter walls to  $H_{\text{linear}}$ .

Lysimeters covering small areas (in this case, less than 1 m<sup>2</sup>) were not considered since a minimum area is required to account for preferential flow through macro-features, heterogeneity in hydraulic and vegetation properties, etc. (Benson *et al.* 2001; Malusis and Benson, 2006). Small pan lysimeters are mostly used in soil science, and agricultural applications (Jiménez-Carvajal *et al.*, 2017; Ruiz-Peñalver *et al.*, 2015). Qiang *et al.* (2015) used very small lysimeters to estimate the effect of height and the H/W ratio on leachate generation and leaching behavior of C&D waste. Since their study was performed in the laboratory, they did not have to worry about macro-features.

## 7.2 Essentials on pan lysimeter design

In this study, we adopted the concept of pan lysimeters (or zero-tension lysimeters), i.e., lysimeters whose bottom-most (drainage) layer is connected to a pipe that drains the percolated water to a collection point, at atmospheric pressure. Consequently, the suction at the bottom of the lysimeter, where the drain is connected, is equal to zero.

Pan lysimeters are devices that allow the direct measurement of deep percolation with an accuracy of 0.5 mm/yr (Benson *et al.*, 1994; Gee et Hillel, 1988; Ward et Gee, 1997). However, flow deviation at the mouth of lysimeters can lead to collection efficiencies of lower than 10% (Zhu *et al.*, 2002). According to Bews *et al.* (1999), the most important feature of a well-functioning lysimeter is that the suction values at two points located at the elevation of the mouth of the lysimeter, one inside and the other just outside ( $B_{\text{int}}$  and  $B_{\text{ext}}$  in Figure 7.2-1), must be equal. When this is the case, the hydraulic gradient between the two points is nil and water is neither diverted away from the lysimeter, nor drawn into it.

The suction profile is key to understanding the unsaturated flow into pan lysimeters. According to Parent *et al.* (2006), given a steady-state seepage rate,  $q$ , if the suction profile is nearly vertical at the elevation of the mouth of the lysimeter, the hydraulic gradient is equal to one and the seepage rate is equal to the unsaturated hydraulic conductivity ( $k = q$ ; Figure 7.2-1). Consequently, there is no difference in the total head between  $B_{int}$  and  $B_{ext}$  ( $\Delta H_b = 0$ ; Figure 7.2-1), and the lysimeter does not affect the flow regime.

Flow through unsaturated media is complex due to its transient behavior, and several authors (Adu-Wusu et Yanful, 2006; Aubertin *et al.*, 2009) report that numerical simulations may better define the response of capillary barriers than steady-state analytical solutions. Nevertheless, analysis of the large-scale field data Abdolazadeh *et al.* (2011) has shown that despite the transient behavior of a capillary barrier, a steady-state analytical solution may constitute a powerful engineering design tool when a conservative worst-case scenario approach is followed, and special attention is paid to the selection of boundary conditions. According to Abdolazadeh *et al.* (2011), “regardless of the means adopted, unsaturated soil parameters, particularly the  $k_{fct}$ , remain a great uncertainty. Errors related to its estimation may be far greater than errors related to the use of simple analytical methods.”

The height of the lysimeter walls (Figure 7.2-1) can be designed to impose  $\Delta H_b = 0$  using the linear method, proposed by Ross (1990). The linear method consists of determining the maximum suction value existing in a porous material submitted to a seepage rate  $q$  under a unit gradient. As shown in Figure 7.2-1 this suction value can be determined graphically using the  $k_{fct}$  of the cover material and subsequently converted into a height ( $H_{linear}$  in Figure 7.2-1).

Regardless of the position within the cover, if this height of the lysimeter is selected, the lysimeter will be able to efficaciously measure deep percolation, unless cracks create preferential flow paths beyond the mouth of the lysimeter. It is noteworthy that the material filling the lysimeter must be the same as the cover material and compacted to the same density. This ensures that the  $k_{fct}$  inside and outside of the lysimeter are the same (Bews *et al.*, 1999). This theoretical approach of lysimeter design is the base of the analyses presented in this paper.

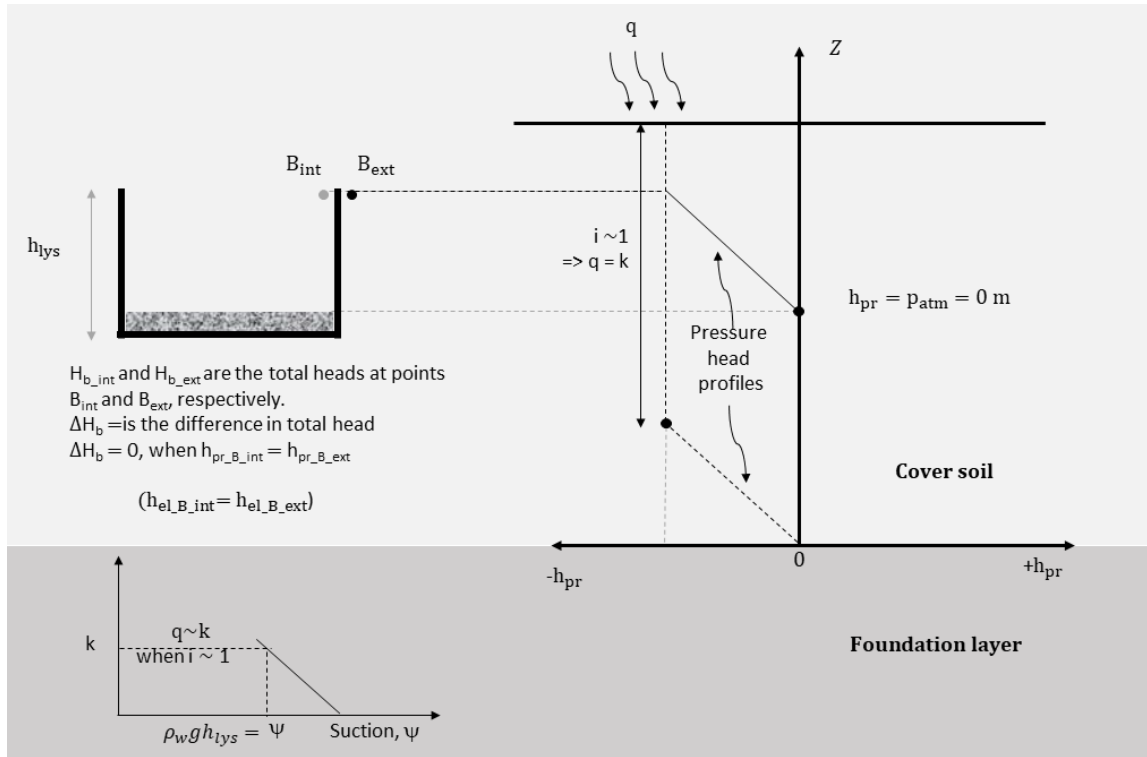


Figure 7.2-1 : Determination of the lysimeter height through the suction profile

## 7.3 Materials and methods

### 7.3.1 Numerical code adopted

The software adopted in this parametric study was Hydrus 2D (Simunek *et al.* 2016). It is a two-dimensional finite-element model that can simulate water movement in unsaturated media. The program numerically solves the Richards' equation for saturated-unsaturated water flow as follows:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[ K \left( K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S \quad \text{Equation 7.3-1}$$

where  $\theta$  is the volumetric water content [ $L^3 L^{-3}$ ],  $t$  is the time [T],  $x_i$  ( $i = 1, 2$ ) are the spatial coordinates (L),  $K$  is the unsaturated hydraulic conductivity [ $LT^{-1}$ ],  $h$  is the pressure height [L],  $K_{ij}^A$  are the components of a dimensionless anisotropy tensor and  $S$  is a sink term to account for water uptake by plant roots [ $T^{-1}$ ]. In this study, the main input parameters for the simulations are: the unsaturated hydraulic properties of the medium (soil), the prevailing climatic conditions, the geometry of the domain area, the dimensions of the lysimeter (height and width), and its position in the domain.

### 7.3.2 Numerical model and boundary conditions

The lysimeter design analyzed in this study is a reproduction of an on-going field test where a lysimeter was installed (Figure 7.3-1a). Since one of the main aspects of this study is the analysis of potential interference on the flow regime due to the presence of a lysimeter, two domains were analyzed. In the first, or “baseline simulation”, no lysimeter was simulated in the modeled domain. The baseline simulations are used to assess the flow regime without a lysimeter. In the second, different configurations of lysimeter designs were inserted at two positions: one closer to the bottom of the domain and one closer to the surface. The flow regimes in the simulations with lysimeters were compared to the baseline simulations.

Inappropriate dimensions of a domain may affect the baseline and other simulations results. To avoid any lateral interferences, the domain was designed with a sufficiently large width ( $W_d = 20$  m). At 5 m, the domain height ( $H_d$ ) is much larger than usual cover thicknesses. However, to study the influence of the vertical position of a lysimeter, this was considered reasonable. The free drainage boundary condition (#BF1 in Figure 7.3-1b) that simulates a unit gradient was considered for the bottom of both the baseline domain and the domain with the lysimeter. An atmospheric boundary condition was assigned at the top of both domains (#BF5 in Figure 7.3-1b). Input data for #BF5 included only daily precipitation and evapotranspiration from 2009 to 2017, for two climatic conditions: continental (*Canada*), and humid subtropical (Florida). The potential evapotranspiration was calculated using the Penman–Monteith method (Penman, 1948). Cumulated fluxes were calculated using results obtained from 2013, i.e., after proper numerical stabilization of the model.



Two boundary conditions were assigned to the lysimeter. The first, a few millimeters above the bottom of the lysimeter, was a seepage face boundary condition (#BF2 in Figure 7.3-1), which simulated the drainage layer in Hydrus-2D. At the very bottom and around the lysimeter, a no-flux boundary condition was imposed. This simulated a lysimeter wall constructed with an impermeable material, such as a geomembrane. Two meshlines, namely # MF3 and # MF4, were included in the numerical model at the elevation of the mouth of the lysimeter (Figure 7.3-1): # MF3 was used to assess fluxes into the lysimeter, whereas # MF4 was used to assess fluxes crossing the entire width of the domain,  $W_d$ . Mostly, we compared normalized fluxes through these meshlines, as discussed in further detail in the text (see "Robustness tests and scenario exclusion criteria"). The finite element mesh was generated automatically (default settings) by Hydrus 2D for each simulation. We refined it in the region near the entrance of the mouth of the lysimeter.

The baseline domain was designed to simulate the silty cover existing at the Saint-Nicéphore landfill, Quebec, Canada, where an on-going lysimeter study is being conducted. For simplicity, we adopted the silty loam from the Hydrus-2D database for the cover soil in both domains. The water retention (van Genuchten) parameters of this soil are presented in Figure 7.3-2.

The saturated hydraulic conductivity ( $K_{sat}$ ) of the cover soil was adjusted to  $10^{-6}$  m/s to simulate that of the existing Saint-Nicéphore landfill cover. The initial volumetric water content was arbitrarily set at 0.35, homogeneously across the whole domain. This did not affect the results, because the first years of simulation (2009-2011) were not considered in the calculation of cumulated fluxes, allowing time for stabilization. The same soil properties, initial and boundary conditions were adopted for simulations including lysimeters

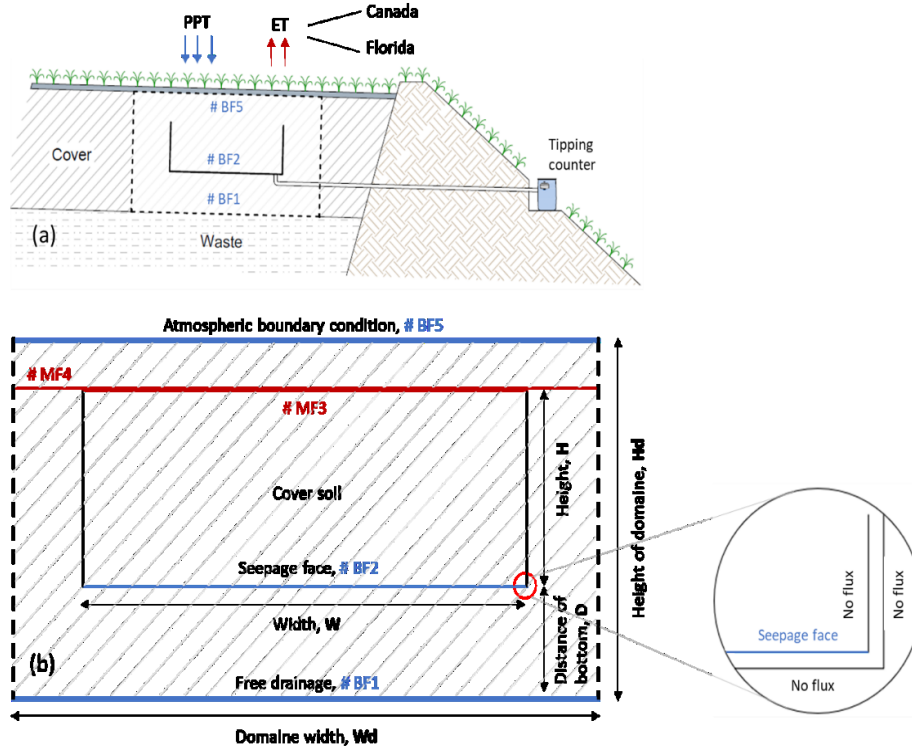


Figure 7.3-1 : (a) Sketch of modeled lysimeter; and (b) adopted numerical model. Boundary flux conditions (BF) and meshline fluxes (MF) follow a single numbering sequence.

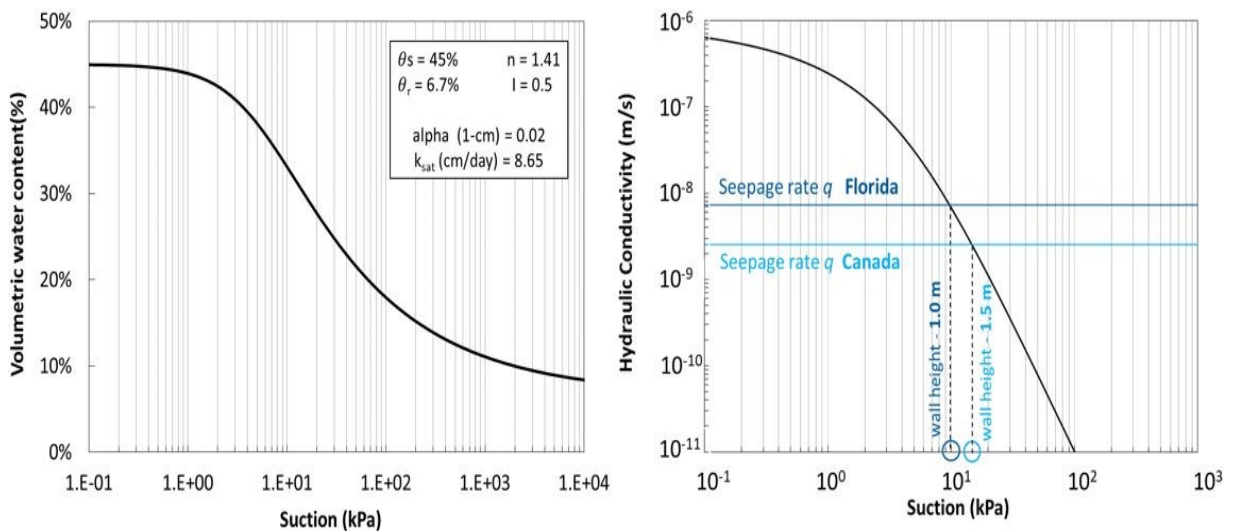


Figure 7.3-2 : Hydraulic characteristics of the cover soil: (a) water retention curve and Van Genuchten input parameters adopted in simulations; (b) hydraulic conductivity function.

### 7.3.3 Relevant parameters and variables

To verify the central hypothesis and attain the objective of proposing simple lysimeter design criteria, transient-state numerical simulations were performed for a series of lysimeter scenarios with varying dimensions and positions within the profile.

Table 7.3-1 presents the values considered for each variable. A total of 24 simulations were performed for each of the 2 climatic conditions. Although the 1-m wide lysimeters covering 1 m<sup>2</sup> are considered rather small to represent landfill covers, they were included in this evaluation, because the results can be useful in other areas where they are acceptable (see references cited in Introduction). Validation of the adaptation of the linear method proposed by Parent *et al.* (2006) requires the calculation of a steady state seepage rate,  $q$ . In this study, it was calculated based on the cumulated difference between precipitation and evapotranspiration during the study period (2013-2015), divided by the number of days.

Table 7.3-1 : Geometry values adopted in the simulations (see Figure 7.3-1)

Lysimeter width (W) (m)	1
	3
	5
	7
Lysimeter height (H) (m)	0.5
	1.0
	1.5
Distance of lysimeter from bottom of domain (D)	1.0
	2.5
Simulation domain Width (Wd)* = 20m; Height (Hd) = 5m	without lysimeter (reference model)  with lysimeter

\*Punctual (“one off”) simulation with Wd = 26 m

The lysimeter wall height obtained using the linear method,  $H_{linear}$ , herein considered the reference height, is obtained graphically as shown in Figure 7.3-2: it is associated with the suction value where the steady state seepage rate meets the  $k_{fct}$ . For Canada,  $H_{linear} = 1.5m$ , while for Florida  $H_{linear} = 1.0m$ . Good practice in numerical modeling requires domains that are wide

enough so that performance of the element being assessed (the lysimeter) is not influenced by lateral borders. Accordingly, to test the extent to which the domain affected the performance of the wider lysimeters ( $W = 7 \text{ m}$ ), a few additional simulations were performed with a wider domain ( $W_d = 26 \text{ m}$ ). In some cases, this was necessary to solve convergence problems.

Table 7.3-2 : Climatic and input parameters considered

Climate types	Canadian (precipitation $\approx 1000 \text{ mm/year}$ ) Floridian (precipitation $\approx 1600 \text{ mm/year}$ )
Climate period	2009-2017 - modeling input data 2013-2015 – results analyzed

**7.3.4 Robustness tests and scenario exclusion criteria**

Three tests were developed to assess the extent to which insertion of a lysimeter altered the flow regime, and the effects of the chosen boundary conditions on the numerical flow regime. Two of these tests compare the response of each modeled lysimeter with the equivalent domain without a lysimeter. The third assesses diversion away or into the lysimeter. Pass or fail was defined according to a set of arbitrary criteria. Only lysimeters that passed all three tests can be considered efficacious, therefore reliable designs.

**7.3.5 Robustness Test 1: effect on atmospheric flux**

The purpose of this test is to assess if introducing a lysimeter in the soil profile affects the atmospheric flux (from the atmosphere into the soil) through the atmospheric boundary (#BF5 in Figure 7.3-1). If the lysimeter does not affect the flow regime, simulations with and without a lysimeter in the domain would result in the same boundary flux, i.e.:  $NAF_{NL} - NAF_L = 0$ , where  $NAF_{NL}$  is the net flux through the atmospheric boundary (precipitation minus evapotranspiration in this study) without a lysimeter, and  $NAF_L$  is the net atmospheric flux through this same boundary with a lysimeter in the domain. Differences between the two are presented as a percentage of  $NAF_{NL}$ , and the ratio between them,  $R_{NAF}$ , is defined as follows (Equation 7.3-2).

$$R_{NAF}(\%) = \frac{(NAF_{NL} - NAF_L)}{NAF_{NL}} \quad \text{Equation 7.3-2}$$

Accordingly, the lower the value of  $R_{NAF}$ , the less impact the lysimeter has on the atmospheric flux. A value of 0% means that the net atmospheric fluxes with or without a lysimeter are equal.

Exclusion scenario: we defined an arbitrary range of values of  $R_{NAF}$  that must be attained.  $R_{NAF}$  values outside of the -10% to + 10% range, i.e.,  $NAF_L$  10% greater or lower than  $NAF_{NL}$  excludes the scenario from further analyses, for each climate simulated. This range serves as an initial basis for discussion.

### 7.3.6 Robustness Test 2: effect on outfluxes

This test assesses the extent to which the presence of a lysimeter affects the ratio between outfluxes, represented by  $R_{out}$ , as follows:

$$R_{out}(\%) = \frac{(LF_{bott} + LF_{drain})}{NLF_{bott}} \quad \text{Equation 7.3-3}$$

Where  $LF_{bott}$  is the flux through #BF1, and  $LF_{drain}$  is the flux through #BF2 – with a lysimeter, and  $NLF_{bott}$  is the flux through #BF1 without a lysimeter. If the lysimeter does not affect the flow regime,  $R_{out} = 100\%$ .

Exclusion scenario: the adopted arbitrary range within which  $R_{out}$  values are retained for further analyses is +/- 10%, i.e., scenarios for which outfluxes are 10% greater than or 10% lower than the value of  $R_{out}$ .

### 7.3.7 Robustness Test 3: deviation from lysimeter

This test assesses the extent of flux deviation from (or into) the lysimeter (O’Kane et Barbour, 2003). If water does not deviate away from its normal net downward course, one can consider that the lysimeter accurately assesses seepage and does not affect the flow regime, i.e., the net flux (seepage – evapotranspiration – storage reaching the mouth of the lysimeter) is not altered by its presence in the medium. It is assumed here that lateral flow that might contribute to the amounts collected by the lysimeter is negligible. This is a reasonable assumption in the case of landfill covers.

One way of assessing whether water deviates away or into the lysimeter is to compare the normalized flux into the lysimeter,  $\overline{LF}_{\#MF3}$  ( $= LF_{\#MF3}/W$ ), to the normalized flux crossing the entire domain,  $\overline{LF}_{\#MF4}$  ( $= LF_{\#MF4}/W_d$ ), both taken at the elevation of the mouth of the lysimeter, as indicated in Figure 7.3-2b. The efficacy of the lysimeter can thus be expressed as follows:

$$E_{ff} (\%) = \frac{\overline{LF}_{\#MF3}}{\overline{LF}_{\#MF4}} \quad \text{Equation 7.3-4}$$

If the presence of the lysimeter does not affect the net downward flux,  $E_{ff} = 100\%$ . It is noteworthy that  $E_{ff} = 100\%$  is attained only when the total head at the mouth of the lysimeter, inside and outside, are equal, i.e., the gradient is equal to zero. For this to occur, the suction values inside and outside need be the same. For it to be attained at all times, the height of the lysimeter – calculated according to Parent *et al.* (2006) may need to be quite high. A compromise is needed if we are to propose a realistic approach to lysimeter design.

Exclusion scenario: we considered that errors lower than 10% (arbitrary value) are acceptable. In other words, scenarios for which  $E_{ff} \leq 90\%$  would be excluded from further analyses.

## 7.4 Results and discussion

### 7.4.1 Robustness Test 1: atm boundary

#### Canada

For the Canadian climate, the atmospheric fluxes (Equation 7.3-2) were nearly the same in all cases. Differences were less than 5% for a lysimeter installed deeper into the profile ( $D = 1.0$  m; Figure 7.4-1a), and less than 4% for lysimeters installed closer to the surface ( $D = 2.5$  m; Figure 7.4-1b). In most cases, when  $D = 1.0$  m, the net atmospheric flux with a lysimeter ( $NAF_L$ ) was lower than without a lysimeter ( $NAF_{NL}$ ). Unexpected results with  $D = 2.5$  m led to an investigation on the potential influence of the domain width ( $Wd$ ). Once the adopted  $Wd$  reached 28 m, the model response stabilized. All scenarios were retained for further analyses. However, given the fact that lysimeters are ideally installed as close to the surface as possible,  $D = 2.5$  m would be the preferred scenario.

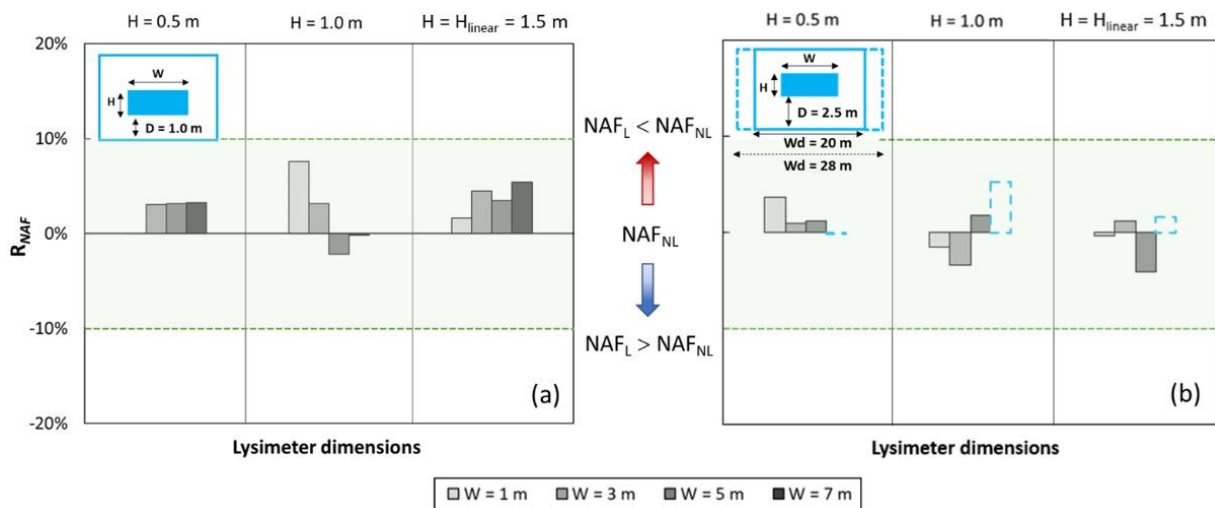


Figure 7.4-1 : Robustness Test 1 for Canadian climate (net atmospheric flux, Equation 7.3-2):  
 (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m

### **Florida**

For the Floridian climate,  $|R_{NAF}| > 10\%$  in several cases. The net atmospheric fluxes into domains where a lysimeter was installed deep into the profile ( $D = 1.0$  m; Figure 7.4-2a) were – in most cases – greater than  $R_{NAF}$  associated with domains without a lysimeter; in other words, the presence of a lysimeter affected the flow regime in several cases. For  $D = 1.0$  m, the only lysimeters that did not affect the flow regime as much were 1.5 m high, i.e., higher than  $H_{linear}$  ( $= 1.0$  m). In the case of lysimeters closer to the surface (Figure 7.4-2b), only lysimeters whose  $H = 0.5$  m were excluded from further analyses. An unexpected result with the wider lysimeter

closer to the surface ( $W = 7$  m; Figure 7.4-2b) also triggered an investigation about the potential influence of domain width ( $Wd$ ). Once the adopted  $Wd$  reached 28 m, the model response stabilized.

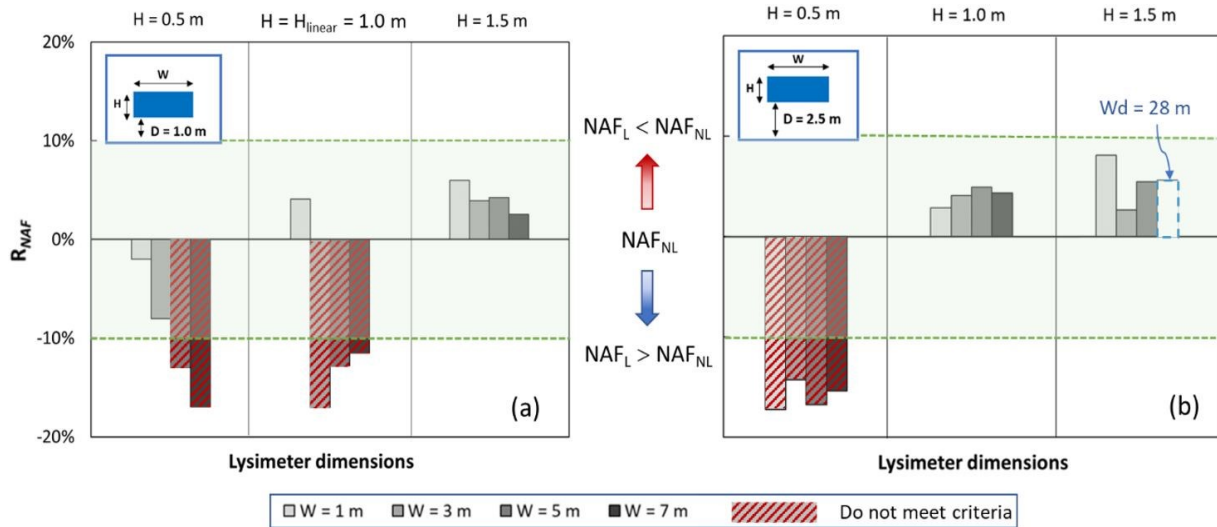


Figure 7.4-2 : Robustness Test 1 for Floridian climate (net atmospheric flux, Equation 7.3-2):  
 (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m

## 7.4.2 Robustness Test 2: effect on outfluxes

### Canada

$R_{out}$  values fell within the arbitrary acceptable range ( $90\% < R_{out} > 110\%$ ) for all tested scenarios. In other words, the flow regime was not affected by the presence of any tested lysimeter when considering the Eastern Canadian continental climate. Accordingly, none were excluded for further consideration.

However, the results in this figure seem to indicate that the greater the height of the lysimeter walls, the better the agreement between outfluxes, with and without a lysimeter, i.e.,  $R_{out}$  approaches 100%. In addition, as highlighted by the ascending arrows in Figure 7.4-3b,  $R_{out}$  values closer to 100% were found for lysimeters where  $H = H_{linear}$  and placed closer to the surface. In the latter cases, regardless of wall height, the greater the width, the lower the influence of the lysimeter on the flow regime. One exception was found for the scenario with a



wider lysimeter ( $W = 7$  m) and wider domain ( $Wd = 28$  m), for which the total flow out of the system was greater with the lysimeter, than without it.

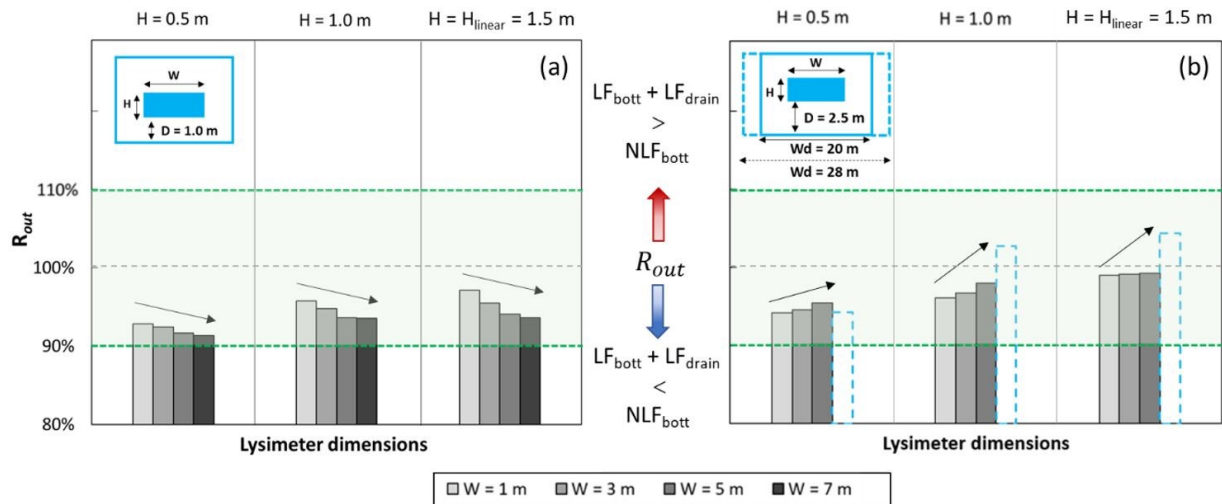


Figure 7.4-3 : Robustness Test 2 (outflux values, Equation 3) for Canadian climate: (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m.

In the case of a lysimeter placed deeper into the profile (Figure 7.4-3a), increasing the width caused a small reduction in  $R_{out}$ , thus the descending arrows. The difference in behavior between lysimeters placed deeper into the cover and closer to the surface ( $D = 1.0$  m and  $2.5$  m, respectively) can be explained using Equation 7.3-3 and in Figure 7.4-4. This figure shows that regardless of the depth at which the lysimeter is placed, the flux through the seepage face boundary at the bottom of the domain,  $LF_{bott}$ , decreases linearly with increasing  $W$ ; whereas the outflux through the base of the lysimeter,  $LF_{drain}$ , increases with increasing  $W$ .

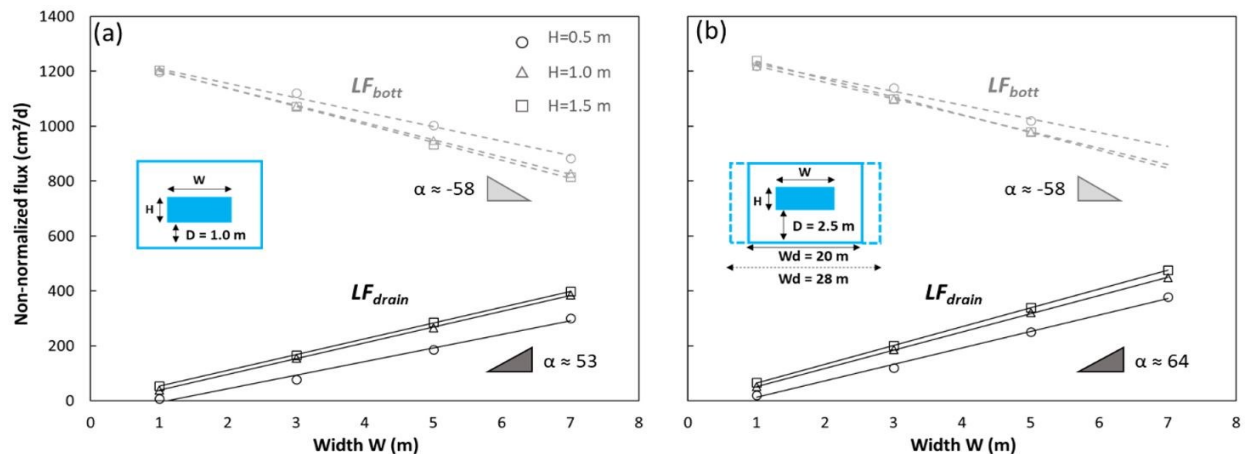


Figure 7.4-4 :  $LF_{\text{bott}}$  and  $LF_{\text{drain}}$  as a function of  $W$  for Canadian climate. (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m.

Since the dimensions of the domain are constant, the value of the outflux at the bottom of the domain without a lysimeter ( $NLF_{\text{bott}}$ ) is the same for all simulations. Therefore, any variation in  $R_{\text{out}}$  obtained with Equation 7.3-3 is caused by changes  $LF_{\text{bott}}$  and  $LF_{\text{drain}}$ . If any decrease in  $LF_{\text{bott}}$  is compensated by an increase in  $LF_{\text{drain}}$ , the value of  $R_{\text{out}}$  remains constant. When this is not the case,  $R_{\text{out}}$  may increase or decrease. For lysimeters placed deeper into the profile (Figure 7.4-4a), the rate of increase in outflux from the lysimeter is lower than the rate of decrease in outflux at the base of the domain, whereas the contrary happens for lysimeters placed nearer the surface (Figure 7.4-4b). Accordingly,  $R_{\text{out}}$  increases when  $W$  increases for the lysimeters close to the surface, whereas it decreases with  $W$  for lysimeters placed deeper into the profile.

### Florida

The  $R_{\text{out}}$  values for Florida do not exhibit the same ordered behavior that Canada's do. One additional scenario with  $D = 1$  (Figure 7.4-5a) that was retained after analysis of Robustness Test 1, did not pass Robustness Test 2: the scenario with  $W = 1$  m and  $H = 0.5$  m, whose result is indicated in Figure 7.4-5a as a hatched rectangle. In the remaining cases, i.e., those retained for further analyses,  $H \geq H_{\text{linear}}$ .

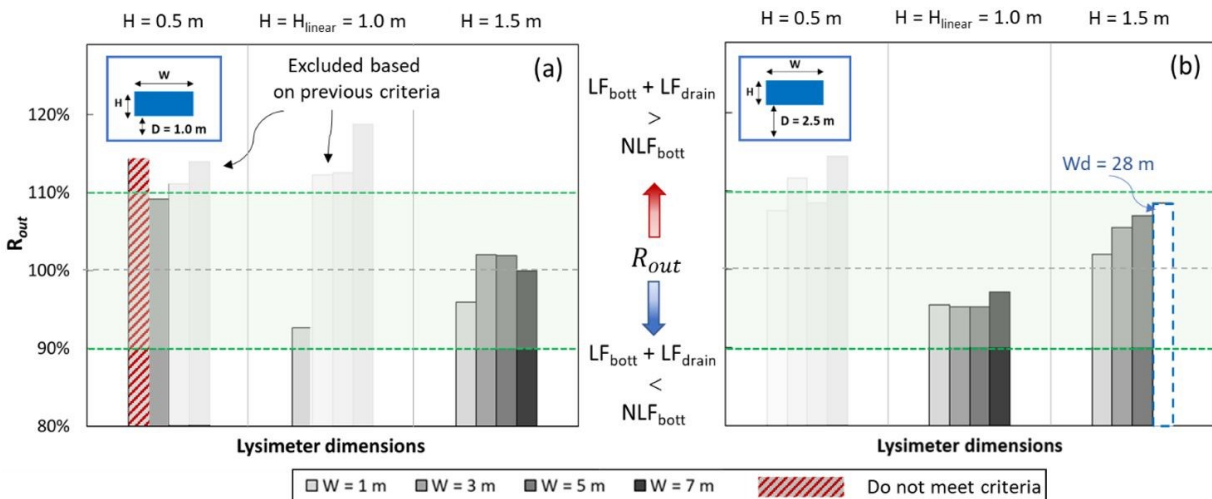


Figure 7.4-5 :Robustness Test 2 (outflux values, Equation 3) for Floridian climate: (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m.

It is noteworthy that in all cases where  $D = 2.5 \text{ m}$  (Figure 7.4-5b) and  $H > H_{\text{linear}}$ ,  $R_{\text{out}}$  values exceeded 100%, indicating that the lysimeter acted as a sink (therefore overestimating seepage). This behavior was a consequence of what was observed in the analyses pertaining to Robustness Test 1 (Figure 7.4-2) i.e., insertion of the lysimeter results in a greater ingress of water into the domain.

### 7.4.3 Robustness Test 3: Lysimeter Efficacy (Eff) in avoiding flow deviation

#### Canada

The results presented in Figure 7.4-6 clearly show that, regardless of the depth of the lysimeter, an increase in width ( $W$ ) resulted in greater efficacy. This behavior was more noticeable when  $H < H_{\text{linear}}$ . Increases in lysimeter wall height also led to increases in  $E_{\text{ff}}$ , and the highest efficacies were obtained when the value of  $H$  approached  $H_{\text{linear}}$ , i.e.,  $H/H_{\text{linear}} \sim 1$ . It is also noticeable that most cases associated with shallow lysimeters failed to pass the criterion adopted for Robustness Test 3,  $E_{\text{ff}} > 90\%$  (indicated by a red X).

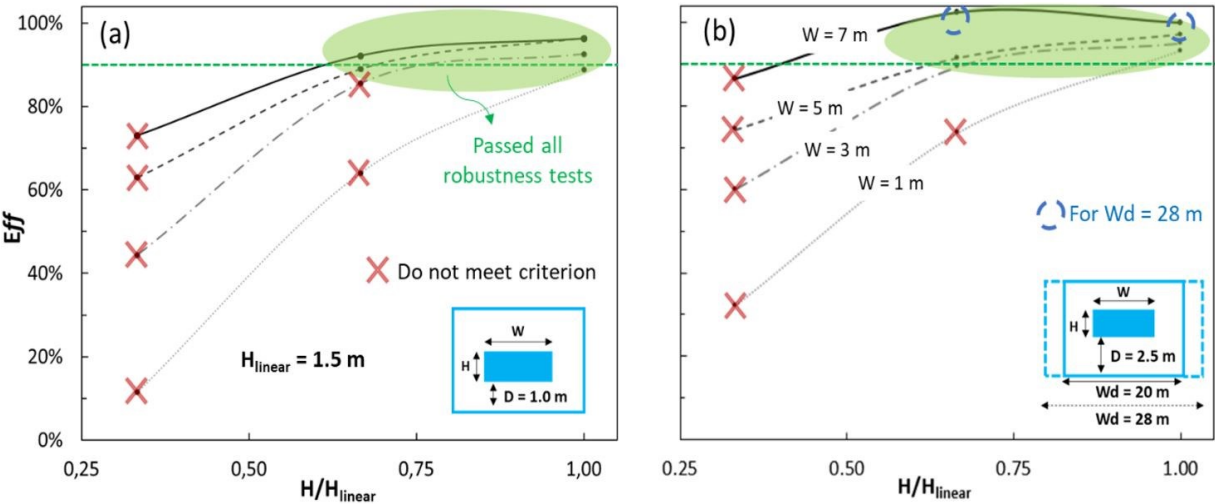


Figure 7.4-6 : Robustness Test 3 (lysimeter efficacy, Equation 7.3-4) for Canadian climate: (a)  $D = 1.0 \text{ m}$ ; (b)  $D = 2.5 \text{ m}$ .

In the borderline case where  $H/H_{\text{linear}} = 0.67$ ,  $D = 1.0$  m and  $W = 3$  m (Figure 7.4-6a), the robustness criterion was not met. However, for the same dimensions, when the lysimeter was placed closer to the surface ( $D = 2.5$  m; Figure 7.4-6b), the arbitrary criterion was met. It goes without saying that slight changes in what is acceptable or not (which is based on regulation) would lead to different conclusions. Generally, however, the trend seems consistent, and the criterion is deemed useful for the purpose of these analyses.

### **Florida**

It can be observed in Figure 7.4-7a that for lysimeters placed at depth ( $D = 1.0$  m),  $E_{\text{ff}}$  followed a similar trend to that of Canada, i.e., for the same height,  $E_{\text{ff}}$  increased with increases in width. However, few lysimeters placed at depth ( $D = 1.0$  m; Figure 7.4-7a) passed all robustness tests. Regardless of lysimeter width, for those that passed,  $H/H_{\text{linear}} > 1.00$ . Figure 7.4-7b shows the results obtained for lysimeters placed closer to the surface ( $D = 2.5$  m). In these cases, if the wall heights were equal to  $H_{\text{linear}}$ , almost any size of lysimeter would pass all robustness tests.

The results show that increasing the height of the lysimeter beyond  $H_{\text{linear}}$  led to a decrease in efficacy. This seems to indicate that a lysimeter placed too close to the surface, in a wetter climate like Florida's, would alter the flow regime. Wet and humid climates like Florida's, are characterized by high precipitation and high evapotranspiration. Evapotranspiration moves the water upward from deeper zones of the soil profile to the atmosphere. When the lysimeter is closer to the surface ( $D = 2.5$  m), the lysimeter also moves water from areas that are closer to the surface (into its drainage system) and therefore "competes" with evapotranspiration for water at the same depth. This by itself shows that the presence of the lysimeter that close to the surface, influences the flow regime. This also suggests that for wet humid regions, the mouth of lysimeters should be deeper into the soil profile to avoid the regions where the unsteady unsaturated flow regime is at work. The presence of the lysimeter interferes with such a regime.

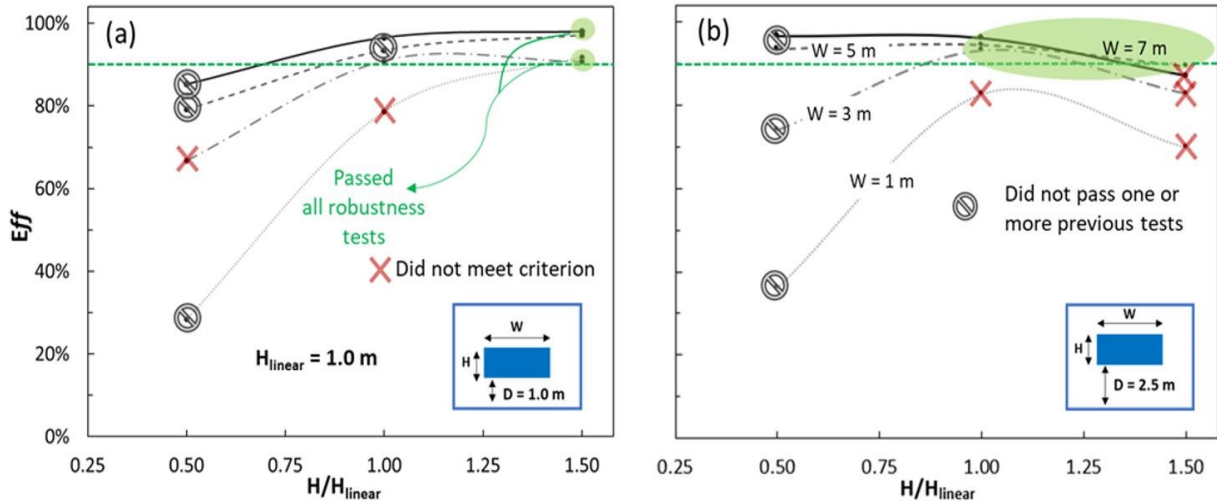


Figure 7.4-7 : Robustness Test 3 for Floridian climate (lysimeter efficacy, Equation 7.3-4): (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m.

## 7.4.4 Further analysis and scope of findings

### Canada

Figure 7.4-8 highlights the importance of the geometric parameters of the lysimeter on its efficacy for the Canadian climate. All curves were obtained by fitting logarithmic curves, with  $R^2$  varying from 0.85 to 0.98. Regardless of how well the different cases performed in the various robustness tests, it can be interpreted from this figure that the parameter with the greatest impact on efficacy is lysimeter wall height. Indeed,  $E_{ff} \sim 100\%$  is closely associated with  $H/H_{linear} \approx 1$ . For instance, for  $D = 1.0$  m (Figure 7.4-8a) and  $W/H \sim 5$ ,  $E_{ff} = 95\%$  when the ratio  $H/H_{linear} = 1.0$ . If  $H/H_{linear} = 0.67$  (left-most square in Figure 7.4-8a),  $E_{ff} = 87\%$ . Increasing  $E_{ff}$  to 95% (right-most square) would require an associated increase in the  $W/H$  ratio from 5 to approximately 10, i.e., a lysimeter twice as large.

$E_{ff}$  can also be increased by placing the lysimeter closer to the surface. For example, in the case of  $W/H = 7$ ,  $H/H_{linear} = 0.67$  and  $D = 1.0$  m (circle in Figure 7.4-8a), if the lysimeter is placed closer to the atmospheric boundary ( $D = 2.5$  m; Figure 7.4-8b),  $E_{ff}$  increases from  $\sim 90\%$  to  $\sim 100\%$ . The results in Figure 7.4-8 also reveal that lysimeters whose wall heights are closer to  $H_{linear}$  can be built with very small width to height ratios. For the Canadian climate ( $H_{linear} =$

1.5 m), a 3-m wide lysimeter would fit the bill. However, any economy in width cannot be made at the expense of representativeness; a minimum area needs to be defined to account for preferential flow through macro-features, heterogeneity in hydraulic and vegetation properties, etc. (Benson *et al.* 2001; Malusis and Benson 2006). It is not the goal of this paper to elaborate on this matter.

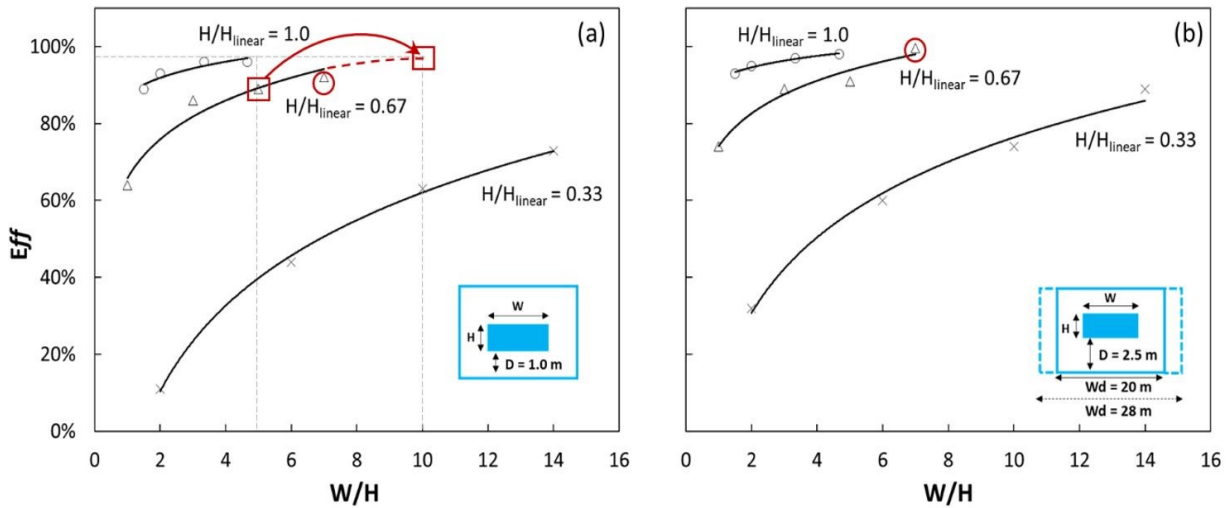


Figure 7.4-8 : Impact of the width to height ratio on lysimeter efficacy for Canadian climate:  
 (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m.

### Florida

As far as lysimeters placed deep into the profile, the same observations made for the Canadian climate (Figure 7.4-8a) can be applied for Florida. However, one can observe in Figure 7.4-9a, Figure 7.4-9b (circled values) that, when the lysimeter is placed near the atmospheric boundary, placement of a very shallow lysimeter, i.e.,  $H/H_{\text{linear}} = 0.5$  might suffice if a very big lysimeter ( $W/H = 14$ ) were constructed. Of course, such a lysimeter would have to pass all robustness tests. If it does, it may be considered, because constructing near the surface has clear advantages: mainly the easiness of continuously collecting outflows.

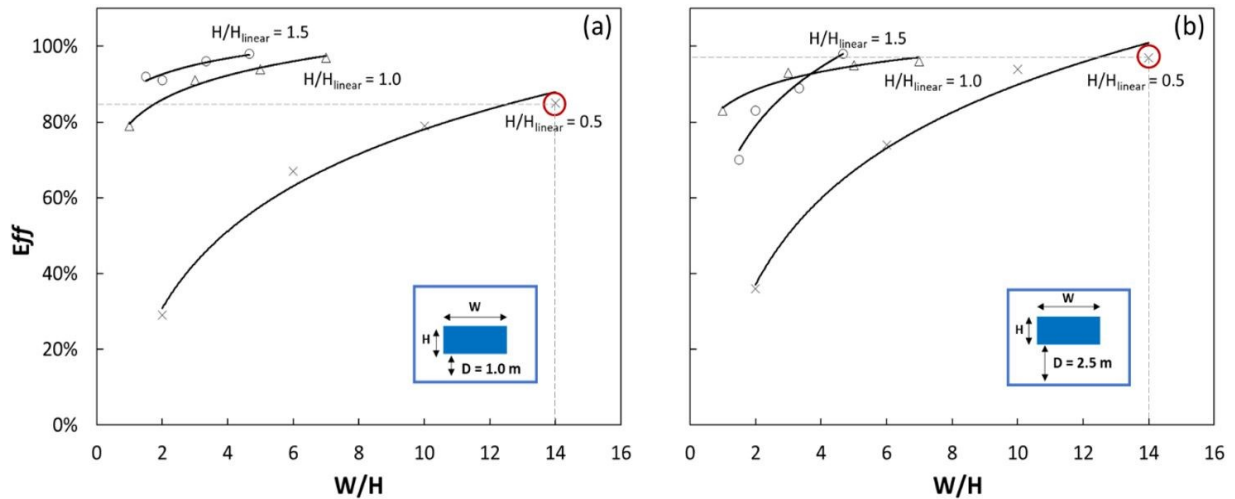


Figure 7.4-9 : Impact of the width to height ratio on lysimeter efficacy for the Floridian climate: (a)  $D = 1.0$  m; (b)  $D = 2.5$  m.

## 7.5 Conclusions

Table 7.5-1 shows that, for the Canadian climate, when  $H = H_{linear}$ , the presence of a lysimeter in the cover has little influence on the flow regime. However, placing the lysimeter closer to the surface leads to moderate improvements in efficacy,  $E_{ff}$ . Lysimeters placed closer to the surface are less costly and make continuous outflow monitoring easier. Lysimeters whose wall heights are slightly lower than  $H_{linear}$  can still pass all tests; all that is needed is to increase their width. However, as shown in Figure 7.4-8, no matter how high the  $W/H$  ratio, when  $H/H_{linear}$  is too low, efficacy never reaches the arbitrary minimum criterion (90%) for Robustness Test 3. Table 7.5-1 also shows that shallow lysimeters (e.g.,  $H/H_{linear} = 0.5$ ) invariably fail one of the robustness tests.

Distance D from the bottom of domain							
Deeper lysimeters - D = 1.0 m				Lysimeters closer to surface - D = 2.5 m			
Climate	Width	H = 0.5 m	H = 1.0 m	H = H <sub>linear</sub> = 1.5 m	H = 0.5 m	H = 1.0 m	H = H <sub>linear</sub> = 1.5 m
Canada	w = 1 m	x	x	pass	x	x	pass
	w = 3 m	x	x	pass	x	pass	pass
	w = 5 m	x	pass	pass	x	pass	pass
	w = 7 m	x	pass	pass	x	pass	pass
Climate	Width	H = 0.5 m	H = H <sub>linear</sub> = 1.0 m	H = 1.5 m	H = 0.5 m	H = H <sub>linear</sub> = 1.0 m	H = 1.5 m
Florida	w = 1 m	x	x	pass	x	x	x
	w = 3 m	x	x	pass	x	pass	x
	w = 5 m	x	x	x	x	pass	pass
	w = 7 m	x	x	pass	x	pass	pass

Table 7.5-1 : Summary of lysimeter simulations. An “x” indicates that the lysimeter did not pass one or more robustness tests.

For wetter climates, like in Florida, the results summarized in Table 7.5-1 show that, beyond the importance of wall height, depth has a marked influence on how the lysimeter affects the flow regime. To reach the arbitrary criteria defined in this paper, deeper lysimeters only pass all robustness tests if  $H > H_{linear}$ . In the cases where  $H = H_{linear}$  (highlighted middle column; left side), the simulations fail mainly at Robustness Test 1 (atmospheric flux). However, if the lysimeter is placed closer to the surface,  $H = H_{linear}$  (highlighted middle column; right-side) is sufficient to pass all criteria.

In conclusion, for the two climatic conditions tested, a lysimeter that does not affect the flow regime can be designed with wall heights calculated based on the adapted linear method. The wall height (or  $H/H_{linear}$ ) to be adopted depends on climatic conditions. The simulations also showed that lysimeters should be placed as close to the surface as possible. As far as width is concerned, a minimum area is needed to ensure representativeness, i.e., to account for preferential flow through macro-features, for heterogeneity in hydraulic and vegetation properties, etc.



## **Acknowledgements**

The corresponding author received financial support from Waste Management (WM Quebec Inc.), the Natural Science and Engineering Research Council of Canada (NSERC; CRD # RDPJ\_508222-16), and the Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels du Québec (CRIBIQ). The authors sincerely acknowledge the invaluable help of Jean-Guy Lemelin, technician (who came back from retirement for a few weeks), several interns (S. Archambault, P. Olivier-Lamarque, L. Shelubale, M. Ben Youssef, V. Rivier, M. Aury, V. Lemoine and Y. Dulac), and graduate students (T. Malmir and M. Aury) during characterization tests in the laboratory, construction, equipment installation and monitoring. The authors also wish to thank the Waste Management personnel at the Saint-Nicephore landfill site, as well as personnel from the Contractor company (RGC) and Mr. Frantz Morelle of GARAF (outreach program) for their ongoing help.

# CHAPITRE 8. Conclusions et recommandations

## 8.1 Sommaire et conclusions

Considérant la préoccupation environnementale du changement climatique, où les événements extrêmes (précipitations, inondations, périodes de sécheresse) sont de plus en plus fréquents, cela peut entraîner une augmentation considérable de la production de lixiviat à travers les couvertures finales des sites d'enfouissements. Par conséquent, les gestionnaires des installations de traitement des déchets recherchent différentes stratégies pour mieux estimer les taux de percolation afin de réduire le volume des lixiviats. Bien que les lysimètres soient des dispositifs appropriés pour évaluer la percolation profonde, il faudrait améliorer leurs procédures de conception, car elles ne sont pas bien documentées. L'évaluation de la conception a reçu encore moins d'attention. Cette thèse a évalué une approche simple et conservatrice de la conception de lysimètres à grande échelle en comparant différentes méthodes. La contribution est présentée par les résultats observés sur cinq lysimètres à grande échelle installés dans le terrain expérimental de Saint-Nicéphore, Drummondville, Canada. Une vaste base de données sur la teneur en eau, la succion et la percolation profonde a été générée au cours des trois années d'étude.

À l'exception du lysimètre de contrôle inspiré à partir des modèles construits pendant le programme ACAP, dont les parois latérales étaient aussi hautes que l'épaisseur du matériau de recouvrement, les autres lysimètres expérimentaux ont été conçus et construits en utilisant la méthodologie linéaire de Parent *et al.* (2006), qui se concentrait sur l'écoulement non saturé et les propriétés hydrauliques des matériaux pour déterminer la hauteur optimale des parois afin de ne pas affecter le régime d'écoulement. La plupart des chercheurs considèrent que ce scénario est trop simpliste pour les besoins de la conception. Plusieurs soulignent avec force leur préférence pour des conceptions basées sur des analyses numériques transitoires qui intègrent des propriétés du sol et une configuration de la couverture représentatives, ainsi que des conditions limites réalistes. Cependant, comme le montre cette étude, les résultats obtenus sont, en somme, tout à fait raisonnables. Cela est attribué à l'application de la succion *breakthrough*

(*trigger*) à l'interface de la couche filtrante avec le matériau de couverture au fond des lysimètres pour contrôler l'infiltration au sommet de la barrière capillaire.

La bonne correspondance entre les valeurs de conception basées sur la méthodologie linéaire et la réponse réelle de chaque lysimètre constitue une documentation considérable pour la communauté scientifique. En fait, les données des tensiomètres installés le long de l'interface sable/gravier ont indiqué que la  $\psi_{brkt}$  était située dans l'intervalle de 2 et 5 kPa, autrement dit qu'elle était associée au point de déclenchement de la percolation à partir duquel l'effet de barrière capillaire était progressivement perdu, permettant le drainage. On a constaté qu'il n'y avait pas d'écoulement notable dans la couche la plus fine jusqu'à ce que  $\psi_{brkt}$  au sommet de la couche la plus épaisse soit atteinte. Ce processus pouvait être inversé par des cycles de mouillage répétés et l'avancement répété de la barrière.

Quant aux simulations numériques avec différents scénarios de géométrie utilisant des données météorologiques de terrain, les résultats ont montré que les parois latérales d'une hauteur supérieure à un quart de la largeur du lysimètre ( $\sim 1,00$  m) sont suffisamment hautes pour minimiser les déviations latérales des flux. De même, la relation entre la largeur et la hauteur de la paroi des lysimètres peut affecter le régime d'écoulement du domaine. En général, comme cela a été observé dans les simulations numériques, l'application de la succion *breakthrough* à la limite inférieure a entraîné une performance de percolation estimée supérieure à 90 % dans les lysimètres conçus selon la méthodologie linéaire. En outre, l'influence des changements climatiques, y compris des événements pluvieux d'ampleur variable affectant le taux d'infiltration, les distributions de la pression d'eau interstitielle, les distributions volumétriques de la teneur en eau et le développement du stockage de l'eau, a également été étudiée.

En ce qui concerne l'analyse comparative du lysimètre conçu selon la méthodologie linéaire (L2) avec la réponse du lysimètre de contrôle (L1) conçu selon l'approche ACAP, les percolations recueillies dans les deux lysimètres étaient assez similaires. Le lysimètre construit selon la méthode linéaire a estimé environ 92 % du contrôle. Aucune différence importante n'a été observée entre les données de teneur en eau et de succion du sol pour les capteurs placés aux mêmes élévations dans les profils le long des deux lysimètres. Les tensiomètres ont permis un

enregistrement continu des valeurs de la charge totale, permettant ainsi d'évaluer une éventuelle déviation de la percolation. En tant que tels, les capteurs étaient une contre-vérification nécessaire pour valider la réponse des lysimètres. Bien que l'utilisation de la méthode linéaire soit limitée aux conditions climatiques non extrêmes, la qualité et la cohérence de la base de données a indiqué que le lysimètre a fonctionné correctement et n'a pas affecté de manière importante le régime d'écoulement, donc le taux de percolation.

Enfin, à la lumière des caractéristiques évaluées dans la modélisation numérique, les observations en laboratoire et sur le terrain semblent adéquates pour répondre aux objectifs fixés. La réponse à l'objectif principal : proposer une forme différente de conception de lysimètre pour évaluer l'efficacité de l'estimation du taux de percolation en profondeur dans les recouvrements de sites d'enfouissement. La qualité et la cohérence de la base de données que ces recouvrements ont générée indiquent qu'ils n'ont pas été affectés par des conditions climatiques variables. Les conclusions suivantes peuvent donc être tirées de cette étude :

- (1) Les lysimètres conçus selon la méthodologie linéaire n'ont pas affecté substantiellement le régime de flux et ont représenté efficacement la percolation à travers le recouvrement.
- (2) La méthode linéaire simple, basée sur des calculs en régime permanent, peut être utilisée comme une approche prudente pour déterminer la hauteur de la paroi du lysimètre, en fonction de la demande requise.
- (3) Une hauteur optimale des parois peut être obtenue en imposant une condition de succion non nulle,  $\psi_{brkt}$ , au fond du lysimètre pendant le processus de conception. Si cette valeur de succion *breakthrough (trigger)* est prise en compte, la hauteur des parois sera invariablement moindre, ce qui simplifie le processus d'installation et de surveillance. Lors de l'utilisation de méthodes de conception plus sophistiquées, telles que la modélisation numérique, il est recommandé d'adopter cette valeur de succion (simulant la rupture dans la couche de drainage).

(4) Lorsque l'on considère la valeur de  $\psi_{brkt}$  dans la méthode linéaire, les hauteurs des parois latérales tendent à être les mêmes que celles déterminées en utilisant la méthode plus formelle de Kisch.

(5) La valeur de la  $\psi_{brkt}$  peut être déterminée en utilisant les fonctions de conductivité hydraulique des couches de couverture et de drainage (en fait la couche filtrante).

De plus, une deuxième composante de cette thèse était la valorisation de sols contaminés comme recouvrement final, afin de permettre la réduction d'impact de contaminants dans les eaux et sols de surface du site d'enfouissement.

Les concentrations de contaminants ont été évaluées dans les quatre enclos expérimentaux pendant toutes les années de travaux de terrain. Pour ce qui est des eaux de surface, les valeurs limites utilisées comme critère de validation de l'hypothèse sont tirées directement de l'article 53 du REIMR. En effet, cet article présente les valeurs limites ponctuelles et moyennes pour une série de paramètres et de substances applicables aux lixiviats et aux eaux de surface : azote ammoniacal (N), demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO5), matières en suspension (MES), zinc (Zn), métaux et métalloïdes, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et hydrocarbures pétroliers (C<sub>10</sub> à C<sub>50</sub>). Ainsi, les lixiviats et eaux recueillies dans un LET doivent respecter les valeurs limites de cet article afin de pouvoir être rejetés dans l'environnement. Quant au sol de surface, les valeurs limites utilisées comme critère de validation de l'hypothèse proviennent de l'annexe I du RPRT.

D'après les résultats obtenus pendant la période d'analyse, les seuls paramètres dépassant les valeurs limites sont les matières en suspension (MES) et le zinc. Les valeurs les plus élevées trouvées ont été observées dans les enclos L1&L2, où aucun sol contaminé n'a été utilisé. Cela indique que les valeurs ponctuelles de zinc et de MES dépassant la limite ne sont pas directement liées aux sols contaminés (AB et BC). En ce qui concerne les matières en suspension, il convient de noter qu'elles ne constituent pas une menace importante car, à long terme, la croissance de la végétation peut les réduire, en plus du fait que les eaux de ruissellement du site de Saint-Nicéphore sont canalisées dans des bassins de sédimentation.

Les concentrations de contaminants à la surface des enclos contenant des sols contaminés BC n'ont donc pas entraîné davantage de contamination des sols de surface que les enclos recouverts de sols non contaminés ou contenant des sols AB (un silt sableux, donc plus fin par rapport aux autres sols), même lorsque la surface était soumise à des flux de précipitations intenses qui pouvaient transporter davantage de matériaux de surface. En général, les enclos contenant des sols contaminés ont montré un potentiel élevé d'atténuation des contaminants, avec une efficacité supérieure à 95 % de l'impact sur les eaux et sols de surface. Finalement, la possibilité d'utiliser des sols contaminés de catégorie AB et BC pour effectuer le profillement du recouvrement actuel du site est réelle, ce qui permettrait de modifier sa perméabilité et d'éviter l'enfouissement de ces sols. Dans cette perspective, l'option d'utiliser les sols BC en « sandwich » entre un sol non contaminé (en surface) et d'autres couches (dont des sols AB) au-dessous, serait viable du point de vue de la protection environnementale, en plus de constituer une stratégie économiquement intéressante puisqu'on diminuerait le besoin de sols non contaminés, qui doivent être excavés et transportés. Cette étude peut aussi être l'occasion d'ouvrir des débats relatifs à la valorisation des sols potentiellement contaminés comme matériau de recouvrement des dernières couches des sites d'enfouissement et aux éventuelles modifications de la réglementation actuelle.

## **8.2 Recommandations pour des travaux futurs**

Durant les travaux de cette recherche, certaines questions et idées ont été soulevées et méritent d'être investiguées davantage. Ainsi, les travaux futurs recommandés pour compléter cette recherche sont :

### Dans la conception de lysimètres :

- ✓ Plus de tests sur le terrain avec l'implémentation de différentes configurations (épaisseur, inclinations, etc.) concernant la couche filtrante. L'estimation de la valeur de la succion *breakthrough* peut être associée à la disposition de la couche filtrante, surtout son épaisseur. Tel que mentionné dans les chapitres 3 et 4, le choix de cette valeur est moins conservateur et peut sous-estimer l'efficacité d'estimation de percolation du lysimètre à force de ne pas considérer la diffusion moléculaire dans la barrière capillaire.

Ainsi, l'estimation de  $\psi_{brkt}$  utilisant les fonctions de conductivité hydraulique d'eau permet d'avoir des valeurs plus précises. À l'aide d'un plus grand nombre de résultats sur le terrain, cette compréhension peut être favorisée, car il sera possible de comparer et de calculer une efficacité moyenne pour chaque valeur.

- ✓ Études complémentaires avec différents types de sols afin d'évaluer les nuisances des lysimètres. Le suivi de la percolation peut être complété par une évaluation de l'hétérogénéité du substrat. Les matériaux grossiers, tels que le sable et le gravier, sont susceptibles d'avoir un effet de transport de flux sur une large plage de taux d'infiltration, tandis que les sols plus fins ont tendance à avoir des taux d'infiltration plus faibles en raison d'un meilleur réarrangement des grains et d'un indice de vide moins élevé. En réalité, l'importance de connaître le débit préférentiel réside dans le fait que parfois les estimations de percolation recueillies par lysimètre avec le même matériau de remplissage n'ont pas nécessairement les mêmes caractéristiques de perméabilité. Ainsi, une étude peut être incluse dans cette investigation pour mieux comprendre les hétérogénéités locales présentes, c'est-à-dire les macro-fissures, les différences de compactage et les tassements différentiels dans le temps qui peuvent affecter l'absorption et le ruissellement d'eau dans les pores du sol, tout en vérifiant le niveau réel d'impact sur la performance des lysimètres.
  
- ✓ Continuation des analyses de succion, teneur en eau de percolation pour ainsi enrichir la documentation et la base de données de lysimètres à grande échelle sur les sites d'enfouissement. Une vaste documentation est importante pour une étude approfondie de la variation des données de performance de chaque lysimètre. Il est nécessaire de poursuivre l'étude de la base de données et de réévaluer en permanence la *k-fct* de la couche du recouvrement obtenue sur le terrain, car de nouveaux modèles de données sont collectés chaque année. De cette façon, les chemins de mouillage et de séchage seront révélés, mettant en lumière les effets de l'hystérésis sur ce type de réponse sur le terrain.

- ✓ L'étude poussée sur la position (profondeur) de l'installation du lysimètre dans le profil de couverture afin d'identifier et de quantifier les différents effets que la proximité de la surface (ou zone racinaire) peut avoir sur le régime d'écoulement interne. Un aspect intéressant est d'évaluer à quelle proximité de la surface le lysimètre peut être positionné, car plus il est proche de la surface, plus il est facile de construire le système de drainage qui permet la collecte et l'enregistrement continu des flux d'infiltration. Dans la littérature scientifique, plusieurs études ont fait état de la zone racinaire, mais il n'y a toujours pas de points corrélés concernant l'installation de lysimètres dans ces zones.
  
- ✓ L'extrapolation de l'étude à différentes zones climatiques. Le concept de barrière capillaire est peu présent au Québec et dans les autres provinces canadiennes. La condition climatique canadienne est considérée comme un climat humide. Un exemple d'extrapolation serait l'étude dans les climats arides, car dans ces environnements, on peut s'attendre à des taux de percolation de conception beaucoup plus faibles. Avec la méthode linéaire, les taux de percolation seraient plus faibles et le gradient unitaire atteindrait des valeurs de succion beaucoup plus élevées, conduisant à des parois de lysimètre très hautes. Un compromis doit être fait entre l'efficacité du lysimètre (en termes simples : les mêmes valeurs de succion à l'intérieur et à l'extérieur, à l'embouchure du lysimètre et à la hauteur de la paroi). Ainsi, l'application de la succion *breakthrough* conduirait à des hauteurs de paroi moindres.

#### Dans la valorisation de sol contaminé :

- ✓ L'évaluation du niveau de contamination des eaux récupérées par le système de drainage de chaque lysimètre. Puisque plusieurs polluants peuvent être retenus par absorption dans l'eau existante dans les pores des substrats, il s'avère nécessaire d'évaluer quel est le niveau de cette contamination. Les paramètres à analyser peuvent être : pH, demande biologique en oxygène (DBO), demande chimique en oxygène (DCO), métaux lourds, écotoxicité, entre autres. Dans le cas où le niveau de contamination est élevé, les eaux drainées peuvent être transférées au système de traitement de lixiviat du site



d'enfouissement. Considérant que le volume de drainage est comparativement moindre à celui du lixiviat du site, cette mesure ne devrait pas coûter plus cher aux gestionnaires du site.

- ✓ Pour une caractérisation plus complète des contaminants, un suivi de terrain peut être réalisé, incluant des campagnes d'échantillonnage et d'analyse de percolations profondes réalisées la même journée, c'est-à-dire dans les mêmes conditions météorologiques, de flux entrants dans le recouvrement, etc. Plusieurs résultats de concentrations et d'efficacité obtenus dans une même journée permettent d'évaluer la dégradation concomitante de ces polluants de surface et en profondeur, de même qu'une possible corrélation entre eux. En effet, cette étude a évalué d'une certaine manière la dégradation concomitante de ces polluants, en considérant plusieurs années de travaux de terrain. Cependant, à cause de certaines limitations, il n'a pas été possible de réaliser toutes les analyses en grand nombre dans une même journée. De plus, les informations recueillies *in situ* peuvent être utilisées lors de l'élaboration d'un règlement ultérieur. De nos jours, il n'existe encore aucune loi ni aucun règlement clair qui limitent ces émissions dans les sites d'enfouissement au Québec.
- ✓ Cette caractérisation peut s'étendre au-delà des limites des recouvrements, en atteignant d'autres secteurs du site. Une étude de modélisation peut être incluse dans cette investigation également (à l'aide des données de contamination obtenues sur le terrain), pour simuler le déplacement du panache des contaminants émis par le site.
- ✓ Actuellement, il existe une méthode d'échantillonnage communément adoptée, mais des questionnements en ressortent surtout par rapport au phénomène connu comme perte d'enrichissement. En considérant ces limitations, la méthode utilisée nécessite des études plus approfondies.

# LISTE DES RÉFÉRENCES

Abdolahzadeh, A. M., Vachon, B. L. et Cabral, A. R. (2011). Assessment of the design of an experimental cover with capillary barrier effect using 4 years of field data. *Geotechnical and Geological Eng. Journal.*, vol. 29, n°5, p. 783-802.

Abichou, T., Chanton, J. ., Powelson, D. ., Fleiger, J. ., Escoriaza, S. ., Lei, Y. ., and, Stern, J. (2006a). Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Management*, vol. 26, p. 1305-1312.

Abichou, T., Liu, X. et Tawfiq, K. (2006b). Design Considerations for Lysimeters Used to Evaluate Alternative Earthen Final Covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 132, n°12, p. 1519-1525.

Abichou, T., Musagasa, J., Yuan, L., Chanton, J., Tawfiq, K., Rockwood, D. et Licht, L. (2012). Field performance of alternative landfill covers vegetated with cottonwood and eucalyptus trees. *International Journal of Phytoremediation*, vol. 14, n°sup1, p. 47-60.

Adu-Wusu, C. et Yanful, E. K. (2006). Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 43, n°1, p. 1-18.

Albright, W. H. et Benson, C. H. (2002). Alternative Cover Assessment Program 2002 Annual Report. U.S. Environmental Protection Agency.

Albright, William H, Benson, C. H., Gee, G. W., Roesler, A. C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B. F. et Rock, S. A. (2004). Field water balance of landfill final covers. *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, n°6, p. 2317-2332.

Antinoro, C., Bagarello, V., Ferro, V., Giordano, G. et Iovino, M. (2014). A simplified approach to estimate water retention for Sicilian soils by the Arya–Paris model. *Geoderma*, vol. 213, p. 226-234.

Apiwantragoon, P., Benson, C. H. et Albright, W. H. (2015). Field hydrology of water balance covers for waste containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 141, n°2, p. 04014101.

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*, vol. 45, p. 1023-1030.

Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S. A., Bussière, B., Molson, J. et Chapuis, R. P. (2009). Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 46, n°10, p. 1146-1164.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussiere, B. R. et Chapuis, R. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, n°6, p. 1104-1122.

Ball, B. C., Smith, K. A. et Mullins, C. (2001). Gas movement and air-filled porosity. *Soil and environmental analysis: physical methods* (p. 499-538). Marcel Dekker, Inc.

Bank, W. (2012). What a waste: a global review of solid waste management. [https://www.researchgate.net/publication/306201760\\_What\\_a\\_waste\\_a\\_global\\_review\\_of\\_solid\\_waste\\_management](https://www.researchgate.net/publication/306201760_What_a_waste_a_global_review_of_solid_waste_management)

BAPE (2011). Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. <http://www.bape.gouv.qc.ca/>.

Beaulieu, M. (2021). Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, p. 326. Québec.

Benson, C., Abichou, T., Albright, W., Gee, G. et Roesler, A. (2001). Field Evaluation of Alternative Earthen Final Covers. *International Journal of Phytoremediation*, vol. 3, n°1, p. 105-127.

Benson, C., Albright, W., Fratta, D., Tinjum, J., Kucukkirca, E., Lee, S., Scalia, J., Schlicht, P. et Wang, X. (2011). Engineered covers for waste containment: Changes in engineering properties and implications for long-term performance assessment. Nuclear Regulatory Commission Report NUREG/CR-7028.

Benson, C. H., Bohnhoff, G. L., Ogorzalek, A. S., Shackelford, C. D., Apiwantragoon, P. et Albright, W. H. (2005). Field data and model predictions for a monolithic alternative cover. *Waste Containment and Remediation*, p. 1-16.

Benson, Craig H, Bosscher, P. J., Lane, D. T. et Pliska, R. J. (1994). Monitoring system for hydrologic evaluation of landfill covers. *Geotechnical Testing Journal*, vol. 17, n°2, p. 138-149.

Berger, K., Groengroeft, A. et Gebert, J. (2019). 20 years performance measurements of a landfill cover system with components constructed from pre-treated dredged sediments. *Waste Management*, vol. 100, p. 230-239.

Bernoulli, D. (1738). Hydrodynamica. Dulsecker. <http://imgbase-scd-ulp.u-strasbg.fr/displayimage.php>.

Bews, B., Barbour, S. L. et Wickland, B. (1999). Lysimeter design in theory and practice. *Proceedings of Tailings and Mine Waste*, Fort Collins Colorado, USA. January, p. 24-27.

Bews, B., O'Kane, M., Wilson, G., Williams, D. et Currey, N. (1997). The design of a low flux cover system, including lysimeters, for acid generating waste rock in semi-arid environments.

*Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, p. 747-762.

Bolen, M. M., Roesler, A. C., Benson, C. H. et Albright, W. H. (2001). Alternative cover assessment program: Phase II report. *Geo-Engineering Report*, n°01-10.

Boszczowski, R. B. (2008). Avaliação de propriedades mecânicas e hidráulicas de um perfil de alteração de granito-gnaiss de Curitiba, PR. (PhD Thesis). *Thèse de doctorat*, Pontificia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Bouma, J., Hillel, D., Hole, F. et Amerman, C. (1971). Field measurement of unsaturated hydraulic conductivity by infiltration through artificial crusts. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 35, n°2, p. 362-364.

Brooks, R. H. et Corey, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology paper no. 3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Buckingham, Edgar (1907). Studies on the movement of soil moisture. Washington, D.C. : Bureau of Soils, United States Department of Agriculture; 38.

Bussiere, B., Aubertin, M. et Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, n°3, p. 512-535.

Cabral, A. R., El-Ghabi, B., Parent, S.-É. et Marineau, L. (2007). Design and performance of an experimental double capillary barrier cover placed in a municipal solid waste landfill, vol. CD-Rom. Sta. M. di Pula, Italy : CISA.

Cabral, A. R., Simard, V., Duarte Neto, M. O. et Lacombe, G. (2019). Design, Construction And Monitoring Of Large-Scale Lysimeters To Assess Seepage Through Experimental Final Cover Designs. In R. Cossu (dir.), , vol. Paper 193. Sta Margarita di Pula, Sardinia, Italy : Cisa Publisher.

Chiu, T.-F. et Shackelford, Charles D (2000). Laboratory evaluation of sand underdrains. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 126, n°11, p. 990-1001.

Darcy, H. P. G. (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, etc. V. Dalamont.

Das, B. M. et Sivakugan, N. (2016). Fundamentals of geotechnical engineering. Cengage Learning.

Durner, W. (1994). Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research*, vol. 30, n°2, p. 211-223.

- Farsad, A., Sadeghpour, A., Hashemi, M., Battaglia, M. et Herbert, S. (2019). A review on controlled vacuum lysimeter design for soil water sampling. *Environmental Technology & Innovation*, vol. 14, p. 100355.
- Fenn, D. G., Hanley, K. J. et DeGeare, T. V. (1975). Use of the water-balance method for predicting leachate generation from solid-waste-disposal sites. *Environmental Protection Agency*, Washington, DC (USA). Office of Solid Waste.
- Fredlund, D. G. et Morgenstern, N. R. (1977). Stress state variables for unsaturated soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 103, n°ASCE 12919.
- Fredlund, D. G. et Rahardjo, H. (1993). Soil mechanics for unsaturated soils. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. G. et Xing, A. Q. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, n°4, p. 521-532.
- Fredlund, M. D., Fredlund, D. G. et Wilson, G. W. (2000). An equation to represent grain-size distribution. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 37, n°4, p. 817-827.
- Fu, Y., Tian, Z., Amoozegar, A. et Heitman, J. (2019). Measuring dynamic changes of soil porosity during compaction. *Soil and Tillage Research*, vol. 193, p. 114-121.
- Gardner, G. (2013). Municipal solid waste growing. *Vital signs*, Island Press, Washington, DC, p. 88-90.
- Gardner, W. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil science*, vol. 85, n°4, p. 228-232.
- Garg, A., Coe, J. L. et Ng, C. W. W. (2015). Field study on influence of root characteristics on soil suction distribution in slopes vegetated with *Cynodon dactylon* and *Schefflera heptaphylla*. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 40, n°12, p. 1631-1643.
- Gavin, K. et Xue, J. (2008). A simple method to analyze infiltration into unsaturated soil slopes. *Computers and Geotechnics*, vol. 35, n°2, p. 223-230.
- Gee, G. W. et Hillel, D. (1988). Groundwater recharge in arid regions: Review and critique of estimation methods. *Hydrological Processes*, vol. 2, n°3, p. 255-266.
- Gouvernement du Québec (2020). Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (RIMR). *Publications du Québec*, Juin 14, 2020, Q-2, r. 19.
- Grossmann, J. et Udluft, P. (1991). The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. *Journal of Soil Science*, vol. 42, n°1, p. 83-93.
- Haines, W. B. (1925). Studies in the physical properties of soils: II. A note on the cohesion developed by capillary forces in an ideal soil. *The Journal of Agricultural Science*, vol. 15, n°4, p. 529-535.

- Harrison, B. et Blight, G. (2020). A comparison of in-situ soil suction measurements. *Unsaturated Soils for Asia*, p. 281-285.
- Hébert, J. et Bernard, J. (2013). Bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010. Québec: Ministère du Développement durable, Environnement, Faune et Parcs-Gouvernement du Québec.
- Hoang, N. L. (2017). Etudes des propriétés hydromécaniques d'un sable limoneux: de la saturation partielle à la saturation complète.
- Holtz, R. D. et Kovacs, W. D. (1991). Introduction à la géotechnique. Presses inter Polytechnique.
- Idris, A., Inanc, B. et Hassan, M. N. (2004). Overview of waste disposal and landfills/dumps in Asian countries. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 6, n°2, p. 104-110.
- Jiménez-Carvajal, C., Ruiz-Peñalver, L., Vera-Repullo, J. A., Jiménez-Buendía, M., Antolino-Merino, A. et Molina-Martínez, J. M. (2017). Weighing lysimetric system for the determination of the water balance during irrigation in potted plants. *Agricultural Water Management*, Special Issue: Advances on ICTs for Water Management in Agriculture, vol. 183, p. 78-85.
- Kahale, T., Ouédraogo, O., Des Alliers, L. et Cabral, A. (2021). Impact of contaminated soils used as final cover material. *Proceedings Sardinia 2021, Eighteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, p. 1337.
- Kempton, H. (2012). A review of scale factors for estimating waste rock weathering from laboratory tests. *In Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage. Ottawa, Canada.*
- Khire, Milind V, Benson, C. H. et Bosscher, P. J. (1997). Water balance modeling of earthen final covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 123, n°8, p. 744-754.
- Khire, M. V., Benson, C. H. et Bosscher, P. J. (2000). Capillary barriers: Design variables and water balance. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 126, n°8, p. 695-708.
- Kisch, M. (1959). The theory of seepage from clay-blanketed reservoirs. *Géotechnique*, vol. 9.
- Kmet, P. (1982). EPA's 1975 Water Balance Method: Its Use and Limitations. *Bureau of Solid Waste Management*, Wisconsin Department of Natural Resources.
- Kohnke, H., Dreirelbis, F. R. et Davidson, J. M. (1940). A survey and discussion of lysimeters and a bibliography on their construction and performance. Washington, D.C. : United States Department of Agriculture.

Lacroix Vachon, B. (2008). Les écoulements dans les milieux non saturés et leurs applications aux couvertures avec effet de barrière capillaire installées dans un site d'enfouissement sanitaire (Dissertation). Civil Eng. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 138 p.

Lacroix Vachon, B., Abdolazadeh, A. M. et Cabral, A. R. (2015). Predicting the diversion length of capillary barriers using steady state and transient state numerical modeling: case study of the saint-tite-des-caps landfill final cover. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 52, p. 2141-2148.

Leme, M. et Miguel, M. (2020). Soil water retention curves of a compacted soil used as liner of a sanitary landfill. *Unsaturated Soils: Research & Applications*, p. 995.

Lewis, J. et Sjöstrom, J. (2010). Optimizing the experimental design of soil columns in saturated and unsaturated transport experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 115, n°1-4, p. 1-13.

Liu, X. (2004). Design of Cost Effective Lysimeter for Field Evaluation of Alternative Landfill Cover Projects Using HYDRUS 2D Simulation.

Lu, N. et Likos, W. J. (2004). *Unsaturated Soil Mechanics*. John Wiley & Sons, Inc., p.125-143.

Maqsood, A., Bussière, B. et Aubertin, M. (2004). Hysteresis effects on the water retention curve: a comparison between laboratory results and predictive models, vol. Session 3A, p. 8-15. CGS.

Marinho, F. A. (2005). Nature of soil–water characteristic curve for plastic soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 131, n°5, p. 654-661.

McCartney, J. S. (2007). Determination of the hydraulic characteristics of unsaturated soils using a centrifuge permeameter (PhD Thesis).

McCartney, J. S., Kuhn, J. A. et Zornberg, J. G. (2005). Geosynthetic drainage layers in contact with unsaturated soils. *Proceedings of the International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*, vol. 16, n°4, p. 2301. aa balkema publishers.

McCartney, J. S. et Zornberg, J. G. (2004). Use of moisture profiles and lysimetry to assess evapotranspirative cover performance. *Proceedings of the 5th International Ph. D. Symposium in Civil Engineering*, Delft, the Netherlands, vol. 16, p. 19.

McCartney, J. S. et Zornberg, J. G. (2007). Hydraulic interaction between geosynthetic drainage layers and unsaturated low plasticity clay. *Geotechnical Special Publication*, p. 3. Denver, CO, United States : American Society of Civil Engineers, Reston, VA 20191-4400, United States.

McCartney, J. S. et Zornberg, J. G. (2010). Effects of infiltration and evaporation on geosynthetic capillary barrier performance. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 47, n°11, p. 1201-1213.

MDDELCC (2016). Guide d'intervention relatif à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/>

MDDELCC (2017). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés et plan d'action 2017-2020. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/>

MDDEP (2006). Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (c. Q-2, r. 19). , c. Q-2, r. 19 Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2019>.

Mijares, R. G., Khire, M. V. et Johnson, T. (2012). Field-scale evaluation of lysimeters versus actual earthen covers. *Geotechnical Testing Journal*, vol. 35, n°1, p. 31-40.

Mirzaii, A. et Yasrobi, S. S. (2012). Influence of Initial Dry Density on Soil-Water Characteristics of Two Compacted Soils. *Géotechnique Letters*, vol. 2, p. 193-198.

Mishra, P. N., Scheuermann, A. et Li, L. (2020). Evaluation of hydraulic conductivity functions of saturated soft soils. *International Journal of Geomechanics*, vol. 20, n°11, p. 04020214.

Morel-Seytoux, H. (1994). Steady-state effectiveness of a capillary barrier on a sloping interface. 14 th Hydrology Days, Hubert J. Morel-Seytoux. *Hydrology Days Publications*, vol. 57, p. 94027-3926.

Morel-Seytoux, H. J. (1993). Dynamic perspective on the capillary barrier effect at the interface of an upper fine layer with a lower coarse layer. In C. Y. Kuo (dir.), *ASCE*, p. 467-472.

Morris, C. E. et Stormont, J. C. (1999). Parametric study of unsaturated drainage layers in a capillary barrier. *Journal of Geotechnical & Geoenvironmental Engineering*, vol. 125, n°12, p. 1057-1065.

Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, vol. 12, p. 513-522.

Muniruzzaman, M., Karlsson, T., Ahmadi, N., Kauppila, P. M., Kauppila, T. et Rolle, M. (2021). Weathering of unsaturated waste rocks from Kevitsa and Hitura mines: Pilot-scale lysimeter experiments and reactive transport modeling. *Applied Geochemistry*, vol. 130, p. 104984.

Naveen, B., Sumalatha, J. et Malik, R. (2018). A study on contamination of ground and surface water bodies by leachate leakage from a landfill in Bangalore, India. *International Journal of Geo-Engineering*, vol. 9, n°1, p. 1-20.

Ng, C. W., Chen, R., Coe, J. L., Liu, J., Ni, J., Chen, Y. M., Zhan, L., Guo, H. W. et Lu, B. W. (2019). A novel vegetated three-layer landfill cover system using recycled construction wastes without geomembrane. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 56, n°12, p. 1863-1875.



O’Kane, M. et Barbour, S. L. (2003). Predicting field performance of lysimeters used to evaluate cover systems for mine waste. *Proceedings Sixth International Conference on Acid Rock Drainage*, p. 327-339.

Ouédraogo, O., Duarte Neto, M., Kahale, T., Abichou, T. et Cabral, A.R. (2022). Parametric analysis of the efficacy of lysimeter designs using numerical modeling. *Geotechnical and Geological Engineering*. Doi: 10.1007/s10706-022-02219-1.

Pan, H., Qing, Y. et Pei-yong, L. (2010). Direct and indirect measurement of soil suction in the laboratory. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 15, n°3, p. 1-14.

Parent, S. E. et Cabral, A. (2006). Design of Inclined Covers with Capillary Barrier Effect. *Geotechnical and Geological Engineering Journal*, vol. 24, p. 689-710.

Parent, S. E., Cabral, A., Gras, G. et Marinho, F. (2006). Design and installation of zero-tension lysimeters in an inclined cover. Geotechnical Special Publication, p. 625-633. Carefree, AZ, United States : Geotechnical Special Publication 147, American Society of Civil Engineers.

Parent, S.-É. (2003). Étude des couvertures avec effet de barrière capillaire: Applications à l’utilisation des résidus de désencrage comme matériau de recouvrement de sites de résidus miniers et d’enfouissement sanitaire. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 1-177 p.

Parent, S.-É. (2006). Aspects hydrauliques et géotechniques de la conception de barrières capillaires incluant des matériaux recyclés hautement compressibles (Dissertation/Thesis). Génie civil. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 114 p.

Parent, S.-E., Cabral, A. et Zornberg, J. G. (2007). Water retention curve and hydraulic conductivity function of highly compressible materials. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44, n°10, p. 1200-1214.

Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings of the Royal Society of London. Series A. *Mathematical and Physical Sciences*, vol. 193, n°1032, p. 120-145.

Qiang, T., Heejong, K., Kazuto, E., Takeshi, K. et Toru, I. (2015). Size effect on lysimeter test evaluating the properties of construction and demolition waste leachate. *Soils and Foundations*, vol. 55, n°4, p. 720-736.

Rahardjo, H., Kim, Y. et Satyanaga, A. (2019). Role of unsaturated soil mechanics in geotechnical engineering. *International Journal of Geo-Engineering*, vol. 10, n°1, p. 1-23.

Raij, I., Ben-Gal, A. et Lazarovitch, N. (2018). Soil and irrigation heterogeneity effects on drainage amount and concentration in lysimeters: A numerical study. *Agricultural Water Management*, vol. 195, p. 1-10.

Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* (American Institute of Physics; American Physical Society; Society of Rheology), vol. 1, n°5, p. 318-333.

Ross, B. (1990). Diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, vol. 26, n°10, p. 2625-2629.

Rubinos, D. A. et Spagnoli, G. (2018). Utilization of waste products as alternative landfill liner and cover materials—A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 48, n°4, p. 376-438.

Ruiz-Peñalver, L., Vera-Repullo, J. A., Jiménez-Buendía, M., Guzmán, I. et Molina-Martínez, J. M. (2015). Development of an innovative low cost weighing lysimeter for potted plants: Application in lysimetric stations. *Agricultural Water Management*, New proposals in the automation and remote control of water management in agriculture: agromotic systems, vol. 151, p. 103-113.

Salager, S., Nuth, M., Ferrari, A. et Laloui, L. (2013). Investigation into water retention behavior of deformable soils. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 50, p. 9.

Schneider, A., Baumgartl, T., Doley, D. et Mulligan, D. (2010). Evaluation of the heterogeneity of constructed landforms for rehabilitation using lysimeters. *Vadose Zone Journal*, vol. 9, n°4, p. 898-909.

Simunek, J., Sejna, M. et van Genuchten, M. T. (1996) HYDRUS-2D, IGWMC, USDA/ARS. Riverside, California.

Singh, G., Kaur, G., Williard, K., Schoonover, J. et Kang, J. (2018). Monitoring of water and solute transport in the vadose zone: A review. *Vadose Zone Journal*, vol. 17, n°1, p. 1-23.

Smith, K. A. et Mullins, C. E. (2001) Soil and environmental analysis : physical methods. Books in soils, plants, and the environment. New York : Marcel Dekker.

Statistique Canada (2022). Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement réacheminement et élimination des déchets solides. Environnement Canada.

Steenhuis, T. S., Nijssen, B. M., Stagnitti, F. et Parlange, J. Y. (1991). Preferential solute movement in structured soils. Theory and application. *National Conference Publication - Institution of Engineers*, Australia, vol. 3, p. 925-930. Publ by IE Aust, Barton, Aust.

Stormont, J. C. et Anderson, C. E. (1999). Capillary barrier effect from underlying coarser soil layer. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 125, n°8, p. 641-648.

Suazo, G., Fourie, A. et Doherty, J. (2016). Experimental study of the evolution of the soil water retention curve for granular material undergoing cement hydration. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 142, n°7, p. 04016022.

- Thornthwaite, C. et Mather, J. (1955). The water balance publications in Climatology, 8 (1). DIT, Laboratory of climatology, Centerton, NJ, USA.
- Urrutia, P., Wilson, W., Aranda, C., Peterson, H., Blackmore, S., Sifuentes, F. et Sanchez, M. (2011). Design and construction of field-scale lysimeters for the evaluation of cover systems at the Antamina Mine, Peru.
- Vanapalli, S. K., Nicotera, M. V. et Sharma, R. S. (2008). Axis translation and negative water column techniques for suction control. *Geotech. Geolical Engineering.*, vol. 26, p. 645-660.
- van Genuchten, M. Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 44, p. 892-898.
- Vriens, B., Plante, B., Seigneur, N. et Jamieson, H. (2020). Mine waste rock: Insights for sustainable hydrogeochemical management. *Minerals*, vol. 10, n°9, p. 728.
- Walter, M. T., Kim, J. S., Steenhuis, T. S., Parlange, J. Y., Heilig, A., Braddock, R. D., Selker, J. S. et Boll, J. (2000). Funneled flow mechanisms in a sloping layered soil: Laboratory investigation. *Water Resources Research*, vol. 36, n°4, p. 841-849.
- Ward, A. et Gee, G. (1997) Performance evaluation of a field-scale surface barrier ( No. 0047-2425). Wiley Online Library.
- Williams, M. R., Coronel, O., McAfee, S. J. et Sanders, L. L. (2020). Preferential flow of surface-applied solutes: Effect of lysimeter design and initial soil water content. *Vadose Zone Journal*, vol. 19, n°1, p. e20052.
- Woysner, M. R. et Yanful, E. K. (1995). Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 32, n°4, p. 601-609.
- Zhan, L., Li, G., Jiao, W., Wu, T., Lan, J. et Chen, Y. (2017). Field measurements of water storage capacity in a loess–gravel capillary barrier cover using rainfall simulation tests. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 54, n°11, p. 1523-1536.
- Zhu, Y., Fox, R. H. et Toth, J. D. (2002). Leachate collection efficiency of zero-tension pan and passive capillary fiberglass wick lysimeters. *Soil Science of America Journal*, vol. 66, p. 37-43.
- Zhuang, J., Jin, Y. et Miyazaki, T. (2001). Estimating water retention characteristic from soil particle-size distribution using a non-similar media concept. *Soil Science*, vol. 166, n°5, p. 308-321.
- Zornberg, J. G., Bouazza, A. et McCartney, J. S. (2010). Geosynthetic capillary barriers: current state of knowledge. *Geosynthetics International*, vol. 17, n°5, p. 273-300.

Zornberg, J. et McCartney, J. (2006). Evapotranspirative Cover Systems for Waste Containment. In J. Delleur (dir.), *The Handbook of Groundwater Engineering*, Second Edition (p. 34-1-34-31). CRC Press.