

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	xii
LISTE DES TABLEAUX	xviii
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET NOTATIONS	xix
RÉSUMÉ	xxvi
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1. De l'exploration à la restauration.....	1
1.2. Fondement de la problématique.....	2
1.3. Généralités	2
1.3.1. Définitions de base	2
1.3.2. Gestion des résidus miniers solides	4
1.4. Drainage minier contaminé.....	5
1.4.1. Formation du DRA et du DNC	5
1.4.2. Méthodes de prévention.....	8
1.5. Systèmes de recouvrement hydrogéologiques pour le contrôle d'un drainage minier contaminé par réduction des infiltrations d'eau.....	9
1.5.1. Systèmes conventionnels	11
1.5.2. Systèmes alternatifs	12
1.5.3. Complexité et coûts de construction	13
1.5.4. Limites et avantages des systèmes alternatifs	14
1.6. Synthèse de travaux sur des recouvrements alternatifs appliqués dans le contexte minier en climat semi-aride à aride.....	16
1.7. Objectifs et Hypothèses	18

1.8.	Originalité et principales contributions de la thèse.....	19
1.9.	Organisation de la thèse.....	22
	Références.....	24

CHAPITRE 2 ASSESSMENT OF PHOSPHATE LIMESTONE WASTES AS A COMPONENT OF A STORE-AND-RELEASE COVER IN A SEMIARID CLIMATE..... 37

2.1.	Abstract.....	38
2.2.	Résumé	39
2.3.	Introduction.....	40
2.4.	Materials and Methods.....	43
2.4.1.	Main Characterization Methods.....	43
2.4.2.	Characteristics of the Fine-grained and Coarse-grained Materials	45
2.4.3.	Column Design and Instrumentation	49
2.5.	Results.....	51
2.5.1.	Climatic Conditions	51
2.5.2.	Volumetric Water Contents and Suction Measurements	54
2.5.3.	Water Balance and Actual Evaporation Assessment.....	58
2.6.	Discussion.....	61
2.6.1.	SR Cover Behavior for Extreme Conditions	61
2.6.2.	Comparison between Measurements and the WRC.....	63
2.6.3.	Other Remarks	65
2.7.	Conclusions.....	66
	Acknowledgments	67
	References.....	68

CHAPITRE 3 INFLUENCE OF WATER RETENTION CURVE HYSTERESIS ON THE BEHAVIOR OF A STORE-AND-RELEASE COVER.....	76
3.1. Abstract.....	77
3.2. Résumé	78
3.3. Introduction.....	79
3.4. Methods and Characterization Results	82
3.4.1. Main Hydrogeological Properties	82
3.4.2. Characterization Results and Hysteresis Effects.....	84
3.4.3. Field Column Tests.....	88
3.5. Numerical Modeling	90
3.5.1. Implementation of Hysteresis Effects in HYDRUS-1D	90
3.5.2. Initial Conditions and Numerical Parameters	91
3.5.3. Boundary Conditions	93
3.6. Comparison between Numerical Predictions and Field Data	95
3.6.1. Suction and Volumetric Water Content.....	95
3.6.2. Water Balance.....	100
3.7. Discussion.....	103
3.7.1. Numerical Behavior for Extreme Rainfall Conditions	103
3.7.2. Sensitivity Analysis on hCritA Parameter	104
3.8. Conclusions and Recommendations	107
Acknowledgments	108
References.....	109

CHAPITRE 4 FIELD EXPERIMENTAL CELL TO ASSESS THE HYDROGEOLOGICAL BEHAVIOUR OF STORE-AND-RELEASE COVERS MADE WITH PHOSPHATE MINE WASTE.....	118
4.1. Abstract.....	119
4.2. Résumé	120
4.3. Introduction.....	121
4.4. Description of the Field Tests	123
4.4.1. Site Description	123
4.4.2. Test Plot Configuration.....	126
4.5. Materials and Methods.....	128
4.5.1. Material Characterization	128
4.5.2. Construction.....	132
4.5.3. Instrumentation and Monitoring	133
4.6. Results.....	135
4.6.1. Climatic Conditions	135
4.6.2. Hydrogeological Behavior under Natural and Extreme Climatic Conditions	137
4.6.2.1. Volumetric Water Content Measurements.....	138
4.6.2.2. Field WRCs	140
4.6.2.3. Water Balance and Actual Evaporation Assessment.....	143
4.7. Discussion.....	148
4.7.1. Surface Evaporative Fluxes	148
4.7.2. Surface Desiccation Cracking.....	153
4.8. Conclusions and Recommendations	155
Acknowledgments	156
References.....	157

CHAPITRE 5 DISCUSSION	168
5.1. Eléments de discussion sur le comportement hydrogéologique des recouvrements testés à différentes échelles.....	169
5.1.1. Remarques sur la méthode du bilan hydrique pour l'évaluation de l'évaporation réelle	169
5.1.2. Avantages et limites des simulations physiques de terrain.....	173
5.1.3. Comparaison des résultats de terrain à différentes échelles.....	174
5.1.4. Influence du type de matériau et de l'épaisseur de la couche SR sous des conditions de précipitation extrêmes	178
5.1.5. Impact d'événements extrêmes rapprochés pour le cas à l'étude	183
5.2. Comparaison de prédictions numériques non-hystérétiques.....	186
5.2.1. Conditions initiales, propriétés des matériaux et conditions frontières	187
5.2.2. Comparaison des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles prédites	188
5.2.3. Comparaison des bilans hydriques prédits.....	192
5.3. Propositions préliminaires de restauration du site minier abandonné de Kettara	194
5.3.1. Rappel sur le potentiel de neutralisation des rejets calcaires phosphatés	195
5.3.2. Propositions préliminaires de restauration.....	195
5.3.3. Évaluation des effets de la pente.....	199
Références.....	202
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	209
6.1. Sommaire.....	209
6.2. Chapitre 2.....	211
6.3. Chapitre 3.....	214
6.4. Chapitre 4.....	217

6.5. Chapitre 5.....	220
6.6. Dernières remarques	222
Références.....	223
ANNEXE A : ÉCOULEMENT NON SATURÉ EN MILIEU POREUX.....	225
ANNEXE B : CALIBRATION DES INSTRUMENTS DE MESURE (SONDES DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE ET TENSIONNÈTRES).....	229
ANNEXE C : ESTIMATION DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE À PARTIR DU STANDARD FAO-56 PENMAN-MONTEITH	237
ANNEXE D : MÉTHODE D'ESTIMATION STATISTIQUE DE LA PRÉCIPITATION MAXIMALE PROBABLE ET LOI DE DISTRIBUTION DE GUMBEL.....	245
ANNEXE E : COMPLÉMENT AU TRAVAIL DE MODÉLISATION NUMÉRIQUE RÉALISÉ SOUS HYDRUS-1D	252
ANNEXE F : CARACTÉRISATION DÉTAILLÉE DES MATERIAUX	267
ANNEXE G : CONCEPTION DES CELLULES EXPÉRIMENTALES DE TERRAIN SUR LE SITE MINIER ABANDONNÉ DE KETTARA.....	272
ANNEXE H : ÉVOLUTION TEMPORELLE DES SUCCIONS MATRICIELLES DES CELLULES EXPERIMENTALES DE TERRAIN.....	285
ANNEXE I : Fichier .INP – UNSAT-H	287

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Interactions rejets–atmosphère et bilan hydrique d’un parc à rejets de concentrateur générateur d’un drainage contaminé (a); principales étapes du DRA dans le cas de la pyrite (b).....	6
Figure 1.2 Systèmes de recouvrement alternatifs et conventionnels pour le contrôle d’un drainage contaminé par réduction des infiltrations d’eau (adapté de Swanson et al. 1999, MEND 2001 et EPA 2011).	10
Figure 2.1 Schematic representation of store-and-release cover in <i>ID</i> (infiltration = subtracting runoff from precipitation; percolation = deep infiltration).	41
Figure 2.2 Location map.	42
Figure 2.3 WRCs (a) and permeability functions (b) of the fine- and coarse-grained materials.	47
Figure 2.4 Scheme corresponding to the column design and monitoring system.....	49
Figure 2.5 Average daily air temperatures (a), potential evapotranspiration (b), and rainfall (c), between May 2010 and Jan. 2012.	53
Figure 2.6 Time-trends of volumetric water content at depths of 10 and 40 cm (a), and 25 and 75 cm (b), between May 2010 and January 2012.....	55
Figure 2.7 Time-trends of matric suction at depths of 10 and 40 cm (a), and 25 and 75 cm (b), between May 2010 and January 2012.	56
Figure 2.8 Daily water balances for the columns with 50 (a) and 100 (b) cm of phosphate limestone wastes.	59
Figure 2.9 Measured volumetric water content profile: (a) extreme event simulation of 100 mm; (b) extreme event simulation of 155 mm.	62
Figure 2.10 Hysteresis effects of the water retention curve.....	64
Figure 3.1 Main WRCs of the fine-grained (a) and coarse-grained materials (b).	85
Figure 3.2 Hysteresis effects in the water retention curve of the fine-grained material: primary wetting curves (a) and primary drying curves (b).	86

Figure 3.3 Permeability functions of the coarse- and fine-grained materials.	88
Figure 3.4 Texture profile of 80 cm (a) and 130 cm (b) depths and initial suctions used at the beginning of the simulations.	92
Figure 3.5 Climatic data (year 2011) used for the upper boundary condition: daily rainfalls (a), potential evaporation calculated from HYDRUS-1D (b).	94
Figure 3.6 Comparison between measured and simulated suctions at 10 (a), 25 (b) and 40 (c) cm depth from the hysteretic and non-hysteretic scenarios.	98
Figure 3.7 Comparison between measured and simulated volumetric water contents at 10 (a), 25 (b) and 40 (c) cm depth from the hysteretic and non-hysteretic scenarios.	99
Figure 3.8 Comparison between measured and simulated water storage (a) and cumulative evaporation (b) from the hysteretic and non-hysteretic scenarios.	101
Figure 3.9 Sensitivity of the hCritA value on the non-hysteretic (volumetric water content (a) and matric suction (c) time-trends) and hysteretic (volumetric water content (b) and matric suction (d) time-trends) predictions at 10 cm depth.	106
Figure 4.1 Location of the field experimental cells at the abandoned Kettara mine site: study area (a), and tailings pond area (b).	125
Figure 4.2 Schematic of the field instrumented experimental cell structure (a), view of the four cells at the end of the construction phase (b), and configuration of the different layers and instrumentation in the four cells (c). The two letters designate soil types according to the Unified Soil Classification System: SM, silty sand; CL, lean clay; GP, poorly graded gravel.	127
Figure 4.3 Main lab-measured and -fitted WRCs of the fine- and coarse-grained material placed in the experimental cells.	131
Figure 4.4 Average daily air temperature (a), potential evapotranspiration (b), and rainfall (c) from April 2012 to August 2013.	136
Figure 4.5 Time trends for volumetric water content at depths of 10, 25, 50, and 75 cm for experimental Cells 1 (a), 3 (c), and 4 (d), and at depths of 10 and 40 cm for Cell 2 (b) from April 2012 to August 2013.	141

Figure 4.6 Comparison between measurements and the main WRCs for the SR material in experimental Cells 1 (a), 2 (b), 3 (c), and 4 (d).	142
Figure 4.7 Daily water balance for experimental Cells 1 (a), 2 (b), 3 (c), and 4 (d).	144
Figure 4.8 Ratio of actual evaporation rate to potential evaporation rate (E/PE) with time.	149
Figure 4.9 Measured water content profiles for the four experimental cells (a) and matric suction estimates (b), (c), and (d).	152
Figure 4.10 Desiccation cracking at the surface of Cell 3: two weeks (a and b) and five months (c and d) after PMP simulation.	154
Figure 5.1 Représentation schématique d'un lysimètre pesable (avec cellules de charge).....	171
Figure 5.2 Évolution temporelle des teneurs en eau volumiques à 25 et 75 cm de profondeur, dans la colonne (a) et la cellule expérimentale (b) constituées de 100 cm de rejets calcaires phosphatés, après la simulation de la PMP à $t = 0$ (zone grise = conditions climatiques similaires).....	176
Figure 5.3 Évolution temporelle des succions matricielles à 25 et 75 cm de profondeur, dans la colonne (a) et la cellule expérimentale (b) constituées de 100 cm de rejets calcaires phosphatés, après la simulation de la PMP à $t = 0$ (zone grise = conditions climatiques similaires).....	177
Figure 5.4 Évolution temporelle des succions matricielles à 10 et 40 cm de profondeur pour la colonne constituée de 50 cm de rejets calcaires phosphatés.	179
Figure 5.5 Profil des teneurs en eau volumiques dans les colonnes instrumentées de 50 (colonne 1) et 100 (colonne 2) cm de rejets calcaires phosphatés huit mois après la simulation de la PMP.	179
Figure 5.6 Prédiction des teneurs en eau volumiques à 75 cm de profondeur après la simulation d'un événement extrême (PMP).	182

Figure 5.7 Prédiction des composantes principales des bilans hydriques des différents matériaux SR testés dans le cas d'événements de précipitation extrêmes rapprochés.	185
Figure 5.8 Comparaison des teneurs en eau volumiques prédites à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm à partir des codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H.....	190
Figure 5.9 Comparaison des succions matricielles prédites à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm à partir des codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H.	191
Figure 5.10 Comparaison des composantes du bilan hydrique prédites à partir des codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H : (a) variation d'eau stockée, (b) infiltration cumulée, (c) évaporation cumulée, (d) ruissellement cumulé.	193
Figure 5.11 Comportement hydrogéologique de deux recouvrements alternatifs constitué de 100 (a) et 50 (b) cm de rejets calcaires phosphatés suite à la simulation d'un événement extrême.	196
Figure 5.12 Propositions préliminaires de systèmes de recouvrement alternatifs constitués de rejets calcaires phosphatés en vue de la restauration de sites miniers générateurs d'un drainage contaminé en climat semi-aride à aride.	198
Figure 5. 13 Proposition schématique d'un système incliné (2D) pour l'évaluation de la limite de bas de pente sous des conditions de précipitation extrêmes.	200
Figure 5.14 Diagramme des principales étapes intervenant lors de la conception d'un recouvrement SR (adapté de Bussière et al. 2007b).	201
Figure A.1 Principe de conservation basé sur le débit spécifique (1D).....	227
Figure B.1 Représentation schématique du procédé de calibration pour les sondes ECH ₂ O.	231
Figure B.2 Courbes de calibration des sondes EC-5, EC-TM et 5TM pour les différents matériaux du recouvrement SR.	233
Figure B.3 Droite de calibration du tensiomètre.	234
Figure C.1 Station météorologique (Site minier abandonné de Kettara).	239

Figure C.2 Représentation schématique du rayonnement incident, réfléchi, absorbé et transmis à la surface du sol.	241
Figure D.1 Abaque du choix du facteur de fréquence pour l'estimation de la PMP.	246
Figure D.2 Détermination graphique des paramètres a et b de la distribution de Gumbel.	249
Figure D.3 Estimation statistique de la PMP et distribution de Gumbel.	250
Figure E.1 Succions matricielles appliquées au début de la simulation (basée sur la MDC) pour les profils de 80 et 130 cm.	253
Figure E.2 Comparaison entre les succions matricielles mesurées et prédites à partir de la MDC à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm de profondeur.	256
Figure E.3 Comparaison des teneurs en eau volumiques mesurées et prédites à partir de la MDC à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm de profondeur.	257
Figure E.4 Comparaison des composantes principales du bilan hydrique mesurées et prédites à partir de la MDC (variation d'eau stockée (a) et évaporation cumulée (b)).	258
Figure E.5 Influence du paramètre hCritA sur le phénomène de « pumping effect ».	260
Figure E.6 Analyse de sensibilité du paramètre α (albédo) sur les prédictions non-hystérétiques (teneurs en eau volumiques (a) et succions matricielles (c)) et hystérétiques (teneurs en eau volumiques (b) et succions matricielles (d)) à 10 cm de profondeur.	261
Figure E.7 Influence du paramètre « l » sur les prédictions des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles à 10 cm de profondeur.	264
Figure E. 8 Influence de paramètre « l » sur les prédictions des composantes du bilan hydrique (variation d'eau stockée (a), évaporation cumulée (b), infiltrations cumulées (c), ruissellement cumulé (d)).	265
Figure F.1 Courbes granulométriques des principales composantes (matériaux SR et bris capillaire) des différents recouvrements testés.	267

Figure F.2 Courbes densité sèche–teneur en eau (a) et porosité–teneur en eau (b)..	268
Figure F.3 Conductivité hydraulique saturée du matériau SR des colonnes de terrain (paroi rigide).	270
Figure F.4 Conductivité hydraulique saturée (paroi flexible) des matériaux SR des cellules expérimentales : Cell1 (a), Cell 2 & 4 (b), Cell 3 (c).	270
Figure F.5 Analyses minéralogiques quantitatives des rejets calcaires phosphatés par DRX.	271
Figure G.1 Vue d'ensemble du site minier abandonné de Kettara (Image Google Earth).	272
Figure G.2 Représentation schématique du parc à rejets de Kettara.	273
Figure G.3 Représentation schématique 3D d'une cellule expérimentale de terrain.	274
Figure G.4 Disposition des cellules expérimentales de terrain au sein du parc clôturé de 2,500 m ² .	275
Figure G.5 Plans en coupe des cellules expérimentales.	277
Figure G.6 Délimitation des cellules expérimentales de terrain.	278
Figure G.7 Installation des rejets grossiers de Kettara (bris capillaire).	279
Figure G.8 Installation des rejets calcaires phosphatés et compactage.	279
Figure G.9 Dépôt des rejets calcaires phosphatés sur les rejets grossiers de Kettara.	280
Figure G.10 Transport et entreposage des rejets calcaires phosphatés sur le site.	281
Figure G.11 Opération de criblage des rejets calcaires phosphatés.	281
Figure G.12 Vue des cellules expérimentales terminées.	282
Figure G.13 Installation de la citerne d'eau sur la digue .	283
Figure G.14 Simulation d'un évènement extrême.	283
Figure H.1 Évolution des succions matricielles à 10, 25, 50 et 75 cm de profondeur pour les cellules expérimentales 1 (a), 3 (c) et 4(d) et à 10 et 40 cm de profondeur pour la cellule 2 (b).	286

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Avantages et limites des systèmes alternatifs en climat semi-aride à aride.	15
Tableau 1.2 Recouvrements alternatifs : principaux sites miniers situés en climat semi-aride à aride.....	17
Table 2.1 Chemical composition of the phosphate limestone wastes.....	45
Table 2.2 Basic properties of the fine-grained and coarse-grained materials.	46
Table 2.3 Monthly water balance (in mm) for columns containing 50 and 100 cm of phosphate limestone waste rock.....	60
Table 3.1 van Genuchten parameters.....	84
Table 3.2 Measured and simulated water balance components (in mm).	101
Table 3.3 Simulated water balance components (in mm) for extreme event conditions.	104
Table 4.1 Hydro-geotechnical properties of the SR cover components.	129
Table 4.2 Van Genuchten parameters.	130
Table 4.3 Monthly water balance (in mm) for the field experimental cell made of 50 cm of phosphate mine wastes under natural climatic conditions.....	146
Table 4.4 Monthly water balance (in mm) for the field experimental cells made of 100 cm of phosphate mine wastes under extreme rainfall conditions.	147
Tableau D.1 Précipitations maximales journalières entre 1999 et 2011 pour la région de Marrakech.....	248
Tableau D.2 Paramètres statistiques et estimation de la PMP.	249
Tableau E.1 Composantes du bilan hydrique prédites pour des événements de précipitation extrêmes.	255
Tableau F.1 Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques.....	268
Tableau F. 2 Mesures de porosité <i>in situ</i>	269
Tableau G.1 Dimensionnement des cellules expérimentales.....	276

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET NOTATIONS

α	-	Albédo (coefficient de réflexion) ou paramètre de van Genuchten
α_d	-	Paramètre de van Genuchten de la <i>MDC</i>
α_w	-	Paramètre de van Genuchten de la <i>MWC</i>
a	-	Constante (pente de régression linéaire)
<i>AEV</i>	-	Valeur d'entrée de l'air (air entry value)
<i>ASTM</i>	-	American society for testing and materials
β_w	-	Angle de contact durant un processus de mouillage
b	-	Constante (ordonnée à l'origine de régression linéaire)
<i>BC</i>	-	Bris capillaire
<i>CEBC</i>	<i>CCBE</i>	Couverture avec effets de barrière capillaire
c_p	-	Chaleur spécifique de l'air humide
C_c	-	Coefficient de courbure
<i>CRDI</i>	<i>IDRC</i>	Centre de recherches pour le développement international
<i>CRE</i>	<i>WRC</i>	Courbe de rétention d'eau
C_u	-	Coefficient d'uniformité
δ	-	Déclinaison solaire
Δ	-	Pente de la courbe de pression de vapeur saturante
ΔS	-	Variation d'eau stockée
d_i	-	Différence entre la $i^{\text{ème}}$ valeur calculée et la $i^{\text{ème}}$ valeur mesurée

<i>DNC</i>	-	Drainage neutre contaminé
d_r	-	Distance relative terre-soleil
<i>DRA</i>	<i>ARD</i>	Drainage rocheux acide (ou drainage minier acide – <i>DMA/AMD</i>)
<i>DRX</i>	<i>XRD</i>	Diffraction de rayons X
D_x	-	Diamètre des particules à x % de passant
ε	-	Rapport du poids moléculaire - vapeur d'eau/air sec
<i>E</i>	-	Évaporation réelle
<i>e</i>	-	Indice des vides
<i>e.g.</i>	-	Exempli gratia
e_a	-	Pression de vapeur effective de l'air
<i>ECH₂O</i>	-	Sonde de teneurs en eau DECAGON (<i>EC-5, EC-TM, 5TM</i>)
<i>Eh</i>	-	Potentiel d'oxydoréduction
<i>EP</i>	<i>PE</i>	Évaporation potentielle
<i>EPA</i>	-	Environmental protection agency (USA)
e_s	-	Pression de vapeur saturante de l'air
<i>ETP</i>	<i>PET</i>	Évapotranspiration potentielle
F_s	-	Facteur de sécurité
γ	-	Constante psychrométrique
<i>G</i>	-	Flux de chaleur de surface
<i>GCB</i>	-	Geosynthetic clay liner (ou <i>GCL</i>)
G_s	-	Gravité spécifique ou densité relative (D_r)

G_{sc}	-	Constante solaire
H	-	Hauteur
h	-	Charge hydraulique
h_{CritA}	-	Paramètre utilisé sous <i>HYDRUS</i> lors de l'application des interactions sol-atmosphère
$HDRY$	-	Paramètre utilisé sous <i>UNSAT-H</i> lors de l'application des interactions sol-atmosphère
HR	RH	Humidité relative de l'air
<i>HYDRUS</i>	-	Code numérique (<i>HYDRUS-1D</i>)
θ	-	Teneur en eau volumique
θ^d	-	Teneur en eau volumique de la <i>MDC</i>
θ_e	-	Teneur en eau volumique effective
θ_r	-	Teneur en eau volumique résiduelle
θ^{pd}	-	Teneur en eau volumique de la <i>PDC</i>
θ^{pw}	-	Teneur en eau volumique de la <i>PWC</i>
θ_s	-	Teneur en eau volumique à saturation
θ^w	-	Teneur en eau volumique de la <i>MWC</i>
<i>ICARD</i>	-	International conference on acid rock drainage
<i>ICP-AES</i>	-	Spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif
<i>i.e.</i>	-	Id est
<i>INAP</i>	-	International network for acid prevention

Irr	-	Irrigation
k_{sat}	-	Conductivité hydraulique saturée
k_u	-	Conductivité hydraulique ou fonction de perméabilité - $k(\psi)$
λ	-	Chaleur latente de vaporisation de l'eau
l	-	Paramètre de connectivité entre les pores ou longueur
$LCME$	-	Laboratoire de chimie des matériaux et de l'environnement
L_{eff}	-	Longueur efficace
m	-	Paramètre de van Genuchten, valeur mesurée ou masse
M	-	Masse
max	-	Maximum
MDC	-	Courbe de rétention d'eau principale en drainage
$MDDEF$	-	Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs
M_h	-	Masse humide
min	-	Minimum
MK_h	-	Modèle modifié de Kovács avec hystérésis
MPS	-	Capteur de pression DECAGON ($MPS-1$, $MPS-2$)
M_s	-	Masse sèche
M_w	-	Masse d'eau
MWC	-	Courbe de rétention d'eau principale en mouillage
n	-	Porosité ou paramètre de van Genuchten
n^d	-	Paramètre de van Genuchten de la MDC

<i>NEDEM</i>	<i>MEND</i>	Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier
n^w	-	Paramètre de van Genuchten de la MWC
<i>OCP</i>	-	Office chérifien des phosphates
<i>P</i>	-	Précipitations ou pression atmosphérique
<i>p</i>	-	Moyenne des précipitations maximales annuelles
<i>PDC</i>	-	Courbe de rétention d'eau primaire en drainage
<i>pH</i>	-	Potentiel hydrogène
<i>PI</i>	-	Indice de plasticité
<i>Pi</i>	-	Probabilité de dépassement
<i>PMP</i>	-	Précipitation maximale probable
P_r	-	Percolation (infiltration profonde)
<i>PWC</i>	-	Courbe de rétention d'eau primaire en mouillage
ρ	-	Masse volumique
ρ_a	-	Masse volumique de l'air
ρ_w	-	Masse volumique de l'eau
<i>Q</i>	-	Débit hydraulique
<i>q</i>	-	Débit spécifique
<i>R</i>	-	Constante universelle des gaz parfaits
R^2	-	Coefficient de corrélation
R_0	-	Ruissellement
R_a	-	Rayonnement extra-terrestre

r_a	-	Résistance aérodynamique
RDF	FDR	Réfectométrie dans le domaine fréquentiel
RDT	TDR	Réfectométrie dans le domaine temporel
$RMSE$	-	Écart quadratique moyen
R_n	-	Rayonnement net de surface
R_{nl}	-	Fraction du rayonnement solaire absorbée et convertie en énergie
R_{ns}	-	Fraction du rayonnement solaire qui n'est pas réfléchi à la surface du sol
R_s	-	Rayonnement solaire total
r_s	-	Résistance de surface ou stomatique
R_{so}	-	Fraction solaire par temps clair
σ	-	Écart-type
S	-	Quantité d'eau stockée ou surface
s	-	Valeur prédite
SR	-	Store-and-release
T	-	Température moyenne de l'air (ou T_a) ou période de retour
t	-	Temps
TC	-	Carbone total
U	-	Vitesse des vents
$UNSAT$	-	Code numérique ($UNSAT-H$)
$UQAT$	-	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

<i>USCS</i>	-	Unified soil classification system
<i>V</i>	-	Volume
<i>V_t</i>	-	Volume total
<i>V_w</i>	-	Volume d'eau
<i>w_l</i>	-	Limite de liquidité
<i>w_{opt}</i>	-	Teneur en eau à l'optimum Proctor
<i>w_p</i>	-	Limite de plasticité
<i>WEV</i>	-	Valeur d'entrée de l'eau (water entry value)
<i>WMO</i>	-	World meteorological organization
<i>x</i>	-	Coordonnée cartésienne
<i>y</i>	-	Coordonnée cartésienne
<i>z</i>	-	Altitude ou coordonnée cartésienne
<i>φ</i>	-	Latitude
<i>φ_w</i>	-	Masse volumique de l'eau
<i>Y_{dmax}</i>	-	Densité sèche maximale à l'optimum Proctor
<i>ψ</i>	-	Succion matricielle (ou pression capillaire)
<i>ψ_a</i>	-	Pression à laquelle le matériau commence à se drainer
<i>ψ_w</i>	-	Pression à laquelle l'eau commence à entrer
<i>ω_s</i>	-	Angle de coucher de soleil
<i>ω_w</i>	-	Masse molaire de la vapeur d'eau
<i>1D - 2D</i>	-	Unidimensionnel - Bidimensionnel

RÉSUMÉ

Lors de la phase d'exploitation d'un site minier, ou plus particulièrement durant les opérations de fragmentation-classification et de séparation d'un minerai, deux types de rejets solides anthropiques (rejets de concentrateur et stériles) peuvent être générés et entreposés en surface. Les lieux d'entreposage de ces rejets (haldes à stériles et parcs à rejets de concentrateur) peuvent être à l'origine de la production d'un drainage minier contaminé avec des conséquences potentiellement néfastes sur l'environnement. Afin de proposer aux opérateurs miniers des solutions concrètes et efficaces à long terme, plusieurs technologies de prévention sont présentement investiguées; les systèmes de recouvrement hydrogéologiques permettant la réduction des infiltrations d'eau sont considérés comme une des technologies les plus prometteuses. En climat semi-aride à aride, des systèmes alternatifs SR, aussi connus sous l'appellation anglaise « store-and-release covers », sont constitués de matériaux ayant des propriétés hydrogéologiques spécifiques (i.e., courbe de rétention d'eau, fonction de perméabilité) dans le but de favoriser le stockage des eaux météoriques durant les périodes humides ainsi que leur libération par le processus physique d'évaporation (ou biophysique d'évapotranspiration) durant les périodes sèches.

Au Maroc, des mines de phosphates sédimentaires sont situées à proximité de sites miniers générateurs de drainages contaminés. En vue de la restauration de ces sites, une étude récente a suggéré l'utilisation de rejets calcaires phosphatés, inertes et peu valorisés, comme composante d'un système de recouvrement hydrogéologique de type SR. Par conséquent, l'objectif principal du présent projet de recherche vise à évaluer le comportement hydrogéologique d'un tel recouvrement en climat semi-aride à aride. Pour répondre à cette problématique assez générale, trois études distinctes complémentaires sont proposées. La première (chapitre 2) tente de valider l'utilisation de rejets calcaires phosphatés comme composante principale d'un recouvrement SR à partir d'essais de terrain en colonnes instrumentées. La performance d'un tel système est alors appréciée sous des conditions naturelles et extrêmes représentatives d'un climat semi-aride à aride. La seconde étude (chapitre 3) propose d'évaluer l'influence des effets d'hystérésis (observés au chapitre 2) sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR. Pour ce faire, le comportement hystérétique des rejets calcaires phosphatés est préalablement investigué à partir d'essais en laboratoire (e.g., essais en colonne, en cellule pressurisée, solutions salines saturées). Ensuite, un travail de modélisation numérique (HYDRUS -1D) est proposé à partir des résultats issus des essais de terrain en colonnes instrumentées. La dernière étude (chapitre 4) évalue le comportement hydrogéologique de systèmes alternatifs constitués de rejets miniers phosphatés à textures distinctes, à une échelle plus réaliste (pilote). Ces cellules expérimentales (100 m²) ont été construites directement sur le parc à rejets miniers d'un site

générateur d'un important drainage rocheux acide (DRA), le site Kettara localisé près de Marrakech (Maroc). Les résultats des différentes études sont résumés dans les paragraphes suivants.

Les essais en colonnes instrumentées du chapitre 2 montrent qu'une couche SR, constituée de 50 à 100 cm de rejets calcaires phosphatés (< 1 mm), permet de contrôler efficacement la génération d'un drainage minier contaminé en climat semi-aride à aride. Sous des conditions climatiques naturelles, plus de 94% des infiltrations nettes annuelles (i.e., précipitations) sont libérées dans l'atmosphère par évaporation. Ces essais préliminaires montrent également que les rejets calcaires phosphatés peuvent limiter les infiltrations profondes après application de la précipitation maximale probable (PMP = 155 mm/j), calculée à partir des données météorologiques de Marrakech. Toutefois, les résultats présentent un matériau SR avec un comportement hydrogéologique où les effets d'hystérésis sont présents durant les différents cycles mouillage-séchage.

Le chapitre 3 valide le fort comportement hystérétique des rejets calcaires phosphatés observé précédemment. Le code numérique HYDRUS-1D, intégrant les interactions sol-atmosphère ainsi que les effets d'hystérésis (courbe de rétention d'eau et fonction de perméabilité), a été utilisé pour prédire l'écoulement non saturé dans les différents recouvrements à partir de deux scénarios : hystérétique et non-hystérétique. Le scénario non-hystérétique, simulé à partir de la courbe principale en mouillage du matériau SR, ainsi que le scénario hystérétique sont respectivement validés à partir des données de terrain. Les résultats montrent une meilleure corrélation, entre les valeurs mesurées et prédites, pour le scénario non-hystérétique durant les périodes humides. Le scénario hystérétique prédit plus précisément le comportement hydrogéologique du matériau durant les périodes sèches. Sous des conditions extrêmes, le scénario hystérétique présente une surestimation du taux d'évaporation ainsi qu'une sous-estimation du taux de percolation. Cette étude montre que, bien que le comportement hystérétique des rejets calcaires phosphatés soit important, l'influence des effets d'hystérésis sur le comportement hydrogéologique du recouvrement SR reste faible.

Le chapitre 4 confirme le potentiel de différents rejets miniers phosphatés (rejets calcaires phosphatés < 1 mm, non criblés et rejets de concentrateur calcaires phosphatés) en tant que composante principale d'un recouvrement SR pour les conditions du site Kettara. Sous des conditions climatiques naturelles, la totalité des infiltrations nettes annuelles est libérée dans l'atmosphère. Tel que mentionné dans le chapitre 2, les essais de terrain ont montré que les recouvrements de 1 m permettent de limiter les infiltrations profondes même lors d'événements de précipitation extrêmes (PMP). Toutefois, la capacité de libération de la couche SR, constituée des rejets miniers phosphatés les plus fins, est inférieure en raison de ses propriétés

hydrogéologiques. Ce type de matériaux est également plus susceptible au phénomène de dessiccation.

Un dernier chapitre discute les approches utilisées (e.g., méthode du bilan hydrique, code numérique HYDRUS-1D) ainsi que certains résultats obtenus dans les chapitres précédents. L'influence de l'épaisseur et de la texture des couches SR est notamment abordée. Plus précisément, ce chapitre montre que plus l'épaisseur de la couche SR est importante plus les risques de percolation sont diminués. Toutefois, de tels recouvrements disposent d'une capacité de libération plus faible, favorisant l'accumulation des eaux en profondeur durant des événements de précipitation extrêmes (PMP). Une texture appropriée du matériau SR peut améliorer la cinétique de libération des eaux accumulées en profondeur et ainsi diminuer les risques de percolation suite à des événements de précipitation extrêmes rapprochés.

Enfin, au-delà de leur utilisation traditionnelle au sein de systèmes de traitement du DRA, la présente thèse confirme le potentiel de valorisation des rejets miniers phosphatés en tant que composante principale d'un système de recouvrement hydrogéologique. De plus, à partir d'une approche multi-échelle développée sous des conditions naturelles et extrêmes, ce travail permet d'approfondir les connaissances sur le comportement hydrogéologique des systèmes alternatifs SR et d'établir des propositions préliminaires de restauration de sites miniers générateurs d'un drainage contaminé situés en climat semi-aride à aride, tel que le site minier abandonné de Kettara.

Mots-clés Climat semi-aride à aride • Drainage minier contaminé • Hydrogéologie en milieu non saturé • Hystérésis • Recouvrement alternatif • Rejets calcaires phosphatés • Restauration de site minier • Site minier de Kettara

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1. De l'exploration à la restauration

Depuis plus de 30,000¹ ans l'Homme découvre, extrait, transforme et utilise les ressources minérales (minerais, minéraux industriels ou substances utiles, matériaux de carrière, ressources minérales énergétiques) vitales à son existence et son bien-être. A l'orée de la révolution industrielle du XIX^{ème} siècle, la consommation de ces ressources non-renouvelables n'a eu de cesse de s'accroître avec l'augmentation de la population mondiale et le développement des sciences et technologies. Afin de répondre à une demande de plus en plus pressante, la découverte de nouveaux gisements, l'application de nouveaux procédés de traitement et de nouvelles techniques d'exploitation ainsi que l'intensification des rythmes de production ont alors été réalisées dans le secteur minier sans égard aux menaces environnementales. Néanmoins, depuis quelques années, la majorité des pays industrialisés impose des règles environnementales de plus en plus strictes intervenant pendant et après exploitation d'un site minier, ainsi que la préparation d'un plan de restauration final (avec certificat d'autorisation avant la mise en exploitation) dès l'étude de faisabilité d'un projet (e.g., Directive 019 – MDDEFP 2012). De ce fait, de nouveaux procédés de traitement plus respectueux de l'environnement et de nouvelles techniques de restauration effectives à long terme sont actuellement investigués.

¹ Afin d'uniformiser le document les nombres sont présentés selon le système anglo-saxon.

1.2. Fondement de la problématique

L'essor de l'exploitation des phosphates sédimentaires aux prémices de la révolution industrielle, notamment à l'origine de l'amélioration des rendements agricoles, a généré une quantité importante de rejets calcaires phosphatés. Une étude récente (Hakkou et al. 2009) a suggéré l'utilisation de ces rejets inertes comme composante principale d'un recouvrement hydrogéologique spécifique pour le contrôle d'un drainage minier contaminé en climat semi-aride.

La mine abandonnée de Kettara (Maroc), localisée à proximité de mines de phosphates sédimentaires, est un cas typique de site générateur d'un important drainage minier contaminé (Hakkou et al. 2008a, b). Afin d'identifier un mode de restauration efficace à long terme pour le site de Kettara, un programme de recherche a été amorcé en 2010. La problématique de cette étude, s'articulant autour du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride, a finalement été développée dans le cadre de ce programme.

1.3. Généralités

1.3.1. Définitions de base

La mine désigne usuellement une excavation anthropique (souterraine ou à ciel ouvert) permettant l'extraction et la valorisation d'un minerai issu d'un gisement, c'est-à-dire d'une concentration minérale exploitable dans des conditions économiques (Jébrak et Marcoux 2008). En effet, un gisement minier est une notion complexe faisant intervenir différents facteurs d'ordres géologique, économique et géopolitique. Par définition, une concentration minérale résulte de l'action d'agents

géologiques naturels (e.g., hydrothermaux, sédimentaires, magmatiques) dans un contexte géodynamique déterminé (e.g., rift, bassin sédimentaire, zone de subduction). Toutefois, cette notion est applicable dès que la quantité de minerai (tonnage) ainsi que sa proportion en métal (teneur) amènent à une rentabilité financière satisfaisante; cette dernière étant principalement fonction de l'évolution des cours des métaux et de la complexité du procédé de traitement (flowsheet). Un minerai correspond alors à un minéral ou à une roche dont on peut extraire avec profit un ou plusieurs éléments à valeur commerciale (Jébrak et Marcoux 2008).

Lors de la phase d'extraction, le minerai est généralement accompagné par de la roche encaissante, définissant ainsi le tout-venant. Différentes opérations de traitement ou d'enrichissement (minéralurgie) sont alors réalisées dans le but d'obtenir un concentré. Toutefois, ces opérations génèrent communément deux types de rejets solides potentiellement problématiques pour l'environnement : les stériles à granulométrie grossière et très étalée ainsi que les rejets de concentrateur à granulométrie plus fine (Aubertin et al. 2002a). Les stériles correspondent aux roches encaissantes ainsi qu'aux minéraux entourant le minerai (gangue). Ils peuvent notamment contenir des proportions en métal inférieures à la teneur de coupure fixée (économiquement non viables). Les rejets de concentrateur, consistant à de la roche finement broyée où les éléments à valeur commerciale ont été extraits, se trouvent quant à eux initialement sous forme de pulpe (mélange des eaux de procédé et de rejets solides; 30 – 45% solide) (Martin et al. 2005). Pour plus d'information concernant les rejets miniers (liquides et solides), le lecteur pourra notamment consulter Aubertin et al. (2002a).

1.3.2. Gestion des résidus miniers solides

Chaque jour, des milliards de tonnes de minerai sont physiquement et/ou chimiquement traités afin d'en extraire la partie valorisable destinée à la métallurgie (pyro- ou hydrométallurgie) (Blazy et Jdid 1997). Généralement, d'un point de vue économique et notamment en raison de l'éloignement de l'usine métallurgique, des opérations minéralurgiques de fragmentation-classification et de séparation sont directement effectuées sur le site minier. Un site d'exploitation comprend alors des installations successives de concassage et de broyage, permettant d'atteindre la maille de libération de l'élément valorisable et/ou des éléments nuisibles aux procédés de métallurgie extractive, ainsi que des installations pour les opérations de séparation. Ces dernières aboutissent habituellement à l'obtention d'un concentré répondant à la demande formulée par l'usine métallurgique. Les techniques de séparation peuvent être variées (e.g., gravité, magnétisme, flottation, électrostatique) et sont principalement fonction des propriétés minéralogiques du minerai traité (pour plus d'information, voir Wills 2006).

Dans tous les cas, ces différentes étapes conduisent à la formation d'une quantité importante (volume et tonnage) de stériles et de rejets de concentrateur. Ces résidus miniers solides sont généralement entreposés à proximité de la mine, dans des zones d'accumulation pouvant s'étendre sur plusieurs dizaines d'hectares (Aubertin et al. 2002a; Bussière et al. 2005; Bussière 2007). En effet, en fonction de leur texture, les résidus sont entreposés à la surface sous forme de haldes à stériles ou au sein de parcs à rejets de concentrateur ceinturés de digues (selon la topographie des lieux). Les menaces environnementales associées à ces ouvrages sont principalement liées à leurs stabilités physique (e.g., instabilité des pentes, érosion interne et de surface, liquéfaction) et chimique (e.g., drainage minier contaminé) à court et long termes (Bussière et al. 2005; Bussière 2007); les menaces associées à la stabilité physique ne

seront pas abordées dans cette étude (voir Aubertin et al. 2002b). Toutefois, il est à noter que les rejets miniers peuvent être directement utilisés sous terre comme remblai rocheux et les rejets de concentrateur sous forme de remblai cimenté en pâte ou hydraulique à partir d'une usine spécialisée. Une telle approche minimise notamment les menaces environnementales par une réduction significative de la quantité des résidus solides entreposés en surface. Pour plus d'information concernant les remblais miniers cimentés utilisés dans les mines souterraines, le lecteur pourra consulter Hassani et Archibald (1998) ainsi que Benzaazoua et al. (2005).

1.4. Drainage minier contaminé

La genèse d'un drainage contaminé résulte généralement de l'entreposage de résidus miniers anthropiques (e.g., rejets de concentrateur – Fig. 1.1a), constitués de minéraux sulfureux non-valorisables, sous des conditions atmosphériques ambiantes (Aubertin et al. 2002a; Bussière et al. 2005). En effet, les interactions entre ces éléments minéralogiques et l'atmosphère engendrent inéluctablement des mécanismes réactionnels chimiques (et biochimiques) naturels à l'origine de contaminations majeures d'écosystèmes. Communément, deux types de drainage contaminé sont distingués et impliquent des impacts environnementaux négatifs : le drainage rocheux acide (DRA) et le drainage neutre contaminé (DNC).

1.4.1. Formation du DRA et du DNC

Le DRA, également appelé drainage minier acide (DMA), représente la problématique environnementale la plus critique du secteur minier. Ce dernier résulte de l'oxydation de minéraux sulfureux (e.g., pyrite, pyrrhotite, chalcopryrite, arsénopyrite) en contact avec le dioxygène de l'air et de l'eau (météorique, de surface

ou souterraine) (e.g., Kleinmann et al. 1981; Lawson 1982; MEND 1991; Evangelou et Zhang 1995). L'oxydation de sulfures s'accompagne dès lors d'une libération de cations (e.g., Fe^{2+} , Fe^{3+}), d'oxyanions (e.g., SO_4^{2-}) et de protons (H^+), ce qui engendre une diminution du pH des eaux de percolation couplée à un relargage de métaux (e.g., Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) et métalloïdes (e.g., As, Ge, Sb).

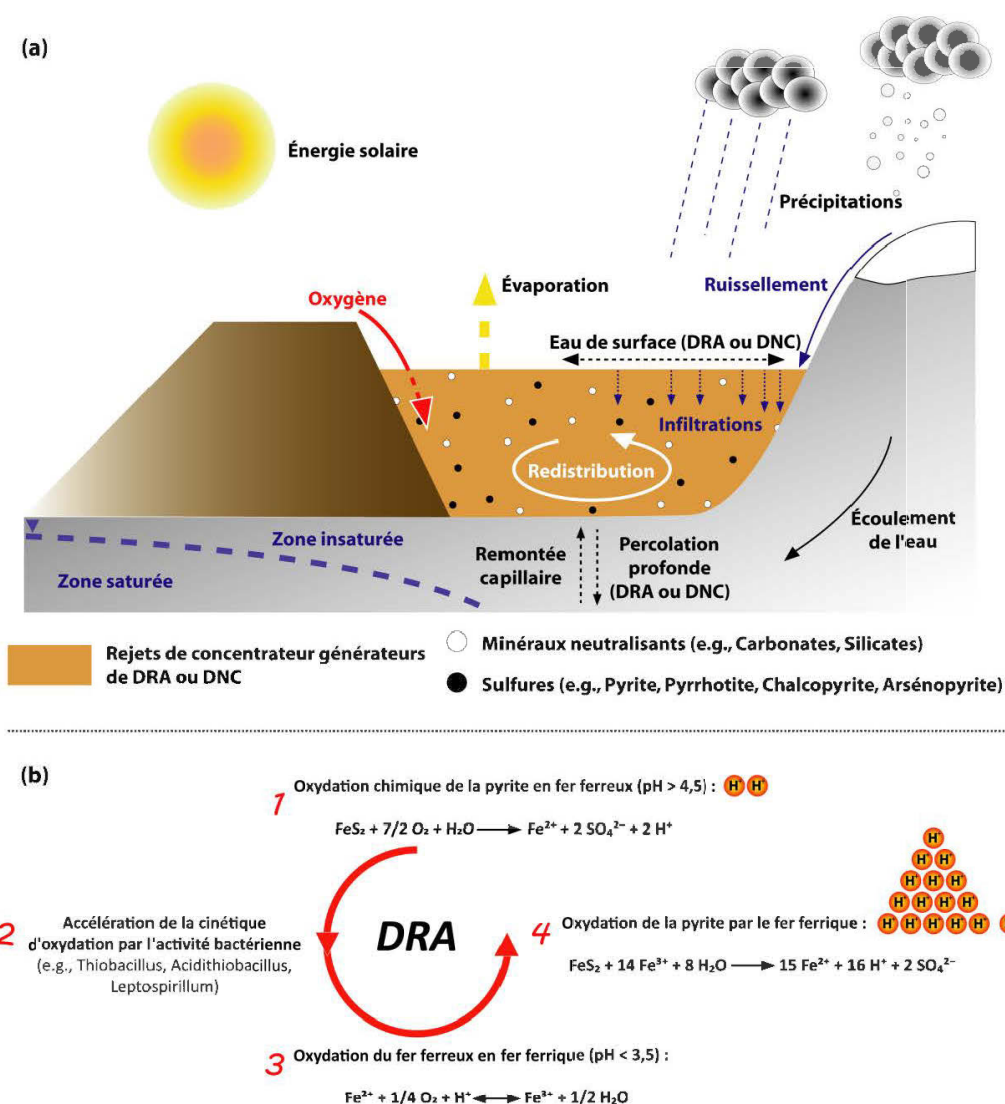


Figure 1.1 Interactions rejets-atmosphère et bilan hydrique d'un parc à rejets de concentrateur générateur d'un drainage contaminé (a); principales étapes du DRA dans le cas de la pyrite (b).

La cinétique d'oxydation des sulfures ou la cinétique de relargage des métaux et métalloïdes, est généralement influencée par plusieurs facteurs, tels que la catalyse bactérienne (e.g., Nordstrom 2000; Baker and Banfield 2003), la température (e.g., Ethier 2011) et le pH (MEND 1991). La figure 1.1b représente les principales réactions d'oxydation du DRA dans le cas du sulfure le plus commun : la pyrite [FeS₂]; les réactions d'oxydation des principaux sulfures sont notamment détaillées dans Aubertin et al. (2002a – chapitre 5).

Dans le cas de la formation d'un DRA, la libération d'ions en solution favorise également des précipitations de minéraux secondaires, tels que des sulfates de fer hydratés (e.g., jarosite, mélanterite) ou des oxyhydroxydes de fer (e.g., limonite, goethite) (e.g., Blowes et al. 2003; Hakkou et al. 2008a). Il est important de noter que ces réactions de précipitation-dissolution modifient la qualité des eaux de percolation et peuvent affecter certaines propriétés hydrogéologiques des résidus miniers (pour plus d'information, voir Aubertin et al. 2002a – chapitres 5 et 11).

Le DNC résulte de réactions d'oxydation naturelles de minéraux sulfureux à des pH (6 à 9.5) proches de la neutralité (MEND 2004a; Plante 2010). Ce dernier peut apparaître dans différentes conditions : une présence suffisante de minéraux neutralisants (carbonates ou silicates) contrôlant l'acide générée durant l'oxydation des sulfures (MEND 1993; Sherlock et al. 1995); des eaux de drainage naturellement neutres mais avec des concentrations en certains métaux (e.g., Cd, Mn, Ni, Pb, Zn) plus élevées que les normes, et ce, en raison de leur plus grande solubilité à des pH proches de la neutralité (e.g., Villeneuve 2004; Cravotta 2008); des méthodes de restauration pour le contrôle du DRA permettant une réduction de la génération d'acide (e.g., CEBC ou recouvrement en eau) mais pas des concentrations en métaux (sous les normes prescrites).

1.4.2. Méthodes de prévention

Indépendamment des possibilités de traitement (e.g., MEND 2000; Johnson et Hallberg 2005; Kalin et al. 2005; Genty 2012), le contrôle de ces deux types de drainage minier contaminé (DRA et DNC) est envisageable dès lors que l'une des trois composantes inhérentes aux réactions d'oxydation (eau-air-sulfure) est retirée (Aubertin et al. 2002a; Bussière et al. 2005; Johnson et Hallberg 2005). Une telle opération sous-entend, généralement, la conception de systèmes de recouvrement hydrogéologiques basée sur des approches spécifiques aux caractéristiques du milieu concerné, plus particulièrement au bilan hydrique (Fig. 1.1a) et aux conditions climatiques locales (MEND 2001).

En climat nordique, le contrôle d'un drainage contaminé peut être basé sur le maintien à basse température des résidus à l'aide de recouvrements isolants, faisant notamment intervenir les propriétés thermiques des matériaux. A faible température (typiquement < -5 °C) la cinétique d'oxydation des sulfures est presque nulle et les écoulements d'eau sont limités, ce qui permet de contrôler les risques de contamination (e.g., Coulombe 2012; MEND 2012).

En climat semi-aride à aride, les systèmes hydrogéologiques visent principalement à réduire les infiltrations des eaux météoriques, alors qu'en climat humide ils sont majoritairement conçus pour réduire la migration de l'oxygène vers les résidus miniers générateurs d'un drainage contaminé (e.g., Bussière 1999; Dagenais et al. 2005). Sachant que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est plus faible que dans l'air (environ 10,000 fois), cette dernière approche implique alors l'utilisation de techniques permettant le maintien d'un haut degré de saturation ($> 85\%$) au sein d'une des composantes principales des systèmes (e.g., recouvrement monocouche, CEBC, nappe surélevée), ou de recouvrements en eau (techniques de

déposition subaquatique et d'inondation – Awoh 2012). De ce fait, cette approche n'est incontestablement pas adaptée en climat semi-aride à aride.

Une dernière approche concernant le contrôle du DRA ou du DNC consiste à traiter les résidus miniers en concentrant au maximum la partie problématique : les sulfures non-valorisables. La désulfuration environnementale (e.g., Benzaazoua et al. 2000, 2008), basée sur un traitement physique ou physicochimique des résidus (e.g., flottation), est clairement considérée comme une méthode appropriée puisqu'elle permet de limiter les volumes de résidus problématiques à gérer. De plus, la désulfuration environnementale peut être complémentaire aux systèmes de recouvrement hydrogéologiques évoqués précédemment. En effet, des études récentes ont montré que les rejets désulfurés ont les propriétés requises pour être utilisés comme composante de recouvrements hydrogéologiques, ce qui permet de valoriser ces rejets comme matériau de construction (e.g., Bussière et al. 1995, 1998, 2004; Demers 2008). Pour plus d'information concernant la désulfuration environnementale, le lecteur est invité à parcourir l'étude de Derycke (2012).

1.5. Systèmes de recouvrement hydrogéologiques pour le contrôle d'un drainage minier contaminé par réduction des infiltrations d'eau

Le contrôle d'un drainage contaminé par réduction des infiltrations d'eau est généralement réalisé à partir de systèmes de recouvrement hydrogéologiques aussi appelés « couvertures sèches » (e.g., Aubertin et al. 1995; MEND 2001; INAP 2003). Depuis quelques années, ces systèmes suscitent un intérêt grandissant en environnement minier et sont considérés par certains comme des méthodes de restauration adaptées et efficaces à long terme (e.g., Gossow 1985; Harries and Ritchie 1987; O'Kane et al. 1998). Les configurations de base de ces systèmes sont sensiblement similaires à celles développées depuis plusieurs décennies pour les

recouvrements de sites d'enfouissement de déchets municipaux, industriels ou radioactifs (e.g., Cole and Mathews 1939; Tchobanoglous et al. 1977; Daniel and Koerner 2007).

Deux catégories principales de recouvrement sont usuellement proposées en fonction des conditions climatiques (Fig. 1.2) : les systèmes conventionnels faisant intervenir des matériaux naturels et/ou géosynthétiques « imperméables » (barrière étanche) et les systèmes alternatifs basés exclusivement sur les interactions sol-atmosphère, soit le processus physique d'évaporation (ou biophysique d'évapotranspiration). A chaque catégorie correspond un modèle de base adaptable aux objectifs de percolation fixés.

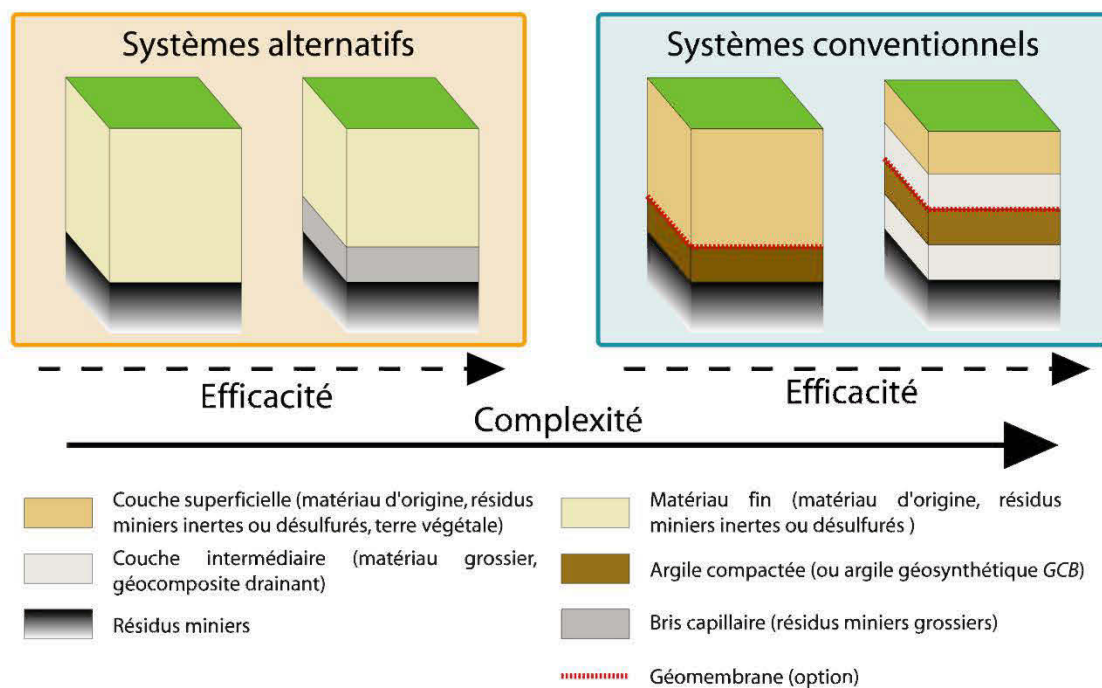


Figure 1.2 Systèmes de recouvrement alternatifs et conventionnels pour le contrôle d'un drainage contaminé par réduction des infiltrations d'eau (adapté de Swanson et al. 1999, MEND 2001 et EPA 2011).

Les systèmes alternatifs, notamment connus sous les appellations anglaises « store-and-release (SR) covers », « water balance covers » et « evapotranspiration (ET) covers », sont particulièrement recommandés en climat semi-aride à aride (e.g., Albright et al. 2004; Hauser 2008; Albright 2010). Toutefois, il est à noter que des travaux récents ont également proposé ou adapté ces systèmes à d'autres types de climat (e.g., MEND 2004b, 2012; Amorim et al. 2008; Rohde 2009; EPA 2011; Abichou et al. 2012).

1.5.1. Systèmes conventionnels

Dans le cas des recouvrements conventionnels (e.g., Dwyer 2003; Albright et al. 2004, 2006, 2012), habituellement destinés à la restauration d'aires d'entreposage en climat humide, le modèle de base correspond à l'installation d'un matériau à faible perméabilité (argile ou till compacté avec ou sans géomembrane) entre les résidus miniers réactifs et une couche superficielle favorable au développement d'une végétation durable (i.e., pérenne) (e.g., Harries and Ritchie 1987; Wilson et al. 1997). Cette configuration est également connue sous l'appellation anglaise « Subtitle 'D' cover » (e.g., Dwyer 2003; EPA 2011).

Afin d'améliorer l'efficacité de ce modèle, une première couche intermédiaire (pour empêcher les remontées capillaires d'eau contaminée ou limiter les interactions) peut être ajoutée entre les résidus réactifs et la couche à faible perméabilité. Une deuxième couche intermédiaire, ou un géocomposite drainant avec une forte conductivité hydraulique, peut également être installée entre la couche à faible perméabilité (protégée par une géomembrane) et la couche superficielle du recouvrement (e.g., Aubertin et al. 1997; Woysner et al. 1997). L'objectif de cette dernière vise principalement à favoriser le drainage (écoulement latéral) des infiltrations d'eau vers l'extérieur du système tout en limitant l'assèchement de la couche à faible

perméabilité par capillarité (pour plus d'information, voir Aubertin et al. 1995). Cette configuration est également connu sous l'appellation anglaise « Subtitle 'C' cover » (e.g., Dwyer 2003; EPA 2011),

Finalement, dans la majorité des cas, les systèmes conventionnels disposent d'une double protection contre les infiltrations d'eau : une couche d'argile compactée ainsi qu'une géomembrane. À noter qu'une couche d'argile synthétique aussi appelée géocomposite benthonitique (GCB) peut remplacer la couche d'argile compactée au sein de ces recouvrements hydrogéologiques multicouches (Fig. 1.2) et ainsi faciliter leur construction (e.g., Albright et al. 2004, 2012).

1.5.2. Systèmes alternatifs

Dans le cas des systèmes alternatifs (e.g., MEND 1994; Dwyer 2003; Albright et al. 2004), deux catégories de recouvrement sont distingués : le modèle de base (monolithique) et les systèmes avec bris capillaire. Le type monolithique correspond à l'installation d'un matériau fin (sable silteux à silt argileux) directement sur les résidus miniers réactifs (e.g., Durham et al. 1999; O'Kane et al. 2000). Dans cette configuration, le matériau fin doit posséder une épaisseur suffisante pour contrôler la percolation, une bonne capacité stockage-libération des eaux météoriques ainsi que des propriétés satisfaisantes pour l'implantation d'une végétation durable et son développement racinaire.

Afin d'améliorer l'efficacité de ce type de recouvrement, un bris capillaire (discontinuité hydraulique) constitué d'un matériau grossier (gravier, sable ou stériles miniers avec une valeur d'entrée d'air idéalement < 5 kPa) est parfois ajouté au-dessus des résidus miniers réactifs (e.g., Gardiner et al. 1997; Zhan et al. 2001; Waugh et al. 2008). L'épaisseur de la couche de matériau fin est habituellement

inférieure à celle des recouvrements monolithiques. Les objectifs de ce bris capillaire sont doubles : améliorer la capacité stockage-libération des eaux météoriques et empêcher des interactions directes entre l'eau contaminée et le recouvrement par remontée capillaire (pour plus d'information, voir Milezarek et al. 2011a).

1.5.3. Complexité et coûts de construction

À première vue et indépendamment des conditions climatiques, les recouvrements conventionnels semblent faire partie des approches les plus efficaces pour le contrôle d'un drainage contaminé à long terme. Cependant, le choix d'un système hydrogéologique applicable à un site contaminé est habituellement contrôlé par d'autres facteurs, tels que le degré de complexité ainsi que les coûts de construction (Fig. 1.2). En fonction de la taille du site et de l'approche envisagée, les coûts de construction peuvent augmenter de manière exponentielle.

Durant ces dernières années, quelques études ont tenté de mettre en évidence l'importance de ces facteurs sur le choix d'un système de recouvrement hydrogéologique (e.g., Dwyer 1998, 2003; Bussière et al. 1999; Dwyer et al. 2000; Wilson et al. 2003; Hauser 2008). Dans des conditions semi-arides et arides, ces dernières s'accordent toutes sur le fait que les systèmes conventionnels sont à la fois plus complexes à réaliser et possèdent des coûts de construction beaucoup plus élevés que les systèmes alternatifs. A titre d'exemple, Wilson et al. (2003) ont évalué un coût de construction de l'ordre de 35,000 à 50,000 \$/ha pour des recouvrements alternatifs et pouvant atteindre 400,000 \$/ha pour des systèmes conventionnels impliquant des matériaux composites. Toutefois, tel que mentionné par Bussière et al. (1999) puis Gee et al. (2006), ces coûts sont également fonction de la disponibilité des matériaux intervenant dans les différentes composantes du système ainsi que du coût du transport.

En fin de compte, les facteurs influençant le choix d'un recouvrement hydrogéologique pour le contrôle d'un drainage contaminé sont principalement liés aux propriétés des matériaux disponibles à proximité du site à restaurer, et plus particulièrement au rapport coût/efficacité pour des conditions climatiques déterminées. En climat semi-aride à aride, où les précipitations sont faibles et le taux d'évaporation élevé, les recouvrements alternatifs SR sont alors considérés comme une option de restauration intéressante d'un point de vue technique et économique.

1.5.4. Limites et avantages des systèmes alternatifs

Les principaux travaux de recherche concernant les technologies associées aux recouvrements alternatifs ont été initiés au début du XX^{ème} siècle (e.g., Cole and Mathews 1939), mais l'application concrète de ces technologies n'est véritablement apparue qu'à partir des années 1990 (EPA 2011). En effet, l'évaluation de la performance de tels systèmes de recouvrement, que ce soit pour des sites d'enfouissement de rejets domestiques ou pour des aires de stockage de rejets miniers, est une étape complexe qui reste encore à être démontrée à long terme. Toutefois, plusieurs études récentes ont mis en évidence les principaux facteurs pouvant affecter la performance des systèmes de recouvrement alternatifs, tout en dégageant leurs limites et avantages actuels (e.g., Wilson et al. 2003; Hauser 2008; O'Kane et Ayres 2012).

Le tableau 1.1 résume les avantages et limites concernant l'utilisation des recouvrements alternatifs, en lieu et place des recouvrements conventionnels, pour le contrôle d'un drainage contaminé en climat semi-aride à aride. Tel que mentionné précédemment, la performance d'un recouvrement alternatif dépend principalement des caractéristiques du site à restaurer, et plus particulièrement des conditions climatiques locales (quantité, distribution et forme des précipitations) (EPA 2011).

Ces informations sont notamment essentielles pour déterminer la zone « active » ainsi que l'épaisseur la plus appropriée d'un recouvrement.

Tableau 1.1 Avantages et limites des systèmes alternatifs en climat semi-aride à aride.

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> • Performance supérieure aux systèmes conventionnels • Rapport coût/efficacité • Système constitué de matériaux naturels • Facilité de construction et de réparation • Faible coût de maintenance • Faible instabilité de pente 	<ul style="list-style-type: none"> • Design spécifique en fonction des caractéristiques du site et des propriétés hydrogéologiques des matériaux (voire de la végétation) • Les matériaux doivent être adéquats et disponibles à proximité du site à restaurer (bris capillaire) • Durabilité de la végétation • Évolution naturelle des propriétés hydrogéologiques de certains matériaux fins dans le temps • Pas d'information à long terme

De plus, la conception d'un système alternatif (avec ou sans bris capillaire) implique l'utilisation de matériaux disponibles en quantité suffisante et avec des propriétés hydrogéologiques adéquates à court et long termes (e.g., texture, conductivité hydraulique, courbe de rétention d'eau). Dagenais (2005) et Benson et al. (2007) ont montré que les propriétés de certains matériaux fins pouvaient naturellement évoluer au cours du temps et affecter la performance des recouvrements (e.g., augmentation de la conductivité hydraulique saturée d'un facteur 10,000 et modification de la courbe de rétention d'eau avec l'apparition de macropores).

La performance d'un tel système dépend de la capacité des matériaux à limiter les infiltrations d'eau jusqu'aux résidus générateurs d'un drainage contaminé, mais

également de sa stabilité physique à long terme. Les conditions climatiques peuvent évidemment jouer un rôle sur le comportement physique d'un recouvrement alternatif (e.g., érosion, fissuration, dessiccation, induration). Toutefois, bien que dans le cas des recouvrements conventionnels ces phénomènes soient sensiblement similaires, peu de travaux ont mis en évidence leur capacité à minimiser l'érosion ou encore à résister aux bio-intrusions (pour plus d'information, voir Rock et al. 2012).

1.6. Synthèse de travaux sur des recouvrements alternatifs appliqués dans le contexte minier en climat semi-aride à aride

Plusieurs travaux de recherche ont étudié l'efficacité des systèmes de recouvrement alternatifs pour le contrôle d'un drainage contaminé sous des conditions climatiques semi-arides à arides. Toutefois, ces travaux restent majoritairement consacrés à des sites d'enfouissement de rejets municipaux, industriels et radioactifs (e.g., Dwyer 2003; Albright et al. 2004; Rock et al. 2012; EPA 2013). Effectivement, bien que depuis ces dernières années un intérêt grandissant sur les couvertures sèches ce soit développé en environnement minier, leur évaluation ou leur application finale pour des conditions climatiques sèches fait seulement l'objet de quelques études. Outre les exemples présentés dans les rapports MEND (2001, 2004b), le tableau 1.2 montre les principaux sites miniers impliquant de tels systèmes hydrogéologiques ainsi que les épaisseurs de recouvrement respectivement étudiées et/ou appliquées (habituellement inférieures à 1.5 m). Il est à noter que les taux de percolation profonde sont généralement inférieurs à 1% des précipitations annuelles (e.g., Williams et al. 2006; Waugh et al. 2008; Zhan et al. 2013). Enfin, dans tous les cas retrouvés dans la littérature, les matériaux de recouvrement utilisés étaient des sols d'origine naturelle ayant des propriétés hydrogéologiques considérées adéquates.

Tableau 1.2 Recouvrements alternatifs : principaux sites miniers situés en climat semi-aride à aride

Site minier	Localisation	Climat	Travaux de restauration		Type de résidus	Sources
			Essais expérimentaux	Recouvrement final		
<i>Bisbee</i>	AZ - USA	P = 452 mm/an EP > 1700 mm/an	Recouvrement de 0.6 m	-	Rejets de concentrateur	Milczarek et al. 2011a
<i>Golden Sunlight</i>	Whitehall MT - USA	P = 243 mm/an EP = 1048 mm/an	Recouvrement de 0.8 à 1.8 m	-	Rejets de concentrateur	Junqueira et al. 2006
<i>Goldstrike</i>	Elko NV - USA	P = 260 mm/an EP = 1270 mm/an	Recouvrement incliné de 0.6 m (+ bris capillaire)	Recouvrement de 1.2 à 1.5 m (+ bris capillaire)	Stériles	Zhan et al. 2001, 2006, 2013
<i>Kidston</i>	QLD - Australie	P = 700 mm/an EP = 2800 mm/an	-	Recouvrement de 1.5 m	Stériles	Williams et al. 2006
<i>Monticello</i>	UT - USA	P = 390 mm/an EP = 1000 mm/an	-	Recouvrement de 1.6 m (+ bris capillaire)	Rejets de concentrateur	Waugh et al. 2008
<i>Morenci</i>	AZ - USA	P = 328 mm/an EP = 2300 mm/an	Recouvrement de 0.3 à 0.6 m	-	Rejets de concentrateur	Milczarek et al. 2003, 2011a, b
<i>Peak Gold</i>	Cobar NSW-Australie	P = 415 mm/an EP = 2550 mm/an	Recouvrement de 1.5 à 2 m	-	Rejets de concentrateur	Meiers et al. 2005
<i>Phoenix</i>	Battle Mountain, NV - USA	P = 207 mm/an EP = 1787 mm/an	-	Recouvrement de 2 m	Stériles	Keller et al. 2011
<i>Questa</i>	NM - USA	P = 310 mm/an EP = 1715 mm/an	Recouvrement de 0.2 à 0.6 m	-	Rejets de concentrateur	Wels et al. 2001, 2002
<i>Sullivan</i>	Kimberley BC - Canada	P = 402 mm/an EP = 700 mm/an	Recouvrement de 0.45 m (+ bris capillaire)	Recouvrement de 1 m (+ bris capillaire)	Rejets de concentrateur	Gardiner et al. 1997 O'Kane et al. 1999 MEND 2004b
<i>Mt. Whaleback</i>	Newman WA - Australie	P = 300 mm/an EP = 3000 mm/an	Recouvrement de 2 à 4 m (1D et 2D)	-	Stériles	O'Kane et al. 2000, 2003 Wilson et al. 2003 MEND 2004b

P précipitations, *EP* évaporation potentielle

1.7. Objectifs et Hypothèses

L'objectif principal de la présente étude vise à évaluer le comportement hydrogéologique de recouvrements alternatifs (store-and-release) constitués de rejets calcaires phosphatés (rejets miniers) en climat semi-aride à aride (conditions naturelles et extrêmes), et ce, en vue du contrôle d'un drainage minier contaminé. Les hypothèses de travail permettant d'atteindre cet objectif principal sont exposées ci-dessous :

- (i) L'utilisation de rejets calcaires phosphatés comme composante d'un recouvrement alternatif constitué d'un bris capillaire permet de contrôler la production d'un drainage minier contaminé sous des conditions climatiques naturelles et extrêmes;
- (ii) La performance d'un recouvrement dépend essentiellement des propriétés hydrogéologiques, des conditions climatiques et de la configuration du recouvrement;
- (iii) Les effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau des matériaux peuvent jouer un rôle important lors du design d'un système de recouvrement hydrogéologique;
- (iv) Les propriétés hydrogéologiques du matériau à granulométrie fine (i.e., CRE, fonction de perméabilité) affecte la performance d'un recouvrement sous des conditions naturelles et extrêmes, à court et long termes (e.g., fentes de dessiccation);
- (v) Le changement d'échelle et les conditions particulières de chaque échelle influencent les résultats et leurs interprétations lors du design d'un recouvrement hydrogéologique.

- (vi) L'écoulement d'un fluide (incompressible) au sein d'une colonne ou d'une cellule expérimentale en terrain plat est uniforme et unidimensionnel (vertical);
- (vii) Les matériaux et le fluide sont à l'état d'équilibre thermique; le transfert de chaleur par rayonnement, conduction ou convection est négligeable;

A la vue de ces hypothèses, la présente étude propose quatre objectifs spécifiques:

- (i) Déterminer à partir d'essais en colonnes instrumentées de terrain la capacité de rejets calcaires phosphatés à contrôler la production d'un drainage minier contaminé, en tant que composante d'un système de recouvrement alternatif avec bris capillaire;
- (ii) Caractériser les effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau des rejets calcaires phosphatés et évaluer numériquement (1D) leur influence sur le comportement hydrogéologique d'un tel recouvrement;
- (iii) Etudier la performance de cellules expérimentales de terrain (échelle pilote), constituées de rejets miniers phosphatés à textures variées, directement sur le parc à rejets d'un site générateur d'un important DRA;
- (iv) Proposer des configurations préliminaires d'un système de recouvrement alternatif pour le cas particulier du site Kettara situé près de Marrakech, Maroc, à partir de la valorisation de rejets miniers phosphatés.

1.8. Originalité et principales contributions de la thèse

Au-delà de la demande de plus en plus pressante des opérateurs miniers pour le développement de nouvelles techniques de contrôle de drainage contaminé efficaces à long terme, cette étude s'inscrit principalement dans le cadre d'un programme de recherche entrepris en 2010 sur la restauration du site minier abandonné de Kettara.

La mine de Kettara, localisée au Maroc en climat semi-aride à aride, est génératrice d'un important DRA avec des impacts environnementaux négatifs sur la localité, la faune et la flore adjacentes (Hakkou et al. 2008a, b).

Une des originalités du présent travail concerne l'utilisation de rejets calcaires phosphatés pour le contrôle d'un drainage minier contaminé par réduction des infiltrations d'eau. Ces rejets miniers, disponibles en quantité, inertes et non-valorisés ont notamment l'avantage d'être situés à proximité du site de Kettara. La particularité de l'approche envisagée concerne l'utilisation de ces rejets comme composante d'un système de recouvrement hydrogéologique alternatif (store-and-release – SR) et non comme composante d'un système de traitement. En effet, les rejets calcaires phosphatés possèdent un potentiel de neutralisation élevé (entre 500 et 680 kg CaCO_3/t - Hakkou et al. 2009) justifiant cette utilisation traditionnelle.

Dans le but d'optimiser l'efficacité d'un système de recouvrement à long terme, il convient également d'étudier son comportement hydrogéologique sous des conditions climatiques, naturelles et extrêmes, représentatives du site à l'étude. À la connaissance de l'auteur, l'évaluation hydrogéologique d'un recouvrement SR suite à la simulation d'un événement extrême, basée sur la précipitation maximale probable (PMP) dans un contexte contrôlé (essais en colonnes et cellules de terrain), est rarement prise en considération (e.g. Zhan et al. 2001). De plus, une telle démarche permet d'approfondir significativement la compréhension de phénomènes majeurs intervenant lors du design d'un système alternatif, tels que les interactions sol-atmosphère et les effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau (CRE).

Une autre originalité de l'étude concerne justement l'évaluation des effets d'hystérésis dans la CRE du matériau SR à granulométrie fine (rejets calcaires phosphatés). Bien que l'utilisation de code numérique hystérétique soit généralement

conseillée durant le design d'un recouvrement hydrogéologique, cette étape est régulièrement négligée. Pour la première fois à la connaissance de l'auteur, une telle évaluation à partir d'essais physiques (en laboratoire et sur le terrain) a permis de valider des prédictions hystérétiques et d'améliorer les connaissances fondamentales sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR en climat semi-aride à aride.

Finalement, cette étude suggère des propositions de restauration préliminaires avec des avantages économiques indéniables pour le cas du site minier Kettara. Le perfectionnement, le développement et l'application de ces propositions à d'autres types de sites miniers contaminés en climat semi-aride à aride n'en serait alors qu'une retombée additionnelle.

À noter que les principales contributions de la présente thèse sont exposées dans trois articles scientifiques qui ont été publiés ou soumis dans des journaux internationaux avec comité de lecture :

Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqoud, A., Benzaazoua, M., 2013. Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semiarid climate. *Mine Water and the Environment*, **32**(2): 152-167.

Bossé, B., Bussière, B., Maqoud, A., Hakkou, R., Benzaazoua, M. Influence of the water retention curve hysteresis on the behavior of a store-and-release cover. *Engineering Geology*. (Soumis en Septembre 2013).

Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqoud, A., Benzaazoua, M. Field experimental cells to assess the hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. *Canadian Geotechnical Journal*. (Soumis en Janvier 2014).

1.9. Organisation de la thèse

Après une première contextualisation de la problématique, le présent chapitre propose une synthèse des connaissances concernant le contrôle d'un drainage minier contaminé à partir de systèmes de recouvrement hydrogéologiques. N'ayant pas la prétention d'être exhaustive, elle tente toutefois d'informer le lecteur sur les systèmes actuels ainsi que les différents facteurs conduisant au choix le plus approprié pour la restauration de sites miniers contaminés, plus particulièrement ceux en climat semi-aride à aride.

Durant la rédaction de l'ouvrage, il n'a pas été jugé nécessaire de réaliser un chapitre dédié aux connaissances de base en lien avec les écoulements d'eau en milieu non saturé², les effets de barrière capillaire ou encore les effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau. Pour plus d'informations, le lecteur pourra notamment consulter des ouvrages de référence en la matière (e.g., Hillel 1980; Klausner 1991; Fredlund et Rahardjo 1993). Cependant, les principaux chapitres de la thèse comprennent tous une introduction accompagnée d'une synthèse bibliographique explicite ainsi que des détails concernant chacune de ces connaissances. Afin de répondre rigoureusement à la problématique initiale, les chapitres suivants correspondent respectivement aux quatre objectifs spécifiques énoncés précédemment; les trois premiers étant présentés sous la forme d'articles scientifiques.

Le chapitre 2 (article publié dans *Mine Water and the Environment*) évalue la capacité des rejets calcaires phosphatés à limiter la génération d'un drainage contaminé en tant que composante principale d'un recouvrement alternatif SR en climat semi-aride. Ce chapitre précise notamment le fonctionnement général des recouvrements alternatifs, en mettant l'accent sur les propriétés hydrogéologiques

² Voir Annexe A.

des matériaux; l'importance des effets de barrière capillaire est également explicitée. De plus, un travail préliminaire de caractérisation chimique, physique et hydrogéologique des rejets calcaires phosphatés est notamment proposé dans la première partie de cet article. Dans la seconde partie, des essais en colonnes instrumentées avec des épaisseurs différentes de rejet calcaires phosphatés (sans couvert végétal) sont physiquement simulés pendant plus d'un an sous des conditions climatiques naturelles et extrêmes. L'observation des effets d'hystérésis sur le terrain est finalement discutée.

Le chapitre 3 (article soumis dans *Engineering Geology*) évalue numériquement l'influence des effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau (observés dans le chapitre précédent) sur le comportement hydrogéologique d'un système alternatif en climat semi-aride. Pour ce faire, le comportement hystérétique des rejets calcaires phosphatés est dans un premier temps investigué en détails au laboratoire. Ensuite, les résultats de terrain obtenus à partir des essais en colonnes instrumentées (chapitre 2) permettent de valider et de comparer des simulations numériques (hystérétique et non-hystérétique), de l'écoulement de l'eau en milieu non saturé, prédites à partir du code HYDRUS-1D. L'influence des effets d'hystérésis sur le comportement hydrogéologique d'un tel système est finalement discutée à partir de simulations numériques intégrant les données climatiques, naturelles et extrêmes, représentatives du site à l'étude.

Le chapitre 4 (article soumis dans *Canadian Geotechnical Journal*) présente les résultats provenant de cellules expérimentales instrumentées construites directement sur le site d'un parc à rejets miniers générateur d'un important drainage contaminé au Maroc (le site Kettara). Les configurations des cellules impliquent des textures et des épaisseurs de rejets miniers phosphatés différentes; parmi ces cellules, deux sont similaires aux colonnes instrumentées évoquées dans le chapitre 2. Le comportement

hydrogéologique de chaque cellule est évalué sous des conditions climatiques naturelles et extrêmes pendant plus d'un an; les conditions extrêmes testées correspondent à une précipitation maximale probable (PMP). Ce chapitre met également l'accent sur les principaux facteurs affectant l'évaporation à la surface des recouvrements et la performance des systèmes alternatifs à long terme, telles que les fentes de dessiccation.

Le chapitre 5 propose une discussion sur les méthodes utilisées (e.g., méthode du bilan hydrique) ainsi que les résultats obtenus dans les chapitres précédents mais qui n'ont pas été traités en détails. Le changement d'échelle, l'influence du type de matériau et de l'épaisseur des recouvrements, ainsi que l'impact d'événements extrêmes rapprochés sont notamment abordés. De plus, afin de justifier le choix du code numérique utilisé dans le chapitre 3, une comparaison de prédictions numériques entre deux codes fréquemment utilisés (UNSAT-H et HYDRUS) est présentée. Enfin, ce chapitre suggère des propositions de restauration préliminaires pour des sites miniers situés en climat semi-aride à aride.

Le chapitre 6 résume les principales conclusions et recommandations de l'étude. Quelques annexes sont ajoutées afin de favoriser la compréhension générale et de présenter les méthodes d'estimation utilisées (e.g., précipitation maximale probable, standard de Penman Monteith).

Références

Abichou, T., Musagasa, J., Yuan, L., Chanton, J., Tawfiq, K., Rockwood, D., Licht, L., 2012. Field performance of alternative landfill covers vegetated with Cottonwood and eucalyptus trees. *Inter. J. of Phyto.* 14(S1), 47-60.

- Albright, W.H., Benson, C.H., Apiwantragoon, P., 2012. Field hydrology of landfill final covers with composite barrier layers. *J. of Geotech. and Geoenviron. Eng.* 139(1), 1-12.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Abichou, T., Tyler, S.W., Rock, S.A., 2006. Field performance of three compacted clay landfill covers. *Vadose Zone J.* 5, 1157-1171.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B.F., Rock, S.A., 2004. Field water balance of landfill final covers; *J. Environ. Qual.* 33(6): 2317-2332.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Waugh, W.J., 2010. *Water balance cover for waste containment. Principles and Practice.* ASCE Press.
- Amorim, N.R., Azevedo, R.F., Ferreira, O.R., Ribeiro, A.G.C., Azevedo, I.D., 2008. Field performance of cover systems. In *tailings and Mine Waste: Proceedings of the Twelfth International Conference*, CO, 23, 199-206.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., Tremblay, L., 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM/MEND 2.22.2a. Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie (CANMET), Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.M., Chapuis, R.P., Monzon, M., Aachib, M., 1997. Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. *Proceedings of the 4th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver. 2, 715-730.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002a. *Environnement et gestion des résidus miniers [CD-ROM]*. Les Presses Internationales Polytechniques de Montréal, Québec.

- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Jolette, D., Bussière, B., Chapuis, R.P., James, M., Riffon, O., 2002b. Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers : problèmes persistants et méthodes de contrôle. Défis & perspectives, symposium sur l'environnement et les mines [CD-ROM], Rouyn-Noranda.
- Awoh, 2012. Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau. Ph.D. Diss. UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
<http://depositum.uqat.ca/447/1/akuesylvetteawoh.pdf>.
- Baker, B.J., Banfield, J.F., 2003. Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiology Ecology*, 44(2), 139-152.
- Benson, C.H., Sawangsuriya, B., Trzebiatowski, B., Albright, W.H., 2007. Post-construction changes in the hydraulic properties of water balance cover soils. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* 133(4), 349-359.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., Marion, P., 2000. Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *Inter. J. of Mineral Process.*, 60(1), 57-74.
- Benzaazoua, M., Bois, D., Belem, T., Gauthier, P., Ouellet, S., Fall, M., St-Onge, J.F., 2005. Remblais souterrains, évolution des connaissances et de la pratique. 20th Colloque Contrôle de terrains, Association minière du Québec, Val d'Or, 23, Canada, 23 p.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, E., Blier, A., 2008. Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering* 21(4), 330-340.
- Blazy, P., Jdid, E.A., 1997. Introduction à la métallurgie extractive. Techniques de l'ingénieur. *Matériaux métalliques*, 3(M2230), 1-20.

- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., 2003. The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on Geochemistry*, 9, 149-204.
- Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. Diss. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Bussière, B., 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Can. Geotech. J.*, 44(9), 1019-1052.
- Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., Gagnon, D., 1999. Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA. *Mines Ecologiques*, Congrès APGGQ, Rouyn-Noranda, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G.J., Potvin, R., Benzaazoua, M., 2005. Principaux défis et pistes de solutions pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnés. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*. UQAT, Rouyn-Noranda, Canada, 50 pp.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., Bois, D., Servant, S., 1998. Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II, Rapport final soumis au ministère des ressources naturelles du Québec, 198 pp.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., Bois, D., 1995. Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA : analyse technico-économique sur deux cas réels, Sudbury '95, *Conference on Mining and the Environment*, vol. 1 : 59-68.
- Cole, J.S., Mathews, O.R., 1939. Subsoil moisture under semiarid conditions. *Tech. Bull. No. 637*, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

- Coulombe, V., 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.
http://publications.polymtl.ca/1050/1/2012_VeroniqueCoulombe.pdf.
- Cravotta, C.A., 2008. Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: geochemical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry*, 23(2), 203-226.
- Dagenais, A.M., 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Ph. D. Diss. École Polytechnique de Montréal.
- Dagenais, A.M., Aubertin, M., Bussière, B., Cyr, J., 2005. Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. *SME Transactions*, 318, 190-200.
- Daniel, D.E., Koerner, R.M., 2007. Waste containment facilities: guidance for construction quality assurance and construction quality control of liner and cover systems. 2nd ed., ASCE Press.
- Demers, I., 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Ph.D. Diss. UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
<http://depositum.uqat.ca/116/1/isabelle-demers.pdf>.
- Derycke, V., 2012. Optimisation de la désulfuration de produits miniers en vue de la diminution de leur potentiel polluant : effet de la granulométrie, du type de sulfures, et évaluation de la qualité des eaux de drainage post-traitement. Ph.D. Diss. UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
<http://depositum.uqat.ca/504/1/virginiederycke.pdf>.
- Durham, A.J.P., Wilson, G.W., Bews, B.E., Currey, N., 1999. Evaluation of a low flux cover system for mine waste rock in a semi-arid environment. *Proceedings of the 52nd Can. Geotech. Conf. Regina, Saskatchewan*, 471-478.

- Dwyer, S.F., 1998. Construction costs of six landfill cover designs. Report SAND98-1988. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM and Livermore, CA, USA.
- Dwyer, S.F., 2003. Water balance measurements and computer simulations of landfill cover. Ph.D. Diss. Univ. of New Mexico, Albuquerque, NM, USA.
- Dwyer, S.F., Reavis, B., Newman, G., 2000. Alternative landfill cover demonstration. Report SAND2000-2427. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM and Livermore, CA, USA.
- EPA, 2011. Fact sheet on evapotranspiration cover systems for waste containment. US Environmental Protection Agency, WashingtonDC, USA.
<http://www.epa.gov/tio/download/remed/epa542f11001.pdf>.
- EPA, 2013 Evapotranspiration covers. Technology innovation and field services division. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
<http://www.clu-in.org/products/evap/>.
- Ethier, M.P., 2011. Évaluation du comportement géochimique en conditions normale et froides de différents stériles présents sur le site de la mine Raglan. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.
http://publications.polymtl.ca/553/1/2011_MariePierEthier.pdf.
- Evangelou, V.P., Zhang, Y.L., 1995. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. Environ. Sci. Tech. 25, 141-199.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H., 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons, NYC, NY, USA.
- Gardiner, R.T., Dawson, D.B., Gray, G.G., 1997. Application of ARD abatement technology in reclamation of tailings ponds at Cominco Ltd., Sullivan Mine. Proceedings of the 4th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD). Vancouver, 1, 47-63.

- Gee, G.W., Benson, C.H., Albright, W.H., 2006. Comment on “evaluation of evapotranspiration covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA”. *Vadose Zone J.* 5, 809-812.
- Genty, T., 2012. Comportement Hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer. Ph.D. Diss., UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
<http://depositum.uqat.ca/269/1/thomasgenty.pdf>.
- Gossow, V., 1985. Construction of a large storage for critical waste. *Engineering Geology.* 21(3), 349-358.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine site (Morocco): 1 environmental characterization. *Mine Water Environ.* 27, 145-159.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2 mine waste geochemical behavior. *Mine Water Environ.* 27, 160-170.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water Environ.* 28(3), 206-218.
- Harries, J.R., Ritchie, A.I.M., 1987. The effect of rehabilitation on the rate of Oxidation of Pyrite in a mine waste rock Dump. *Environmental Geochemistry and Health.* 9, 27-36.
- Hassani, F., Archibald, J., 1998. Mine Backfill. [CD-ROM], Canadian Institute of Mine, Metallurgy and Petroleum.
- Hauser, V.L., 2008. Evapotranspiration covers for landfills and waste sites. CRC Press.
- Hillel, D., 1980. Fundamentals of physics. Academic Press Inc., NY, pp. 413.

- INAP, 2003. Evaluation of the long-term performance of dry cover systems. Report 684-02. Prepared by O’Kane Consultants Inc. International Network for Acid Prevention.
http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Evaluation_of_the_Long-Term_Performance_of_Dry_Cover_Systems.pdf.
- Jébrak, M., Marcoux, E., 2008. Géologie des ressources minérales. Géologie Québec (ed.). Ministère des ressources naturelles et de la faune.
- Johnson, D.B., Hallberg, K.B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Sci. Total Environ.* 338, 3-14.
- Junqueira, F.J., Wilson, G.W., Nichol, C., Dunlap, S., 2006. The influence of climate, vegetation, layer thickness, and material properties for performance of the cover systems at the golden Sunlight mine. *Proceedings of the 7th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 849-865.
- Kalin, M., Fyson, A., Wheeler, W.N., 2005. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, 366, 395-408.
- Keller, J.M., Busker, L.T., Milczarek, M.A., Rice, R.C., Williamson, M.A., 2011. Monitoring of the geochemical evolution of waste rock facilities at Newmont’s Phoenix mine. VI Intern. Seminar on Mine Closure, Lake Louise, Canada.
- Klausner, Y., 1991. *Fundamentals of continuum mechanics of soils*. Springer-Verlag, N.Y.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., Pacelli, R.R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Eng.* 300-304.
- Lowson, R.T., 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical Reviews*, 82(5), 461-497.
- Martin, V., McMullen, J., Aubertin, M., 2005. Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur. *Proceedings of the 2nd Intern. Sympo. on Mining and the Environment*, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, 56-71.

- MDDEFP, 2012. Directive 019 sur l'industrie minière. Développement Durable Environnement, Faune et Parcs, Québec.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf.
- Meiers, P.G., Shaw, S., Overdeest, N., O'Kane, M., 2005. Linking tailings seepage geochemistry to the performance of cover field trials for a tailings storage facility at peak gold mine operations. Proceedings of the 9th Intern. Mine Water Congress.
- MEND, 1991. Acid rock drainage prediction manual: A manual of chemical evaluation procedures for the prediction of acid generation from mine wastes. Report 1.16.1b. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/1.16.1b.pdf>.
- MEND, 1993. Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. Report 1.32.1. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/1.32.1.pdf>.
- MEND, 1994. Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. Report 2.20.1. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/2.20.1.pdf>.
- MEND, 2000. MEND Manual, Volume 5 – Treatment, active and passive. Report 5.4.2e. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/5.4.2e.pdf>.
- MEND, 2001. MEND Manual, Volume 4 – Prevention and Control. Report 5.4.2d. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/5.4.2d.pdf>.

- MEND, 2004a. Review of water quality issues in neutral pH drainage: examples and emerging priorities for the mining industry in Canada. Report 10.1. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/10.1.pdf>.
- MEND, 2004b. Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings. Volume 5 – Case Studies. Report 2.21.4e. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/2.21.4e.pdf>.
- MEND, 2012. Cold regions cover system design technical guidance document. Report 1.61.5c. Mine Environmental Neutral Drainage program, Natural Resources Canada.
<http://www.mend-nedem.org/reports/files/1.61.5c.pdf>.
- Milczarek, M., Yao, T., Vinson, J., Word, J., Kiessling, S., Musser, B., Mohr, R., 2003. Performance of mono-layer evapotranspiration covers in response to high precipitation and extended drought periods in the southwestern United States. Proceedings of the 6th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD), Cairns, QLD, 14-17.
- Milczarek, M., Steward, F.M., Word, W.B., Buchanan, M.M, Keller, J.M. 2011a. Salinity/pH interactions and rooting morphology in monolayer soil covers above copper tailings. Tailings and mine waste conf., Vancouver, BC, Canada.
- Milczarek, M., Steward, F.M., Word, W.B., Buchanan, M.M, Keller, J.M. 2011b. Final results for the Morenci tailings experimental reclamation plots. VI Intern. Seminar on Mine Closure, Lake Louise, Canada.
- Nordstrom, D.K., 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *Inter. Geology Review*, 42(6), 499-515.
- O’Kane, M., Ayres, B., 2012. Cover systems that utilize the moisture store-and-release concept – do they work and how can we improve their design and performance? Mine Closure, Brisbane, Australia.

- O’Kane, M., Porterfield, D., Weir, A., Watkins, A.L., 2000. Cover system performance in a semi-arid climate on horizontal and sloped waste rock surfaces. Proceedings of the 5th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD), Denver. 2, 1309-1318.
- O’Kane, M., Ryland, L., Gardiner, R.T., 1999. Field performance monitoring of the Kimberley operations siliceous tailings test plots. Proceedings of the 6th Intern. Conf. on Tailings and Mine Waste, Fort Collins.
- O’Kane, M., Waters, P., 2003. Dry cover trials at Mt Whaleback. A summary of overburden storage area cover system performance. Proceedings of the 6th Intern. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD), 147-154.
- O’Kane, M., Wilson, G.W., Barbour, S.L., 1998. Instrumentation and monitoring of an engineered soil cover system for mine waste rock. Can. Geotech. J. 35, 826-846.
- Plante, B., 2010. Évaluation des principaux facteurs d’influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé. Ph.D. Diss. UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
<http://depositum.uqat.ca/31/1/benoitplante.pdf>.
- Rock, S., Myers, B., Fiedler, L., 2012. Evapotranspiration (ET) covers. Inter. J. of Phyto. 14(S1), 1-25.
- Rohde, T.R., 2009. Instrumentation and Monitoring of a large-scale potentially contaminating trial waste rock dump. Ph.D. Diss. Univ. of Queensland, Australia.
- Sherlock, E.J., Lawrence, R.W., Poulin, R., 1995. On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. Environ. Geol., 25(1), 43-54.
- Swanson, D.A., O’Kane, M., Newman, G., 1999. Understanding unsaturated flow for mine waste management. Short course. 16th Annual National Conference, Am. Soc. For Surface Mining and Reclamation, Scottsdale, AZ.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Eliassen, R., 1977. Solid wastes: Engineering principles and management issues. Mc-Graw-Hill, NY.

- Villeneuve, M., 2004. Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Waugh, W.J., Kastens, M.K., Sheader, L.R.L., Benson, C.H., Albright, W.H., Mushovic, P.S., 2008. Monitoring the performance of an alternative landfill cover at the Monticello, Utah, uranium mill tailings disposal site. Waste Management Conf., Phoenix, AZ, pp 24-28.
- Wels, C., O'Kane, M., Fortin, S., 2001. Assessment of water storage cover for Questa tailings facility, New Mexico. In proceedings of the 9th Annual Conf. of the Am. Soc. for Surface Mining Reclamation, Albuquerque, NM.
- Wels, C., Fortin, S., Loudon, S., 2002. Assessment of store-and-release cover for Questa tailings facility, New Mexico. In proceedings of Tailings and Mine Waste, 2, 459-468.
- Williams, D.J., Stolberg, D.J., Currey, N.A., 2006. Long-term monitoring of Kidston's « Store/Release » cover system over potentially acid forming waste rock piles. Proceedings of the 7th Intern. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD), St Louis, MO, USA, 26-30.
- Wills, B.A., 2006. Mineral processing technology, seventh edition: an introduction to the practical aspects of ore treatment and mineral recovery. Tim Napier-Munn, Elsevier, 408 p.
- Wilson, G.W., Newman, L., Barbour, S.L., O'Kane, M., Swanson, D.A., 1997. The cover research program of equity silver mine Ltd. Proceedings of the 4th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver. 1, 197-210.
- Wilson, G.W., Williams, D.J., Rykaart, E.M., 2003. The integrity of cover systems – an update. Proceedings of the 6th Intern. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD), Cairns, Australia, 3, 14-17.

- Woyshner, M.R., St-Arnault, C., St-Arnaud, L., 1997. Five years after covering tailings and waste rock with a composite soil cover: a case review and water quality predictions at the Millenbach site near Rouyn-Noranda, Qc. Proceedings of the 4th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver. 4, 1673-1690.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, H., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. SME Annual Mtg, Denver, 1-9.
- Zhan, G., Schafer, W., Milczarek, M., Myers, K., Giraudo, J., Espell, R., 2006. The evolution of evapotranspiration cover systems at Barrick Goldstrike Mines. Proceedings of the 7th Intern. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD), St. Louis, MO, USA, 2585–2603.
- Zhan, G., Milczarek, M., Keller, J., Giraudo, J., 2013. AA leach pad cover design – a successful reclamation project at a Nevada gold mine. Inter. Mine Water Assoc., annual conference, Golden, Colorado.

CHAPITRE 2

ASSESSMENT OF PHOSPHATE LIMESTONE WASTES AS A COMPONENT OF A STORE-AND-RELEASE COVER IN A SEMIARID CLIMATE

Le premier article de la thèse évalue la capacité de rejets calcaires phosphatés à contrôler la production d'un drainage minier contaminé en tant que composante d'un recouvrement alternatif SR. Pour ce faire, le comportement hydrogéologique de colonnes instrumentées, simulant différentes configurations de recouvrement alternatif SR exposées à des conditions naturelles et extrêmes représentatives d'un climat semi-aride, a été étudié.

~ Cet article a été publié en Juin 2013 dans la revue Mine Water and the Environment ~

Bruno Bossé^{1,2} • Bruno Bussière¹ •

Rachid Hakkou^{2,3} • Abdelkabir Maqsoud¹ • Mostafa Benzaazoua^{1,2}

¹Research Institute on Mines and the Environment, Univ. du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4, Canada.

²IDRC (Canada) Research Chair in Management and Stabilization of Mining and Industrial Wastes, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

³LCME, Faculté des Sciences et Techniques, Univ. Cadi Ayyad, BP 549, 40000 Marrakech, Morocco.

2.1. Abstract

In a semiarid climate where the annual precipitation is low and the evaporation rate is high, contaminated drainage production from mine tailings can be controlled by reducing water infiltration. Store-and-release covers that use capillary barrier effects can prevent water percolation by storage and evaporation (or evapotranspiration) during wet and dry climatic periods. In Morocco, sedimentary phosphate mines are located close to contaminated sites, which includes the abandoned Kettara mine. This mine site generates highly contaminated acid rock drainage (ARD) with negative impacts on its surrounding area. In order to validate if phosphate mine wastes can be used as cover material to reclaim the Kettara site, instrumented test columns were exposed to field conditions and tested for a period of one and a half years. Under natural conditions, more than 94% of the total net infiltration (246.5 mm) was released to the atmosphere by evaporation. Preliminary tests showed that the studied scenarios can limit deep water infiltration even during extreme simulated rainfall (155 mm/d) and could be used to efficiently control contaminated drainage in a semiarid climate.

Keywords Acid rock drainage • Kettara Mine Site • Mine site reclamation • Store-and-Release cover

2.2. Résumé

Sous un climat semi-aride, caractérisé par des précipitations annuelles faibles et un taux d'évaporation élevé, la production de drainage contaminé provenant de rejets de concentrateurs miniers peut être contrôlée par une diminution des infiltrations d'eau. Les recouvrements alternatifs SR avec effets de barrière capillaire peuvent empêcher la percolation d'eau par stockage et évaporation (ou évapotranspiration) durant les périodes climatiques humides et sèches. Au Maroc, des mines de phosphates sédimentaires sont situées à proximité de sites contaminés, tel que la mine abandonnée de Kettara; ce site minier génère un drainage rocheux acide (DRA) fortement contaminé avec des impacts négatifs sur son environnement. Dans le but de valider l'utilisation de rejets miniers phosphatés comme matériau de recouvrement pour la réhabilitation du site Kettara, des essais en colonnes instrumentées ont été soumis aux conditions de terrain et testés durant un an et demi. Sous des conditions climatiques naturelles, plus de 94% des infiltrations nettes ont été libérées dans l'atmosphère par évaporation. Des essais préliminaires ont montré que les différents scénarios étudiés peuvent limiter les infiltrations profondes, y compris sous des conditions simulées extrêmes (155 mm/j), et pourraient être utilisés efficacement pour le contrôle de drainage contaminé en climat semi-aride.

Mots-clés Drainage rocheux acide • Recouvrement alternatif SR • Restauration de site minier • Site minier de Kettara

2.3. Introduction

Engineered cover systems are widely used to limit water infiltration into waste disposal areas that contain hazardous, municipal, industrial, mining or radioactive wastes (e.g., Daniel and Koerner 2007; Hauser 2008; Albright et al. 2010). These cover systems, usually made of specific barrier layers, can be divided into two main categories: conventional cover systems (e.g., compacted clay layers, combined or not with a geomembrane liner) and alternative cover systems that use the physical process of evaporation to control water infiltration. Recent studies have shown that these alternative systems are efficient in arid or semiarid climates and perform as well or even better than conventional systems that use low saturated hydraulic conductivity materials (e.g., Morris and Stormont 1997; Benson et al. 2002; Dwyer 2003; Albright et al. 2004; Gee et al. 2006; Rock et al. 2012). These alternative cover systems are known in the literature as evapotranspiration (ET) covers (e.g., Dwyer 2003; Madalinski et al. 2003; Nyhan 2005; Scanlon et al. 2005; McGuire et al. 2009; Barnswell and Dwyer 2011; EPA 2011, 2012), water balance covers (e.g., Benson et al. 2007; Albright et al. 2010), and store-and-release (SR) covers (e.g., O’Kane et al. 1998; Williams et al. 2006), which is the term used in this paper.

SR covers usually rely on capillary barrier effects at the interface of the cover layers. These capillary barrier effects appear when a fine-grained material layer overlies a coarse-grained material (e.g., Morel-Seytoux 1992; Shackelford et al. 1994; Stormont 1997; Stormont and Anderson 1999). The contrast in hydraulic properties between the two materials with opposing textures restricts water flow at the interface. The lower unsaturated hydraulic conductivity, k_u , of the drained coarser-grained material contributes to this effect by limiting downward flow from the fine-grained material, thus favoring water accumulation through capillary forces in the overlying layer (e.g., Nicholson et al. 1989; Akindunni et al. 1991; Bussière et al. 2003). The capillary barrier effects allow water retention in the fine-grained material during the wet

periods and its release by evaporation (or evapotranspiration) during the dry periods (Fig. 2.1). This complex transient hydrogeological behavior is influenced by several factors, such as: the thickness of the water retention layer, the hydrogeological properties (including the hydraulic conductivity and the water retention curve) of the unsaturated materials, the climatic conditions (average and extreme), and sometimes the system inclination (e.g., Khire et al. 2000; Aubertin et al. 2009). Recently, SR covers were designed at Kidston Gold Mines (Australia) and at Barrick Goldstrike Mines (Nevada, US) to control acid rock drainage (ARD) generation from sulfide mine tailings (Zhan et al. 2001, 2006; Williams et al. 2006).

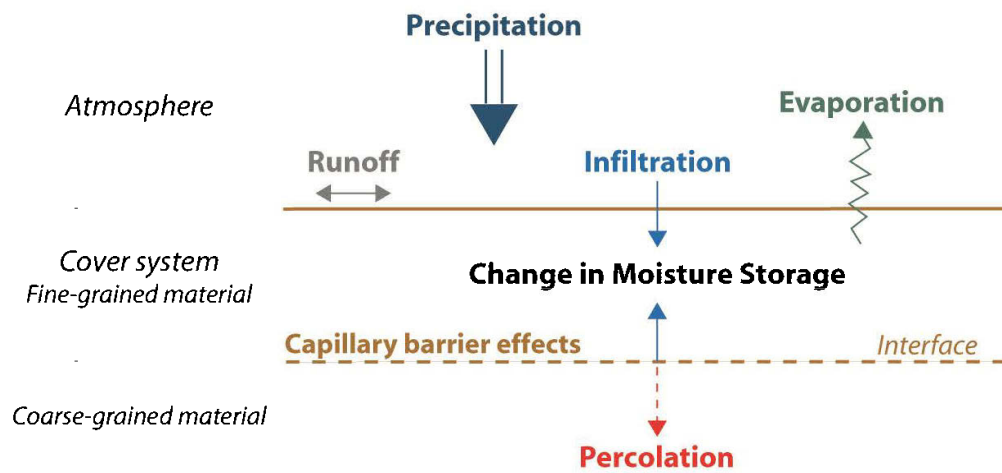


Figure 2.1 Schematic representation of store-and-release cover in *ID* (infiltration = subtracting runoff from precipitation; percolation = deep infiltration).

77% of global phosphate rock reserves are geographically concentrated in Morocco (Cooper et al. 2011). The present study evaluated the possibility of using a SR cover constructed using phosphate waste rock to help control ARD from mine tailings at the abandoned Kettara pyrrhotite ore mine (31° 52'15"N - 8° 10'31"W), which was exploited by the SYPEK Corporation from 1964 to 1981 (Hakkou et al. 2008a, 2008b). The Kettara mine site, which contains coarse- and fine-grained tailings, is located approximately 35 km north-northwest of Marrakech (Fig. 2.2) (e.g., Lghoul et

al. 2012). This mine site is one of several abandoned mine sites in Morocco that produces ARD that contaminates surface and groundwater (e.g., El Khalil et al. 2008; Sanaa et al. 2011). More information on water contamination at the Kettara site can be found in Hakkou et al. (2008a; 2008b).

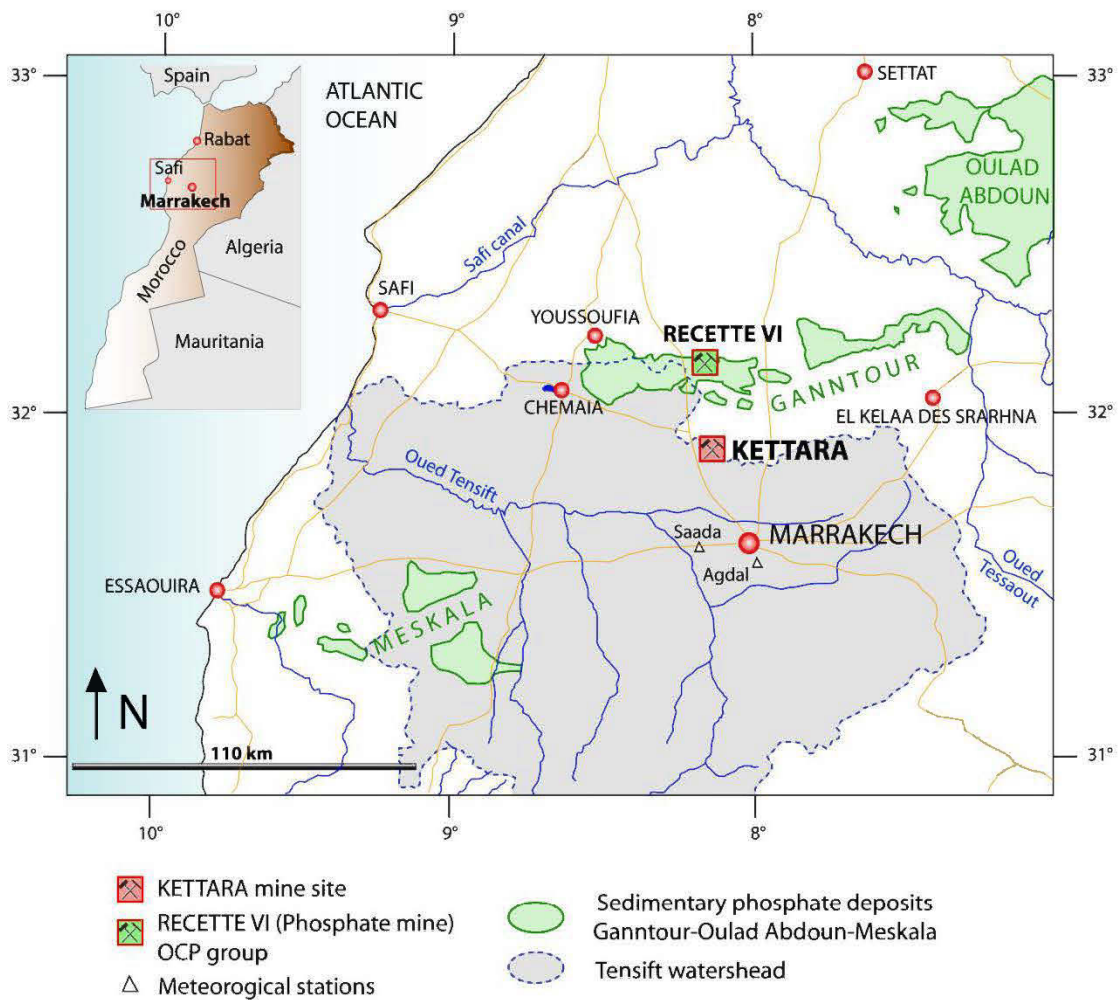


Figure 2.2 Location map.

The eventual design of a SR cover for the Kettara mine tailings requires adequate cover materials to act as capillary break and store-and-release layers. A recent study (Hakkou et al. 2009) suggested that the Kettara coarse-grained tailings and phosphate

limestone wastes from the Ganntour sedimentary basin (Fig. 2.2 – Recette VI) could potentially be used as SR cover components. The first part of this paper summarizes the characterization of the phosphate limestone wastes and coarse Kettara tailings, and describes the design of the field instrumented columns. The second section presents the hydrogeological behavior of the tested columns under natural semiarid climatic conditions. The third segment addresses the behavior of the tested SR covers under extreme precipitation conditions, simulated by adding water to the columns at the start and end of the test period at a rate of up to 155 mm/day. Finally, the performance of the SR cover under simulated extreme precipitation and the difference between laboratory and field water retention curves are discussed.

2.4. Materials and Methods

2.4.1. Main Characterization Methods

The phosphate limestone wastes from the “Recette VI” mine site of the Ganntour sedimentary phosphate deposits (Fig. 2.2) were initially screened *in situ* to recover the size fraction less than 1 mm. This relatively fine-grained material and the coarse tailings from Kettara were characterized for their chemical and physical properties.

Solids were digested in HNO₃, Br₂, HCl, and HF and the resulting solution was analyzed for elemental chemical composition by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry (ICP-AES) (Perkin Elmer OPTIMA 3100 RL; relative precision of 5%). Total carbon (TC) was measured under an oxygen atmosphere with an ELTRA PC-controlled CS2000 carbon sulfur determinator.

The particle size distribution was determined using a Malvern Mastersizer laser particle size analyzer for the phosphate limestone wastes and by sieving for the coarse tailings (ASTM D 6913-04 2009; Merkus 2009). The specific gravity was estimated with a Micromeritics Accupyc 1330 helium gas pycnometer. Standard tests

for liquid limit, plastic limit, and plasticity index of materials were performed on the phosphate limestone wastes using the methods described in ASTM D 4318-10 (2010). The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was also measured for this material using a rigid wall permeameter with the falling-head method (adapted from ASTM D 5856-95 2002). The saturated hydraulic conductivity and the water retention curve of the coarse-grained tailings were estimated using two predictive models: the modified Kozeny-Carman model (Mbonimpa et al. 2002) and the modified Kovács model (Aubertin et al. 2003), respectively. The precision needed in this study for this material justified this approach.

The water retention curve (WRC) of the phosphate limestone wastes was obtained from different tests conducted on reconstituted samples having similar porosities. The WRC, which relates the volumetric water content θ (cm^3/cm^3) to the negative pore water pressure ψ (or matric suction – kPa) (e.g., Fredlund and Rahardjo 1993), describes the ability of a given material to store water at different suctions. For suction values between 0 and 1000 kPa, the WRC was obtained in a Tempe Cell (or pressure chamber), as proposed in ASTM D6836-02 (2008). For higher suction values, saturated salt solutions were used to control the relative humidity in a closed chamber. The thermodynamic relationship between relative humidity and temperature (equation 2.1), was used to evaluate the suction applied (e.g., Fredlund and Rahardjo 1993).

$$\psi = \frac{\rho_w \cdot R \cdot T}{\omega_w} \ln(RH)_T \quad (2.1)$$

where ψ matric suction [MPa], R universal gas constant [$\text{J}/(\text{mol}\cdot\text{K})$], T absolute temperature [$^\circ\text{K}$], ω_w molecular mass of water vapor [g/mol], ρ_w density of water [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$], and RH relative humidity.

The matric suction (ψ) generated in the chamber is a function of the saturated salt solution used. Material samples were kept in a closed temperature-controlled chamber (25°C) under different suctions for 3 months to reach equilibrium. In this

study, the relative humidity, or the matric suction, was controlled by solutions made of potassium sulphate (3.8 MPa), sodium chloride (39.1 MPa), magnesium nitrate (87.7 MPa), magnesium chloride (153.5 MPa), and potassium hydroxide (343.7 MPa) (e.g., Greenspan 1977). The weight of each sample, after reaching equilibrium, gives the volumetric water content of the tested materials (phosphate limestone wastes in this case).

2.4.2. Characteristics of the Fine-grained and Coarse-grained Materials

The chemical and mineralogical composition of the fine-grained phosphate limestone wastes was presented by Hakkou et al. (2009). Table 2.1 summarizes chemical analysis results that show high contents of CaO (43.0 wt%), P₂O₅ (16.9 wt%), SiO₂ (11.6 wt%), MgO (3.23 wt%), C (5.20 wt%), and potential contaminants, such as F (1.73 wt%), Cr (137 ppm), and Zn (195 ppm). However, Hakkou et al. (2009) showed through kinetic tests that there is no significant contaminant generation from the phosphate limestone wastes. The chemical analysis (Table 2.1) confirms the mineral composition presented previously by Hakkou et al. (2009) with four main phases: calcite (25-45%), fluorapatite (25-45%), dolomite (20-30%), and quartz (3-10%).

Table 2.1 Chemical composition of the phosphate limestone wastes.

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	F	S	C			
<i>Major elements (wt%)</i>														
11.6	0.89	0.38	43.0	3.28	0.46	0.12	0.07	16.9	1.73	0.30	5.20			
As	Ba	Be	Cd	Cl	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sr	U	V	Y	Zn
<i>Trace elements (ppm)</i>														
8	79.2	0.82	33	108	137	31.8	31.8	34	13	769	88	56	97.8	195

According to Hakkou et al. (2008a), the coarse-grained Kettara tailings contains between 1.6 and 3.7 wt% total sulfur. Iron, associated with pyrrhotite, pyrite, and iron oxides, is found in large quantities (17.4–22 wt%) than other metals. Significant concentrations of Cu (1,110-2,660 ppm) were also detected, along with lower

amounts of Zn (240-500 ppm), Cr (240-330 ppm), Pb (10-80 ppm), Co (30-70 ppm), As (0-70 ppm), Cd (30 ppm), and Ni (40-90 ppm).

The main physical characteristics of the fine- and coarse-grained materials are given in Table 2.2. The specific gravity (G_s) and the percentage of fines ($< 80 \mu\text{m}$) of the phosphate limestone wastes were respectively estimated at 2.85 and 55%. The liquid limit is less than 50% and the plasticity index was estimated to be 0.8. According to the United Soil Classification System (USCS), the material is a non-plastic sandy silt (e.g., McCarthy 2007). The k_{sat} value at a porosity (n) of 0.43 is 5.7×10^{-6} cm/s. The G_s value of the Kettara coarse-grained tailings is 2.90 while the k_{sat} value, estimated with the modified Kozeny-Carman equation, is 1 cm/s (Mbonimpa et al. 2002). The main hydraulic properties for this material, classified as poorly graded gravel with sand, were mainly obtained from predictive models.

Table 2.2 Basic properties of the fine-grained and coarse-grained materials.

Parameter	Phosphate limestone wastes	Kettara coarse tailings
Specific Gravity	2.85	2.90
D_{60} [mm]	7.71×10^{-02}	9.86
D_{30} [mm]	9.09×10^{-03}	5.70
D_{10} [mm]	9.73×10^{-04}	2.84
Coefficient of uniformity	79.24	3.47
Coefficient of curvature	1.10	1.16
Fines content ($< 80 \mu\text{m}$) (%)	55	1
w_L (%)	26.4	-
w_p (%)	25.6	-
PI (%)	0.8	-
Classification (USCS)	Sandy silt	Poorly graded gravel with sand

Fig. 2.3a shows the experimental drying WRC of the phosphate limestone wastes fitted with the van Genuchten equation (1980; see the parameters of the fitted equation in Fig. 2.3a) and the drying WRC of the Kettara coarse tailings³. The latter was predicted from basic geotechnical properties (Table 2.2), such as effective grain

³ Les valeurs expérimentales de la CRE et de la k_{sat} des rejets de concentrateur grossiers sont présentées dans le chapitre 3 (§3.4.1).

size diameters (D_{10} , D_{60}) and the coefficient of uniformity (C_U), at a porosity (n) of 0.33.

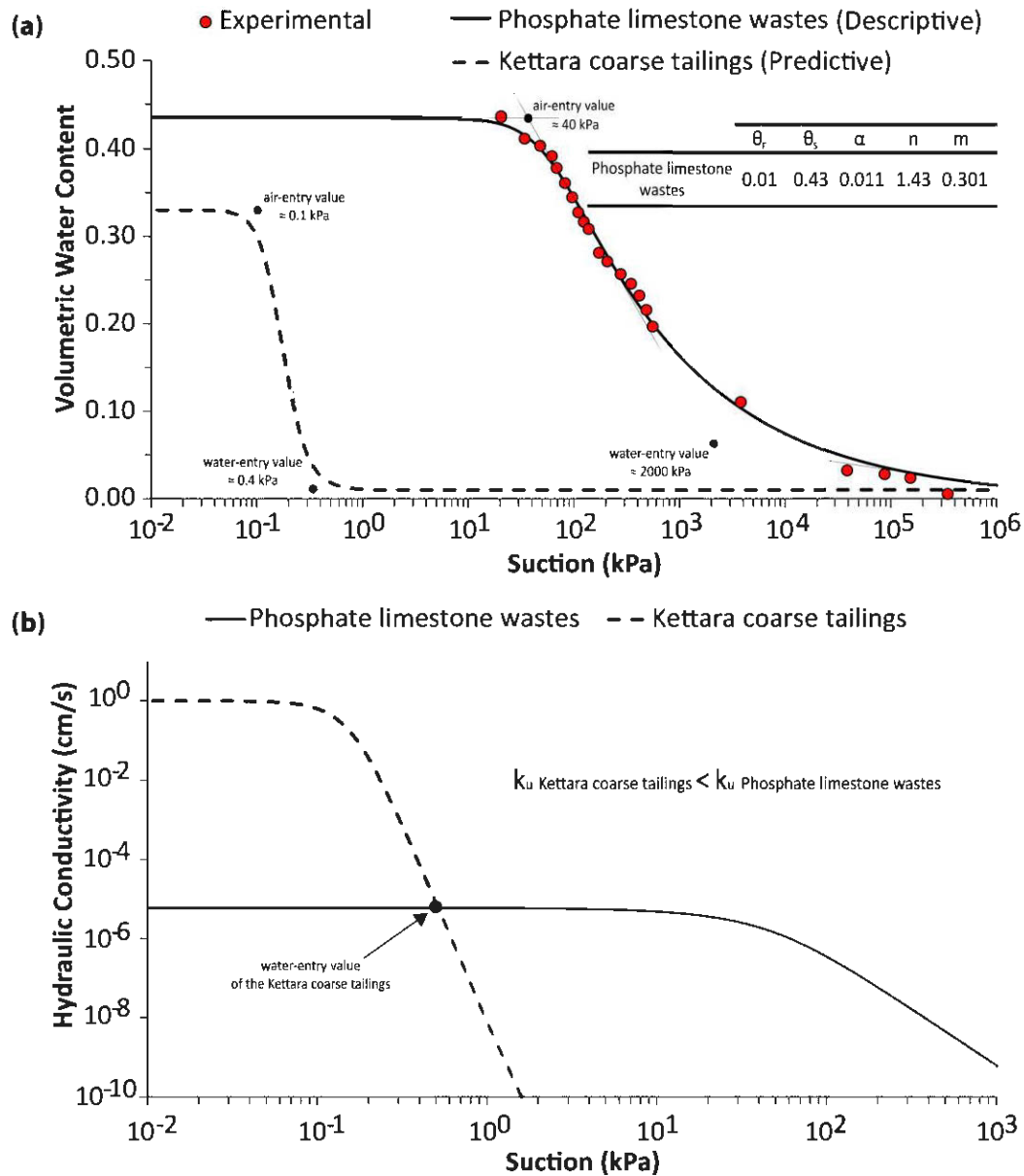


Figure 2.3 WRCs (a) and permeability functions (b) of the fine- and coarse-grained materials.

The permeability function that represents the relationships between the hydraulic conductivity and matric suction was obtained from the WRC and the k_{sat} values using the van Genuchten–Mualem model (Van Genuchten 1980). Fig. 2.3b shows the permeability functions of the fine-grained and coarse-grained materials. As is normal in SR cover design (e.g., O’Kane et al. 2000; Wels et al. 2002; Scanlon et al. 2005; Williams et al. 2006; Zhan et al. 2006), the hysteresis effects of the water retention curve (e.g., Maqsood et al. 2012) and permeability function were not determined in the laboratory. However, hysteresis effects will be discussed further in the paper, using field data⁴.

The unsaturated properties of the two tested materials (Fig. 2.3) show the contrast in hydraulic properties that is required to create capillary barrier effects. More specifically, the air entry value (pressure at which the material starts to drain - ψ_a) of the fine-grained phosphate limestone wastes is approximately 40 kPa ($\alpha = 0.011 \text{ kPa}^{-1}$) while the air-entry value of the coarse-grained Kettara tailings is estimated as close to 0.1 kPa. Hence, the water-entry value (ψ_w - pressure at which the water starts to enter) of the coarse-grained material ($\approx 0.4 \text{ kPa}$) is substantially less than the ψ_a value (40 kPa) of the fine-grained material (Fig. 2.3a). These values were evaluated using the usual graphical construction procedure (e.g., Chin et al. 2010). In addition, the hydraulic conductivity of the coarse-grained material (Fig. 2.3b) was less than the hydraulic conductivity of the fine-grained material at suction values close to the ψ_w value. In unsaturated conditions, as long as the water-entry value is not reached, the decrease of the hydraulic conductivity profile should guarantee the presence of capillary barrier effects at the interface between the two materials (Fig. 2.1) and enhance the storage of water in the fine-grained layer during wet periods (e.g., Khire et al. 1999).

⁴ L’influence des effets d’hystérésis est traitée dans le chapitre 3.

2.4.3. Column Design and Instrumentation

Instrumented columns were designed to assess the store-and-release capacity and the effectiveness of the phosphate limestone waste water-retention layer to limit water infiltration into the underlying mine tailings.

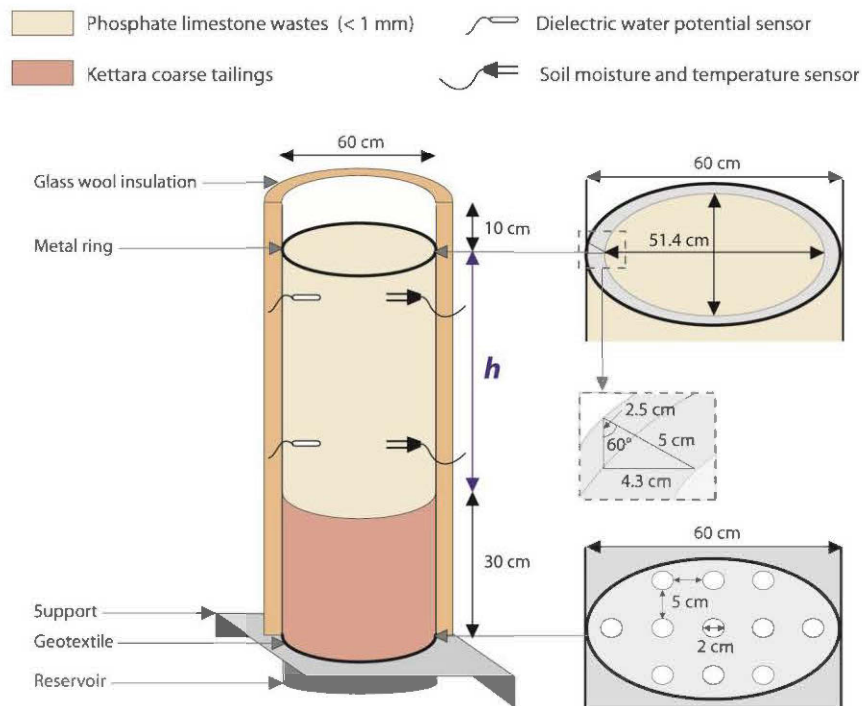


Figure 2.4 Scheme corresponding to the column design and monitoring system.

These columns are large (60 cm diameter) cylindrical containers manufactured from metallic barrels (Fig. 2.4) and were filled with reconstituted material and exposed to field climatic conditions to determine water storage and actual evaporation of the cover system at the local scale. The volume and the quality of the collected leachate can be measured at the cylinder bottom (if there is water percolation). The two columns simulate a SR cover that includes 50 cm (column 1) and 100 cm (column 2) thick layers of phosphate limestone wastes, respectively. The phosphate limestone

wastes were homogenized and compacted in successive layers of about 10 cm; 30 cm of Kettara coarse tailings were installed under the phosphate limestone wastes to act as a capillary barrier layer. A metallic ring was installed at the top of each column to avoid circumferential preferential flow (Fig. 2.4). All columns were protected by internal anti-corrosive paint and external glass wool insulation. Circular holes were drilled at the bottom of the columns to collect the eventual leachate.

The performance of the SR cover and the evaporation assessment were studied by monitoring different parameters of the water balance equation:

$$E = P + Irr - R_0 - P_r - \Delta S \quad (2.2)$$

Actual evaporation (E) is indirectly estimated by subtracting runoff (R_0 nil in a column experiment), percolation (P_r), change in the water storage (ΔS) from precipitation (P), and irrigation (Irr). Climatic data, such as rainfall, solar radiation, relative humidity, and wind speed and direction were obtained from meteorological stations near Marrakech (Fig. 2.2). Changes in ΔS were monitored using soil moisture ECH₂O sensors (EC-TM) and, indirectly, by suction sensors (MPS-1). It is important to recall that this approach to estimate ΔS has a non-negligible margin of errors (for more information, see Khire et al. 1999 and Benson et al. 2001).

The moisture sensors measure the volumetric water content of the soil by measuring its dielectric permittivity while the MPS-1 sensor measures the dielectric permittivity of porous ceramic disks that can be related to the suction into the surrounding soils (Decagon 2007, 2009). EC-TM sensors (which also measure soil temperature) were installed beside the suction sensors (MPS-1) in the center of each column (Fig. 2.4). Hence, readings of volumetric water contents (θ) can be related to measurements of matric suction (ψ) and *in situ* WRCs can be derived from these values. For the first column, sensors were installed at 10 and 40 cm depth and for the second column at 25 and 75 cm depth (Fig. 2.4). A polynomial material-specific calibration curve was determined to obtain more precise volumetric water content measurements (see Bossé

2014 for more details)⁵; the calibration curve can be applied to all soil moisture sensors. The annual soil temperature was not considered in the calibration process. According to Kizito et al. (2008), for a temperature change of 10°C, measurements of volumetric water contents are affected by approximately 0.02 (cm³/cm³). Hence, temperature effects are not negligible and could influence measured time-trends. The suction sensors (MPS-1) measure the matric suction between 10 and 500 kPa without user maintenance, and a material-specific calibration curve (Decagon 2009). Malazian et al. (2011) have shown a maximum difference of 10 kPa between measurements with calibrated MPS-1 sensors and tensiometers, for suction values between 10 and 60 kPa. In addition, measurements during the present study suggest that measurements are less reliable for suctions values higher than 200 kPa (see Bossé 2014 for details)⁶. The monitoring period of the columns started in May 2010 and was maintained for a period of one and a half years (until January 2012).

2.5. Results

2.5.1. Climatic Conditions

The climate of the Kettara mine and the monitoring site in Marrakech is semiarid (aridity index⁷: 0.21). Typically, semiarid climates are dominated by wet and dry season succession. The meteorological data of the Agdal station (Fig. 2.2) were considered representative of the column conditions. Fig. 2.5a shows average daily air temperatures measured at the Agdal meteorological station. For the studied period, the lowest average daily air temperature (5.9°C) occurred in February (2011) and the highest (35.5°C) in August (2010). The average annual air temperature (2011) was about 18.5°C. Fig. 2.5b and c respectively present daily potential evapotranspiration

⁵ Voir annexe B.

⁶ Voir chapitre 3 (§3.6.2).

⁷ Aridity index = P/PET.

(PET) assessed from climatic data of the Agdal meteorological station (solar radiation, relative humidity, temperature, and wind speed) using the Penman-Monteith method⁸ (Allen et al. 1998) and average daily rainfalls. During the monitoring period, the cumulative rainfall and the PET were respectively evaluated at 334 mm and 2,178 mm. The largest rainfall occurs normally from the end of fall to spring when temperatures are at their lowest (Fig. 2.5). With 10% of the total annual precipitation, June, July and August are the driest months; low rainfall, warm temperatures, and high potential evapotranspiration characterize this dry season.

⁸ Voir Annexe C.

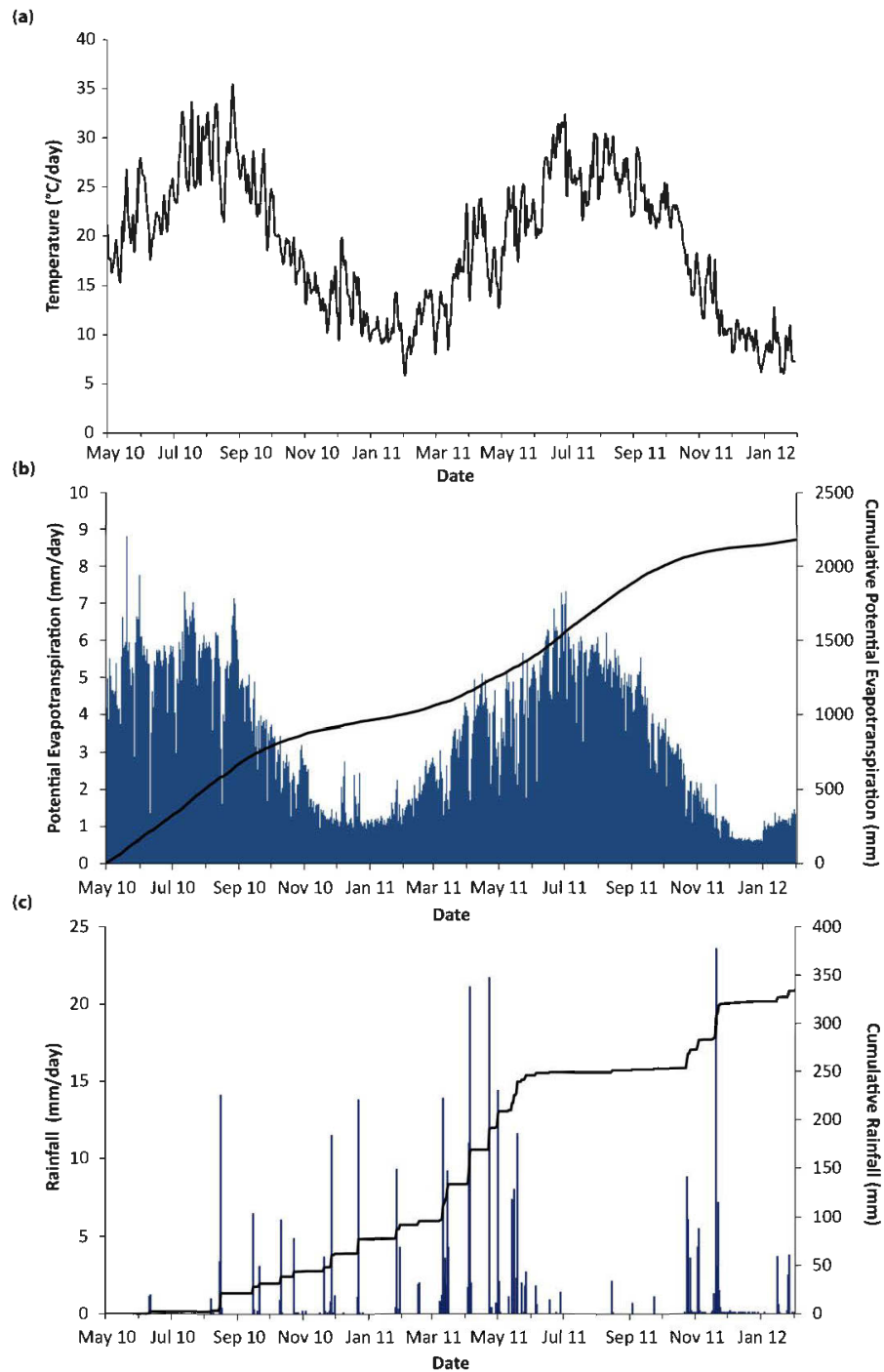


Figure 2.5 Average daily air temperatures (a), potential evapotranspiration (b), and rainfall (c), between May 2010 and Jan. 2012.

2.5.2. Volumetric Water Contents and Suction Measurements

Volumetric water content and suction time-series were measured within the fine-grained material (phosphate limestone wastes) at depths of 10 and 40 cm for the first column (Figs. 2.6a and 2.7a) and 25 and 75 cm for the second column (Figs. 2.6b and 2.7b); the average daily rainfall is also presented in these figures. The volumetric water content peaks, initially and at the end of the test, are due to simulated extreme events that will be discussed later.

After the initial peak, soil moisture sensors indicated a preliminary decrease of volumetric water contents in the soil profile due to the release of water through evaporation. The volumetric water content measurements decreased from approximately 0.30 to 0.07 at the top of both columns during the dry seasons (from June to September 2010 and 2011). Many fluctuations, corresponding to a succession of wetting and drying cycles, were observed during the testing period with greater magnitudes during the wet seasons. Between November 2010 and June 2011, the volumetric water content (measured at 10 cm) fluctuated significantly. The rate and fluctuation magnitude of volumetric water contents were more pronounced at 10 cm than at the 40 cm depth. Indeed, at 40 cm, a gradual increase of the volumetric water content to values less than 0.17 is observed from March (2011) to July (2011), followed by a gradual decrease. For the second column, a gradual increase in volumetric water content occurred at the 25 cm depth between March and June (2011), with a maximum volumetric water content of approximately 0.17. A final increase was detected between November 2011 and the end of the monitoring period due to the second wet season. At a depth of 75 cm, the last simulated extreme event was not detected, as volumetric water contents stayed close to the residual water content (0.05) of the fine-grained material for the entire testing period.

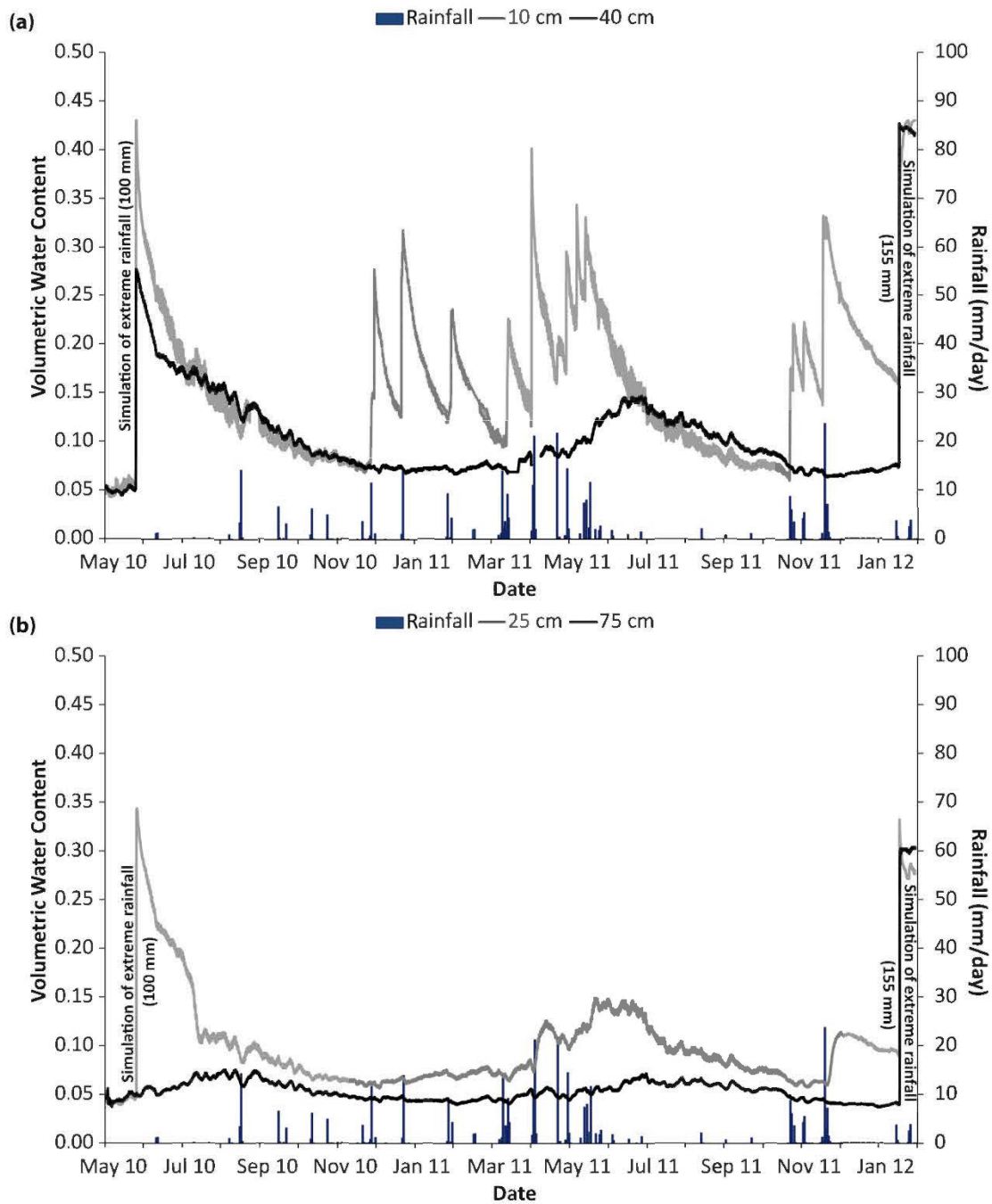


Figure 2.6 Time-trends of volumetric water content at depths of 10 and 40 cm (a), and 25 and 75 cm (b), between May 2010 and January 2012.

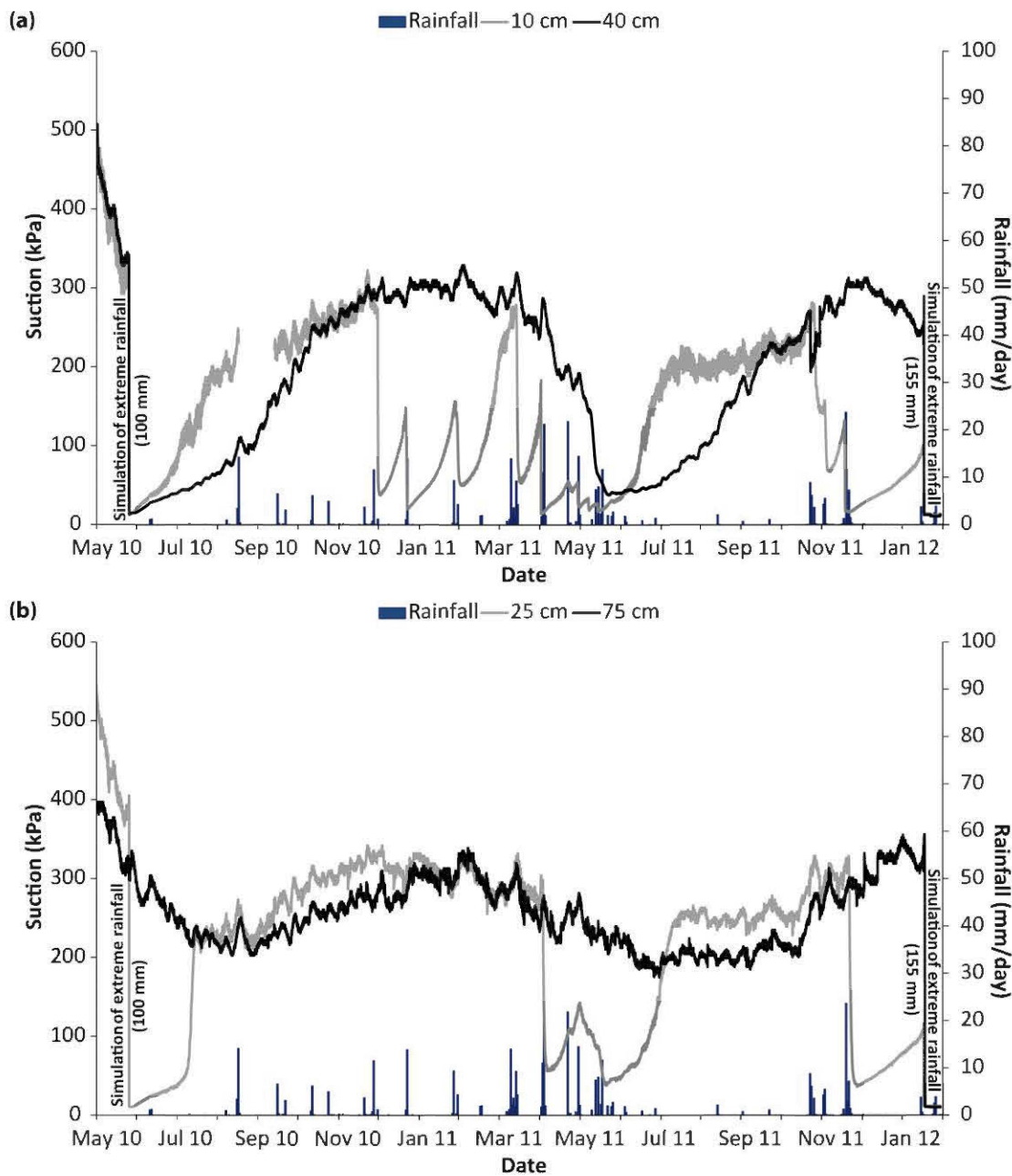


Figure 2.7 Time-trends of matric suction at depths of 10 and 40 cm (a), and 25 and 75 cm (b), between May 2010 and January 2012.

Fig. 2.7a and b show matric suction measurements for columns 1 and 2, respectively. The suction sensors indicate a preliminary increase of the suction in the soil profile due to the release of water by evaporation. Thus, for the first column and after the initial wetting, the suction increases during the dry seasons for both depths (10 and 40 cm). After a dry season, final suctions are higher than 200 kPa. In the case of the 10 cm suction sensor, many fluctuations were observed, particularly during the wet season. As seen for the volumetric water contents, the suction value and fluctuation magnitudes were greater at 10 cm than at 40 cm. The matric suction measurements of the top sensor varied between 50 and >200 kPa over a relatively short period of time. At 40 cm, a gradual suction decrease (typically from <200 to 50 kPa) was observed from April 2011 to June 2011, followed by a gradual increase. For the second column, the two sensors located at 25 and 75 cm depths exhibited a similar behavior, except during wet seasons when the 25 cm sensor fluctuated, but the 75 cm sensor did not. The 75 cm sensor seemed to have a cyclic behavior between wet and dry seasons with suction values >200 kPa (which is the upper limit of precision for the sensor MPS-1).

To summarize the hydrogeological behavior of the two tested columns, volumetric water content and suction time-series showed a seasonal pattern of water storage and water release to the atmosphere by evaporation. After each dry season, the volumetric water content decreased to values between 0.05 and 0.10, while the volumetric water content (θ) after the wet season increased to values close to full saturation (0.40) near the surface (10 cm). Deeper, θ values were more constant with a maximum θ usually less than 0.17. The suction measurements were relatively well correlated to the volumetric water content with minimum ψ values measured close to the surface (10 cm), where the highest θ values were observed. Moreover, the highest ψ values (>200 kPa) were measured when the θ measurements were close to the residual value (observed during dry seasons). The suction gradient was clearly upward during the dry seasons with a greater suction close to the surface.

2.5.3. Water Balance and Actual Evaporation Assessment

The store-and-release capacity for the two columns was estimated using the water balance equation (equation 2.2) and the actual evaporation was calculated, as discussed above. The water storage in the phosphate limestone wastes was calculated by integrating the volumetric water content profiles during the monitoring period (e.g., Stormont and Morris 1998; Benson et al. 2001; Wels et al. 2002; Albright et al. 2004; McGuire 2009; Waugh et al. 2008). Fig. 2.8a and b show the daily water storage time-series for the columns, which included 50 and 100 cm of phosphate limestone wastes, respectively. These time-series correlate with the average daily rainfall; the water storage decreases during dry season and shows several fluctuations during the wet season. For the tested monitoring period, excluding the two simulated extreme events (discussed later), both covers show water storage between 5 and 36 mm/day (Fig. 2.8a, b). The maximum value of the daily water storage was 36 mm/day and occurred in May 2011. In addition, more significant variations and usually higher water storage values (for a given date) were observed for the 50 cm thick cover.

The other components of the water balance equation allowed assessment of the actual evaporation for the two columns. The top surface of the bare material was flat and, except for the last extreme event simulation, no leachate was collected. Hence, runoff and drainage can be neglected (equation 2.2). Table 2.3 shows the monthly water balance during 2011, while Fig. 2.8a and b summarize the daily water balance data for each column. The two figures show a similar trend for the two columns with a rate of evaporation comparable to the rate of rainfall. Depending on the climatic conditions and more particularly on the rainfall distribution, specific periods can be identified. After the initial extreme event of 100 mm (end of May 2010), a rapid evaporation event is observed during the first summer. Then the evaporation rate decreases due to rainfall during the wet season. Significant rainfall events induce an

increase in cumulative rainfall and water storage between March and May 2011, just before the second dry season. Finally, cumulative rainfall increases again in November 2011, while the evaporation rate decreases.

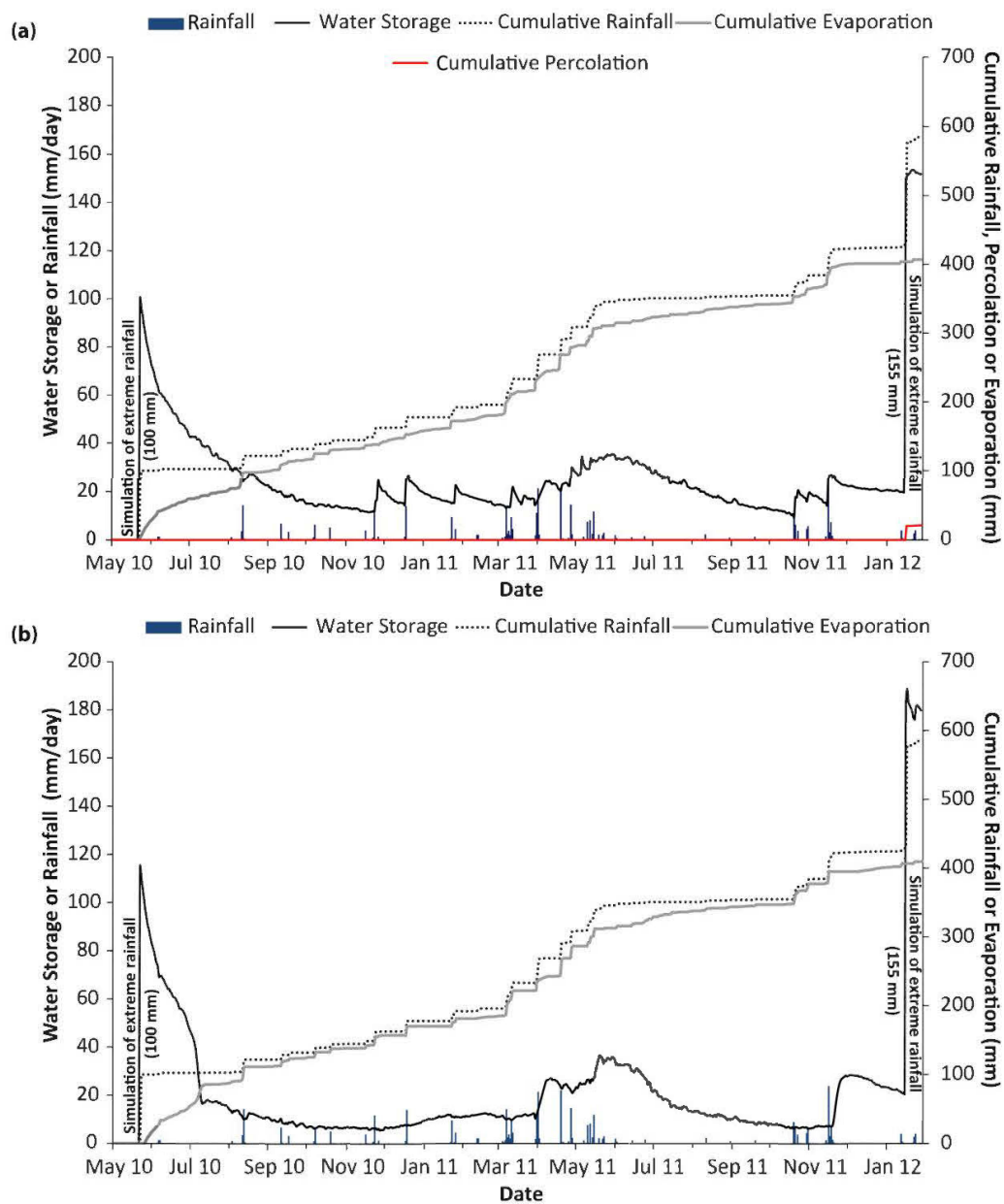


Figure 2.8 Daily water balances for the columns with 50 (a) and 100 (b) cm of phosphate limestone wastes.

Table 2.3 Monthly water balance (in mm) for columns containing 50 and 100 cm of phosphate limestone waste rock.

Month						Column 1 (50 cm)				Column 2 (100 cm)			
	<i>P</i>	<i>PET</i>	<i>Irr</i>	<i>R_o</i>	<i>Net I</i>	<i>P_r</i>	ΔS	<i>E</i>	<i>S</i>	<i>P_r</i>	ΔS	<i>E</i>	<i>S</i>
Jan-11	14.3	40.1	0	0	14.3	0	0.30	14.0	22.5	0	2.70	11.6	11.1
Feb-11	3.90	56.3	0	0	3.90	0	-7.70	11.6	14.8	0	0.50	3.40	11.7
Mar-11	37.3	87.2	0	0	37.3	0	2.30	35.0	17.1	0	0.30	37.0	12.0
Apr-11	59.0	114.4	0	0	59.0	0	5.30	53.7	22.4	0	11.0	48.0	23.0
May-11	53.7	123.6	0	0	53.7	0	12.6	41.1	35.0	0	12.3	41.4	35.3
Jun-11	4.80	165.0	0	0	4.80	0	-5.70	10.5	29.3	0	-10.7	15.5	24.5
Jul-11	0.00	173.7	0	0	0.00	0	-5.80	5.8	23.5	0	-10.2	10.2	14.4
Aug-11	2.20	159.3	0	0	2.20	0	-7.40	9.6	16.1	0	-4.30	6.50	10.0
Sep-11	1.80	119.9	0	0	1.80	0	-2.60	4.4	13.4	0	-1.60	3.40	8.40
Oct-11	19.1	80.2	0	0	19.1	0	4.60	14.5	18	0	-1.50	20.6	6.90
Nov-11	48.4	41.8	0	0	48.4	0	5.10	43.3	23.1	0	19.9	28.5	26.8
Dec-11	2.00	20.5	0	0	2.00	0	-0.20	2.20	22.9	0	-3.40	5.40	23.4
2011	246.5	1182	0	0	246.5	0	0.8	245.7	258.1	0	15	231.5	207.5

P precipitation, *PET* potential evapotranspiration, *Irr* irrigation, *R_o* runoff, *Net I* net infiltration, *P_r* percolation, ΔS water storage change, *E* actual evaporation, *S* water storage at end of the month.

As shown in Table 2.3, the physical process of evaporation occurs mainly during the spring and at the beginning of the summer seasons. For example, if we exclude the influence of the extreme simulated precipitation events, the most important rate of evaporation (between 45 and 55 mm) happens during April. From June to September 2011, with low total rainfall (8.8 mm), high potential evapotranspiration (741.5 mm), and significant water storage (84.2 mm for the 50 cm thick cover and 57.3 mm for the 100 cm thick cover), the actual evaporation from the fine-grained material is lower than 15% of the total annual rainfall (29.2 mm for the 50 cm thick cover and 35.7 mm for 100 cm thick cover). For the two columns, net infiltration is estimated at approximately 246.5 mm and the actual evaporation is estimated at 245.7 and 231.5 mm, respectively, for the 50 and 100 cm cover (Table 2.3). Hence, in 2011, for columns 1 and 2, 99.7 and 93.9% of the rainfalls were respectively released to the atmosphere by evaporation. For the second column, estimated values could be underestimated due to the location of sensors (25 cm deep), which are relatively far from the effective portion of the SR cover (the first 10 cm) (Benson et al. 2001).

2.6. Discussion

2.6.1. SR Cover Behavior for Extreme Conditions

As discussed previously, two extreme events were simulated by adding a known volume of water over a period of 24 hrs. The behavior of SR covers when exposed to these extreme conditions is important since the designed SR cover must be efficient for both average expected values and extreme events (i.e. extreme precipitation in this case). Extreme events are usually based on return periods with a small occurrence probability (e.g., Zhan et al. 2001). The first event simulated a precipitation of 100 mm in 24 hours; the event was simulated at the start of the test period at the end of May 2010 (Fig. 2.9a). The second event of about 155 mm of rain in 24 hrs was simulated at the end of the monitoring period (Jan. 2012) (Fig. 2.9b). These extreme events were selected to represent long-return period rainfall events calculated using normal methods, such as the Hershfield (1965) statistical method and the Gumbel (1958) distribution. Daily rainfall distribution data between 1999 and 2011 at the Saada and Agdal meteorological stations (Fig. 2.2) were used to estimate these events. The Hershfield method (1965) was used to estimate the probable maximum precipitation⁹ (PMP) from measured rainfall, the mean and standard deviation of the series, and a frequency factor between 5 and 20 (Koutsoyiannis 1999). PMP is defined as “theoretically the greatest depth of precipitation for a given duration that is physically possible over a given size storm area at a particular geographical location at a certain time of the year” (WMO 1986). Using maximum daily rainfall values, between 1999 and 2011, and with a frequency factor of 18.5, the 24 hr PMP was estimated at 155 mm. Koutsoyiannis (1999) showed that the PMP estimated by the Hershfield method has a return period of approximately 60,000 years. According to Papalexiou and Koutsoyiannis (2006) a probabilistic approach, such as the Gumbel

⁹ Voir Annexe D.

distribution (1958), is another reasonable method to identify extreme events. For a return period of 60,000 years, the Gumbel distribution suggests a maximum daily rainfall of approximately 80 mm. Knowing that Gumbel distributions usually underestimate maximum daily rainfall (e.g., Koutsoyiannis 1999, 2003), it was decided to use 100 mm as the other value for the tested extreme events.

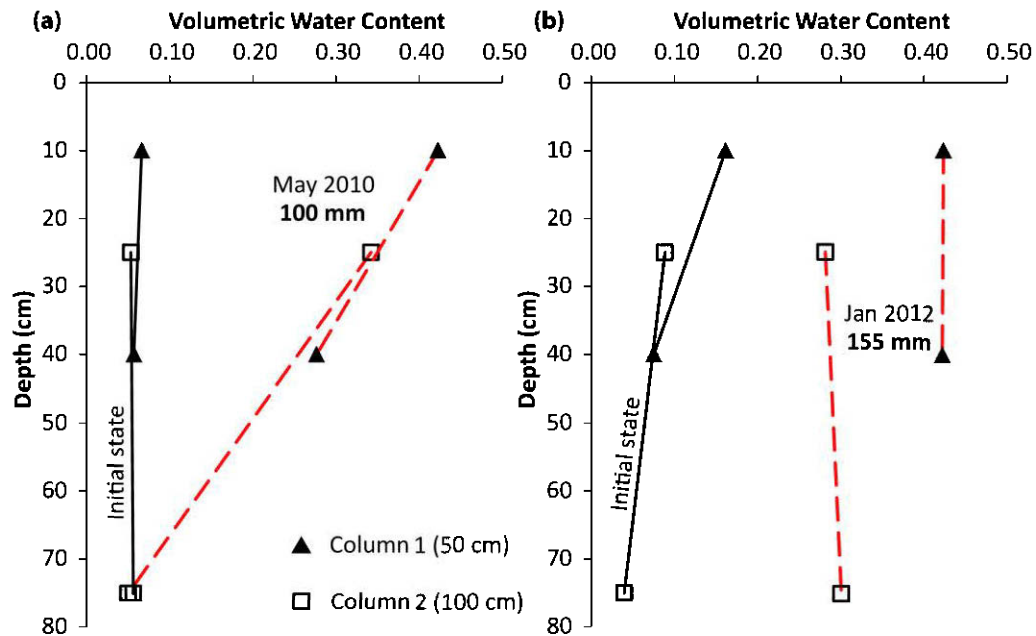


Figure 2.9 Measured volumetric water content profile: (a) extreme event simulation of 100 mm; (b) extreme event simulation of 155 mm.

Fig. 2.9 shows volumetric water content profiles at 10, 25, 40, and 75 cm depths for both columns, before and after the two extreme event simulations. For the 100 mm extreme event (Fig. 2.9a), a gradual increase of the volumetric water content was observed for both columns. For the column with 100 cm of phosphate limestone wastes, the sensor located at the bottom (75 cm) was not affected by the extreme event while the one located at the bottom of the 50 cm column (40 cm) showed an increase of the volumetric water content (from 0.05 to 0.28). This means that full saturation (which corresponds to a volumetric water content = porosity (n) = 0.43)

was not reached at 40 or 75 cm. The sensors located at the top of both columns were affected with maximum volumetric water content of 0.43 (at 10 cm), and 0.34 (at 25 cm), for the 50 cm and 100 cm columns, respectively. It is important to note that the first extreme event was tested with initially dry conditions.

The hydrogeological behavior of both covers is different when columns were exposed to the 155 mm extreme rainfall event simulation (Fig. 2.9b); the initial volumetric water content profile of the columns was different than in the first test, with values close to the residual value (instead of being dry). For the 50 cm thick cover, the volumetric water content at both the 10 and 40 cm depths reached the saturation value of 0.43. This means that the cover was saturated, which explains the percolation measured (20 mm) at the bottom of the column (Fig. 2.8a). When the cover becomes saturated, the capillary barrier effects at the interface between the coarse-grained and the fine-grained layers disappear, which allows downward water flow (Morel-Seytoux 1992). The 100 cm thick cover did not show the same behavior, with volumetric water content values lower than the saturation value (0.43). Indeed, the maximum volumetric water content was approximately 0.30 at both the 25 and 75 cm depths. No percolation was measured at the bottom of the 100 cm column due to the presence of the capillary barrier effects at the interface.

It is worth mentioning that the collected leachate at the bottom of column 1 had a pH of 3.46, an Eh of 238 mV, and an electrical conductivity of 2.20 mS/cm. These values are typical of ARD. Hence, in the case of an extreme event of 155 mm, a SR cover of 50 cm made of phosphate limestone wastes over the Kettara coarse tailings did not provide control of ARD.

2.6.2. Comparison between Measurements and the WRC

Simultaneous measurements of volumetric water content (θ) and suction (ψ) at 10, 25, and 40 cm depths (Figs. 2.6, 2.7) were compared to the laboratory water retention

curve of the phosphate limestone wastes, obtained during the drainage of a fully saturated material (designated as the main drying curve: MDC) (Fig. 2.3a). For suction values less than 200 kPa (values for which the MPS-1 sensor is reliable), Fig. 2.10 shows that most of the θ - ψ points are below the MDC of the phosphate limestone wastes. Scanning curves typical of hysteresis effects are also observed in Fig. 2.10. These hysteresis effects indicate that the WRC of the tested material is not unique and that the θ - ψ relationship depends on the wetting or drying paths that apply in the field (Haines 1930; Miller and Miller 1956; Poulouvassilis 1962; Haverkamp et al. 2002; Davis et al. 2009; Mualem and Beriozkin 2009). The observed scanning curves appeared mainly in the wet seasons, at the 10 cm depth, after rainfalls of more than 20 mm in 24 hrs (e.g., April and November 2011; Fig. 2.5c).

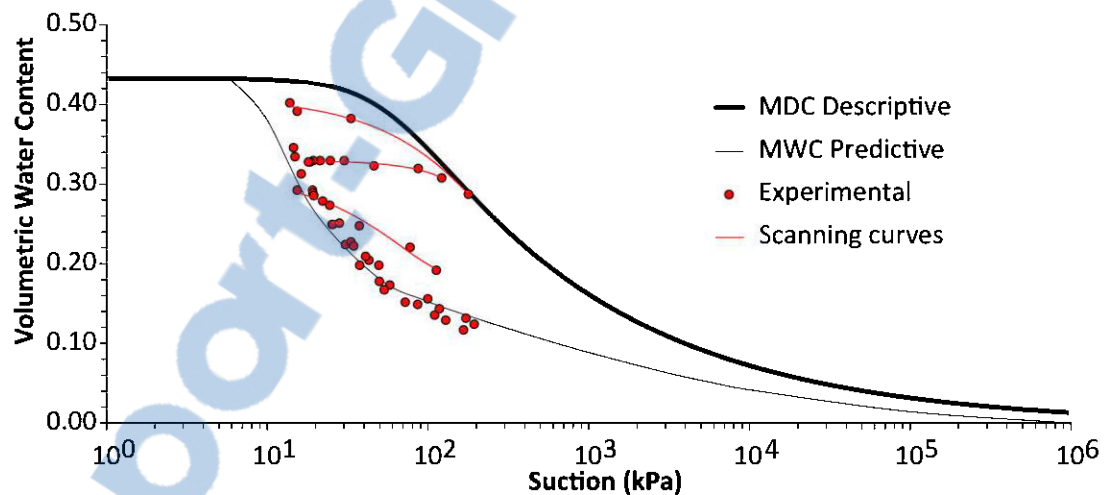


Figure 2.10 Hysteresis effects of the water retention curve.

Our measurements were compared with the predicted main wetting curve (MWC) given by the first wetting cycle of a dry material using the modified Kovács model with hysteresis effects (MK_h) (Maqsood et al. 2012). This model was recently proposed to predict hysteresis effects of water retention curves for granular materials (non-cohesive, low plasticity). The MWC is predicted from basic geotechnical

properties such as effective grain size diameters (D_{10} , D_{60}), the coefficient of uniformity (C_U), the void ratio ($e = n/(1 - n)$), and the contact angle during the wetting process (β_w). Fig. 2.10 presents the MWC of the phosphate limestone wastes (Table 2.2), at a porosity (n) of 0.43 and a contact angle of 70° (to get the best fit to experimental data).

To summarize, Fig. 2.10 shows the MDC and the MWC of the fine-grained phosphate limestone wastes with some selected field data. All measurements are located between the MWC and MDC (usually closer to the MWC) confirming that hysteresis effects are present in the phosphate limestone wastes in the field. This observation is important and means that, especially under semiarid climate conditions, using only the MDC to predict the hydrogeological behavior of the SR cover made of phosphate limestone wastes would not be appropriate and could lead to unrealistic predictions of the soil water storage capacity and, consequently, to an inappropriate cover design.

2.6.3. Other Remarks

These tests, which were performed in a semiarid climate, showed that rainfall was successfully stored in the phosphate limestone wastes and later released to the atmosphere by the two tested SR covers. However, column tests are limited. For example, Benson et al. (2007) and Smesrud et al. (2012) showed that hydrogeological soil properties of SR covers can change over time. This aspect must be investigated further with the tested materials.

Another important factor that could affect SR cover performance is site geometry, since the inclination of a cover system can affect the capacity of the system to control percolation. The infiltration water accumulates above the tilt interface until the suction approaches the water-entry value (or water-entry pressure) of the coarse-grained material (Steenhuis et al. 1991). At this particular location (called the down

dip limit by Ross 1990), where the pressure at the interface is greater than the water-entry value of the coarse-grained material, water can move downward into the Kettara tailings, and the cover can no longer control ARD generation effectively. If the SR cover technology is applied on the Kettara site, it will be important to validate that the system would also be effective on the side slopes of the site (e.g., Zhan et al. 2001, 2006).

Finally, a vegetative cover is usually implemented on a SR cover to increase water removal by the biophysical process of transpiration and to control erosion phenomena (e.g., Rock et al. 2012; Smesrud et al. 2012). This influence of vegetative cover must also be integrated into the final design of the cover system.

2.7. Conclusions

The assessment of phosphate limestone wastes as a component of SR covers with capillary barrier effects was investigated; in this study, coarse tailings from an existing abandoned mine site located in Morocco (the Kettara site) was used as the capillary break layer. Two SR covers of 50 and 100 cm of fine-grained phosphate limestone wastes were tested over the capillary break layer in instrumented columns to evaluate the store-and-release capacity and the effectiveness of the water-retention layer to control water percolation. The main observations of this study were:

- Under natural climatic conditions, sensors at depths of 10, 25, and 40 cm were affected by rainfall but no water percolation was collected. In addition, after each dry season, the volumetric water content profile of the fine-grained material returned close to the residual water content. For both SR covers tested, the fine-grained material overlying the coarse-grained material successfully stored and released meteoric waters.
- Sensors at depths of 10, 25, 40, and 75 cm were affected by simulated extreme precipitation events. Additionally, capillary barrier effects broke

down at the interface between the coarse- and fine-grained layers after the 155 mm/day rainfall in the column that contained only 50 cm of phosphate limestone wastes, and ARD water percolated through the cover system. For the column that contained 100 cm of phosphate limestone wastes, no water percolation was observed after either the 100 mm/day or the 155 mm/day simulated event.

- Hysteresis effects were observed in the water retention curve of the phosphate limestone wastes in the field.

This study suggests that a suitable thickness of the store-and-release layer is between 50 and 100 cm. This preliminary investigation for the reclamation of the Kettara mine site suggests that nearby phosphate limestone wastes have the appropriate properties to become part of an efficient SR cover to control ARD generation. Nevertheless, some further work is required to refine the design thickness of the store-and-release layer and system inclination. Other tests at a pilot scale directly on the Kettara tailings storage area are recommended before constructing the full scale SR cover (e.g., Benson et al. 2001; Wels et al. 2002; Albright et al. 2004; Nyhan et al. 2005; Scanlon et al. 2005; Bussière et al. 2007; Waugh et al. 2008). Finally, a comparison between transient hydrogeological behavior of the tested SR cover systems and numerical prediction is the next logical step. Integrating the hysteresis effects of the phosphate limestone wastes into the numerical modeling in parallel with the soil/atmosphere interactions is recommended to assess the likely long-term performance of the covers.

Acknowledgments

Financial support for this study was provided through the International Research Chairs Initiative, a program funded by the International Development Research Centre (IDRC) and the Canada Research Chairs Program. Phosphate limestone wastes were kindly made available by the OCP group (Office Chérifien des

Phosphates) and meteorological data were provided by the International Joint Laboratory LMI TREMA and SUDMED project involving the collaboration of CESBIO (Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère, France) the Cadi Ayyad University (Morocco), the Agriculture Office (Office de Mise en Valeur Agricole), and IRD (Institut de Recherche pour le Développement, France). Finally, the authors thank the anonymous reviewers for their constructive comments.

References

- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., Nicholson, R.V., 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Can. Geotech. J.* 28, 446-451.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B.F., Rock, S.A., 2004. Field water balance of landfill final covers. *J. Environ. Qual.* 33(6), 2317-2332.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Waugh, W.J., 2010. Water balance covers for waste containment. *Principles and Practice*, ASCE Press, Reston, VA, USA.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*. <http://www.kimberly.uidaho.edu/ref-et/fao56.pdf>.
- ASTM, 2002. D 5856-95: Standard test methods for measurement of hydraulic conductivity porous materials using a rigid-wall, compaction-mold permeameter. *Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.08*.
- ASTM, 2008. D 6836-02: Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge. *Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.08*.

- ASTM, 2009. D 6913-04: Standard test methods for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis. Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.09.
- ASTM, 2010. D 4318-10: Standard test methods for liquid limit, plastic limit, and plasticity index soils. Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.08.
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S.A., Bussière, B., Molson, J., Chapuis, R.P., 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Can. Geotech. J.* 46, 1146-1164.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., 2003. A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Can. Geotech. J.* 40, 1104-1122.
- Barnswell, K.D., Dwyer, D.F., 2011. Assessing the performance of evapotranspiration covers for municipal solid waste landfills in Northwestern Ohio. *J. Env. Eng. ASCE* 137(4), 301-305.
- Benson, C.H., Abichou, T., Albright, W.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., 2001. Field evaluation of alternative earthen final covers. *Int. J. Phytorem.* 3, 1–21.
- Benson, C.H., Albright, W.H., Roesler, A.C., Abichou, T., 2002. Evaluation of final cover performance: field data from the alternative cover assessment program (ACAP). *Proc, WM '02 Conf, Tucson, AZ, USA.*
- Benson, C.H., Sawangsuriya, B., Trzebiatowski, B., Albright, W.H., 2007. Post-construction changes in the hydraulic properties of water balance cover soils. *J. Geotech. Geoenv. Eng.* 133(4), 349-359.
- Bossé, B. 2014. Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. Ph.D. Diss., UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R., 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* 40(3), 512-535.

- Bussière B, Aubertin M, Mbonimpa M, Molson JW, Chapuis RP (2007) Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Can Geotech J* 44:245-265
- Chin, K.B., Leong, E.C., Rahardjo, H., 2010. A simplified method to estimate the soil-water characteristic curve. *Can. Geotech. J.* 47, 1382-1400.
- Cooper, J., Lombardi, R., Boardman, D., Carliell-Marquet, C., 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resour. Conser. and Recyc.* 57, 78-86.
- Daniel, D.E., Koerner, R.M., 2007. Waste containment facilities: guidance for construction quality assurance and construction quality control of line and cover system. 2nd edit, ASCE Press, Reston, VA, USA.
- Davis, D.D., Horton, R., Heitman, J.L., Ren, T.S., 2009. Wettability and hysteresis effects on water sorption in relatively dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1947-1951.
- Decagon, 2007. ECH2O-TE/EC-TM water content, EC and temperature sensors. Operator's manual, Decagon Devices Inc, Pullman WA, USA.
- Decagon, 2009. Dielectric water potential sensor. Operator's manual, version 3, Decagon Devices Inc, Pullman WA, USA.
- Dwyer, S.F., 2003. Water balance measurements and computer simulations of landfill covers. PhD Diss, Univ of New Mexico, Albuquerque, NM, USA.
- El Khalil, H., El Hamiani, O., Bitton, G., Ouazzani, N., Bourlarbah, A., 2008. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: Monitoring metal content and toxicity of soil runoff and groundwater. *Env. Monit. Assess.* 136, 147-160.
- EPA, 2011. Fact sheet on evapotranspiration cover systems for waste containment. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
<http://www.epa.gov/tio/download/remed/epa542f11001.pdf>.

- EPA, 2012. Evapotranspiration covers. Technology innovation and field services division. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA. <http://www.clu-in.org/products/evap/>.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H. 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons, NYC, NY, USA.
- Gee, G.W., Benson, C.H., Albright, W.H., 2006. Comment on “evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA”. *Vadose Zone J.* 5, 809-812.
- Greenspan, L., 1977. Humidity fixed points of binary saturated aqueous solutions. *J. Res. Nat. Bur. Stan.* 81A(1), 89-96.
- Gumbel, E.J., 1958. *Statistics of Extremes*. Columbia Univ. Press, NYC, NY, USA.
- Haines, W.B., 1930. Studies in the physical properties of soil: The hysteresis effect in capillary properties, and the modes of moisture distribution associated therewith. *J. Agri. Sci.* 20, 97-116.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1 environmental characterization. *Mine Water Environ.* 27, 145-159.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2 mine waste geochemical behavior. *Mine Water Environ.* 27, 160-170.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water Environ.* 28(3), 206-218.
- Hauser, V.L., 2008. *Evapotranspiration Covers for Landfills and Waste Sites*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Haverkamp, R., Reggiani, P., Ross, P.J., Parlange, J.Y., 2002. Soil water hysteresis prediction model based on theory and geometric scaling. *Geophys. Monogr.* 129, 213-246.

- Hershfield, D.M., 1965. Method for estimating probable maximum rainfall. *J. of the Am. Waterworks Ass.* 57, 965-972.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.* 125(6), 518-527.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 2000. Capillary barriers: design variables and water balance. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.* 126, 695-708.
- Kizito, F., Campbell, C.S., Campbell, G.S., Cobos, D.R., Teare, B.L., Carter, B., Hopmans, J.W., 2008. Frequency, electrical conductivity and temperature analysis of a low-cost capacitance soil moisture sensor. *J. Hydrol.* 352, 367-378.
- Koutsoyiannis, D., 1999. A probabilistic view of Hershfield's method for estimating probable maximum precipitation. *Water Resour. Res.* 35(4), 1313-1322.
- Koutsoyiannis, D., 2003. On the appropriateness of the Gumbel distribution for modeling extreme rainfall. ESF LESC Exploratory Workshop, Hydro Risk, Italy, <http://itia.ntua.gr/getfile/590/1/documents/2003BolognaXtremrain.pdf>.
- Lghoul, M., Teixidó, T., Pena, J.A., Hakkou, R., Kchikach, A., Guérin, R., Jaffal, M., Zouhri, L., 2012. Electrical and seismic tomography used to image the structure of a tailings pond at the abandoned Kettara mine, Morocco. *Mine Water Environ.* 31(1), 53-61.
- Malazian, A., Hartsough, P., Kamai, T., Campbell, G.S., Cobos, D.R., Hopmans, J.W., 2011. Evaluation of MPS-1 soil water potential sensor. *J. Hydrol.* 402, 126-134.
- Madalinski, K.L., Gratton, D.N., Weisman, R.J., 2003. Evapotranspiration covers: an innovative approach to remediate and close contaminated sites. *Remediation* 14(1), 55-67.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2012. Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotech. Geol. Eng.* 30(5), 1147-1159.

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussière, B., 2002. Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotech. Geol. Eng.* 20, 235-259.
- McCarthy, D.F., 2007. *Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics*. 7th edit, Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.
- McGuire, P., Andraski, B.J., Archibald, R.E., 2009. Case study of a full-scale evapotranspiration cover. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* 135(3), 316-332.
- Merkus, H.G., 2009. *Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality*. Springer Particle Technology Series 17, ISBN: 978-1-4020-9015-8.
- Miller, E.E., Miller, R.D., 1956. Physical theory for capillary flow phenomena. *J. Appl. Phys.* 27, 324-332.
- Morel-Seytoux, H., 1992. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrol Continent* 7(2), 117-128.
- Morris, C.E., Stormont, J.C., 1997. Capillary barriers and subtitle D covers: estimating equivalency. *J. Environ. Eng.* 123(1), 3-10.
- Mualem, Y., Beriozkin, A., 2009. General scaling rules of the hysteretic water retention function based on Mualem's domain theory. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 652-661.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J., 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* 26, 1-18.
- Nyhan, J.W., 2005. Seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone J.* 4, 466-480.
- O'Kane, M., Porterfield, D., Endersby, M., Haug, M.D., 1998. The design and implementation of the field test plots at BHP Iron Ore, Mt Whaleback – a cover system for an arid climate. Preprint 98-70, SME, Littleton, CO, USA.

- O’Kane, M., Porterfield, D., Weir, A., Watkins, L., 2000. Cover system performance in a semi-arid climate on horizontal and slope waste rock surfaces. Proc. International Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD) 2, 1309-1318, Denver, CO, USA, ISBN:0-87335-182-7.
- Papalexioiu, S.M., Koutsoyiannis, D., 2006. A probabilistic approach to the concept of probable maximum precipitation. *Adv. Geosci.* 7, 51-54.
- Poulovassilis, A., 1962. Hysteresis of pore water, an application of concept of independent domains. *Soil Sci.* 93, 405-412.
- Rock, S., Myers, B., Fiedler, L., 2012. Evapotranspiration (ET) Covers. *Inter. J. of Phyto.* 14(S1), 1-25.
- Ross, B., 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resour. Res.* 26(10), 2625-2629.
- Sanaa, D., Zahraoui, M., El Wartiti, M., Jebrak, M., Nahraoui, F.Z., Fadli, D., 2011. Environmental mining and sustainable development. *Present Env. Sustainable Development* 5(2), 17-21.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., Dwyer, S.F. 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern. USA *Vadose Zone J.* 4, 55–71.
- Shackelford, C.D., Chang, C.K., Chiu, T.F., 1994. The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. Proc. 1st International Congr. on Environmental Geotechnology, Edmonton, Canada, ISSMFE/CGS, p 789-793.
- Smesrud, J.K., Benson, C.H., Albright, W.H., Richards, J.H., Wright, S., Israel, T., Goodrich, K., 2012. Alternative cover design in Northern California. *Inter. J. Phyto.* 14(S1), 76-93.
- Steenhuis, T.S., Parlange, J.Y., Kung, K.J.S., 1991. Comment on “the diversion capacity of capillary barriers” by B Ross. *Water Resources Res.* 27, 2155-2156.

- Stormont, J.C., 1997. Incorporating capillary barriers in surface cover systems. Proc. Landfill Capping in the Semi-arid West, Grand Teton National Park, WY, USA, p 39–51.
- Stormont, J.C., Anderson, C., 1999. Capillary barrier effect from underlying coarser layer. *J. Geotech. Geoenv. Eng.* 125(8), 641–648.
- Stormont, J.C., Morris, C.E., 1998. Method to estimate water storage capacity of capillary barriers. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.* 124(4), 297-302.
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.
- Waugh, W.J., Kastens, M.K., Sheader, L.R.L., Benson, C.H., Albright, W.H., Mushovic, P.S., 2008. Monitoring the performance of an alternative landfill cover at the Monticello, Utah, uranium mill tailings disposal site. *Waste Management Conf. Phoenix, AZ, USA*, p 24-28.
- Wels, C., Fortin, S., Loudon, S., 2002. Assessment of store and release cover for Questa tailings facility, New Mexico. Proc. 9th International Conf. on Tailings and Mine Waste, Vail, CO, USA, p 459–468.
- Williams, D.J., Stolberg, D.J., Currey, N.A., 2006. Long-term monitoring of Kidston's « Store/Release » cover system over potentially acid forming waste rock piles. Proc. 7th ICARD, St Louis, MO, USA, p 26-30.
- WMO (World Meteorological Organization), 1986. Manual for estimating of probable maximum precipitation. Operational hydrology report 1, 2nd edit., Publ. 332, World Meteorological Org., Geneva, Switzerland.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, H., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. Proc. SME Annual Mtg., Denver, CO, USA, p 1-9.
- Zhan, G., Schafer, W., Milczarek, M., Myers, K., Giraudo, J., Espell, R., 2006. The evolution of evapotranspiration cover systems at Barrick Goldstrick Mines. 7th ICARD, St Louis, MO, USA, p 2585-2603.

CHAPITRE 3

INFLUENCE OF WATER RETENTION CURVE HYSTERESIS ON THE BEHAVIOR OF A STORE-AND-RELEASE COVER

Lors de l'évaluation de la capacité des rejets calcaires phosphatés en tant que composante d'un recouvrement alternatif SR (chapitre 2), des effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau ont été observés. Afin de mieux comprendre l'importance de ce phénomène sur le comportement hydrogéologique de ce type de recouvrement, des modélisations numériques des essais en colonnes du chapitre 2 ont été réalisées. Les simulations numériques ont comparé le comportement hydrogéologique selon que les prédictions intègrent ou non les effets d'hystérésis, pour des conditions climatiques naturelles et extrêmes.

~ Cet article a été soumis en Septembre 2013 dans la revue Engineering Geology ~

Bruno Bossé^{1,2} • Bruno Bussière¹ •

Abdelkabar Maqsoud¹ • Rachid Hakkou^{2,3} • Mostafa Benzaazoua^{1,2}

¹Research Institute on Mines and the Environment, Univ. du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4, Canada.

²IDRC (Canada) Research Chair in Management and Stabilization of Mining and Industrial Wastes, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

³LCME, Faculté des Sciences et Techniques, Univ. Cadi Ayyad, BP 549, 40000 Marrakech, Morocco.

3.1. Abstract

Non-hysteretic numerical codes are often used to design store-and-release (SR) cover systems. Hysteretic and non-hysteretic predictions were compared using field measurements with instrumented column tests, consisting of SR material with high hysteretic behavior (hysteretic ratio ≈ 11) placed over a capillary break layer. Transient unsaturated water flow was then predicted using a one-dimensional code (HYDRUS-1D) under normal and extreme semiarid climatic conditions over one year. Non-hysteretic simulation based on the main wetting curve of the SR material and hysteretic simulation were validated with the measured data. The compared results showed better agreement between measured and predicted values for non-hysteretic simulation during wet periods, whereas the hysteretic scenario showed better agreement with field measurements during dry periods. Under extreme conditions, the hysteretic scenario overestimated the evaporation rate and underestimated the water percolation rate. The influence of hysteresis effects on the complex transient unsaturated water flow of the tested scenarios and conditions is considered minor.

Keywords Hysteresis effects • Numerical modeling • Phosphate limestone wastes • Soil–atmosphere interactions • Store-and-release cover • Unsaturated flow

3.2. Résumé

Des codes numériques non-hystérétiques sont généralement utilisés lors du design de systèmes de recouvrement alternatif SR. Cette étude vise à comparer des prédictions, hystérétique et non-hystérétique, avec des données expérimentales de terrain obtenues à partir d'essais en colonnes instrumentées comprenant un matériau SR avec un fort comportement hystérétique. L'écoulement de l'eau en régime transitoire, au sein d'un milieu poreux non saturé, a alors été prédit à partir d'un code unidimensionnel (HYDRUS-1D) sous des conditions climatiques semi-arides naturelles et extrêmes, durant un an. Le scénario non-hystérétique, simulé à partir de la courbe principale en mouillage du matériau SR, ainsi que le scénario hystérétique ont été validés à partir des données de terrain. Les résultats de la comparaison ont montré une meilleure corrélation, entre les valeurs mesurées et prédites, pour le scénario non-hystérétique durant les périodes humides. Le scénario hystérétique prédit plus précisément le comportement hydrogéologique du matériau durant les périodes sèches. Sous des conditions extrêmes, le scénario hystérétique a montré une surestimation du taux d'évaporation ainsi qu'une sous-estimation du taux de percolation. Dans ce cas spécifique, le degré d'influence des effets d'hystérésis sur l'écoulement d'eau transitoire est finalement considéré comme faible.

Mots-clés Effets d'hystérésis • Modélisation numérique • Rejets calcaires phosphatés • Interactions sol-atmosphère • Recouvrement alternatif SR • Écoulement en milieu non saturé

3.3. Introduction

Water retention curves (WRCs) are essential inputs for simulating transient unsaturated water flow in engineered cover systems. The WRC function relates the volumetric water content θ (cm^3/cm^3) (i.e., the degree of saturation) to the negative pore water pressure ψ (i.e., matric suction – kPa) of a given material (e.g., Hillel 1980; Klausner 1991; Fredlund and Rahardjo 1993). WRCs are also frequently used to predict the permeability functions required to solve the Richards equation (1931), which is the most common method to compute soil moistures and hydrological fluxes such as infiltration and evaporation (Downer and Ogden 2004). Consequently, non-representative WRCs could affect numerical predictions and lead to inaccurate cover design.

Many authors have found that significant hysteresis effects can affect the representativeness of WRCs used in numerical predictions (e.g., Royer and Vachaud 1975; Watson et al. 1975; Vereecken et al. 1995; Mitchell and Mayer 1998; Šimůnek et al. 1999; Abbasi et al. 2012). Indeed, at a given suction value for a given material, and depending on the wetting–drying path, volumetric water content can vary significantly. Therefore, the relationship between suction and volumetric water content is not unique, but instead comprises a series of WRCs called wetting or drying scanning curves. These curves are located within a hysteresis loop bounded by a main wetting curve (MWC) and a main drying curve (MDC). The MWC is obtained by wetting a dry material, whereas the MDC is obtained by draining a fully saturated material (Haines 1930; Miller and Miller 1956; Poulovassilis 1962; Davis et al. 2009; Mualem and Beriozkin 2009). According to Maqsoud et al. (2012), the main causes of hysteresis identified in the literature are the “ink bottle” effect, the liquid–solid contact angle difference between wetting and drying processes, and the aggregate effects of mechanisms such as swelling and shrinking, air entrapment, and capillary condensation.

Many theoretical and empirical models have been developed to predict or describe the hysteretic behavior of granular materials (e.g., Poulovassilis 1962; Topp 1971; Mualem 1974, 1977, 1984a, 1984b; Parlange 1976; Scott et al. 1983; Kool and Parker 1987; Hogarth et al. 1988; Nimmo 1992; Liu et al. 1995; Haverkamp et al. 2002; Pham et al. 2003; Huang, 2005; Li, 2005; Nuth et al. 2008; Pedroso and Williams, 2010; Maqsoud et al. 2012; Yang et al. 2012a; Zhou 2013). Today, when designing engineered systems such as covers, it is strongly recommended to include hysteresis effects in numerical simulations based on these models (e.g., Lee 2007; Zhang et al. 2009; Yang et al. 2012a).

Engineered cover systems based on soil–atmosphere interactions and capillary barrier effects are often used in arid or semiarid climates to control water infiltration through landfill or mine waste disposal areas (e.g., Morris and Stormont 1997; Zhan et al. 2001; Benson et al. 2002; Dwyer 2003; Albright et al. 2004; Rock et al. 2012). Capillary barrier effects occur when a fine-grained material layer is placed over a coarse-grained material (e.g., Shackelford et al. 1994; Stormont and Anderson 1999). The transient unsaturated hydrogeological behavior of this configuration allows the fine-grained material to retain water during wet periods and release it to the atmosphere by evaporation (or evapotranspiration) during dry periods. The engineered cover systems applied to control water infiltration are called store-and-release (SR) covers, evapotranspiration (ET) covers, or water balance covers. In this study, the term SR cover is used.

To design SR covers, numerical modeling studies are conducted to determine the effectiveness of the SR layer thickness under natural and extreme conditions and to predict long-term hydrogeological performance. Nevertheless, for SR covers with capillary barrier effects, only a few studies have compared model predictions with field data (e.g., Fayer et al. 1992; Fayer and Gee 1997; Morris and Stormont 1998; Khire et al. 1999; Scanlon et al. 2002, 2005; Ogorzalek et al. 2008). Moreover, the complex transient unsaturated flow across the SR cover was usually simulated using

codes integrating soil–atmosphere interactions and non-hysteretic unsaturated water flow equations (e.g., Khire et al. 1997,1999; Ogan et al. 1999; Dwyer 2003; Benson et al. 2004; Scanlon et al. 2005; Benson 2007; Ogorzalek et al. 2008). Indeed, although hysteresis effects are recognized to play a main role in the hydrogeological behavior of SR cover systems (e.g., Fayer et al. 1992; Fayer and Gee 1997; Morris and Stormont 1998; Khire et al.1999), this role has largely been neglected, mainly due to the difficulty of measuring the MWC of fine-grained materials and the complexity of incorporating theoretical hysteresis models into numerical codes (Khire et al. 2000; Scanlon et al. 2005; Ogorzalek et al. 2008; McGuire et al. 2009). Note that recent studies have used numerical models that integrate hysteresis effects to predict water movement through engineered cover systems (e.g., Lee 2007; Tan et al. 2009; Zhang et al. 2009; Huang et al. 2011; Yang et al. 2012a, 2012b).

In this article, we assessed the influence of hysteresis effects in the WRC on the performance of SR covers exposed to semiarid climatic conditions (Morocco). First, hysteresis effects on SR material were determined using laboratory tests. Field results from instrumented columns simulating different SR cover scenarios (Bossé et al. 2013)¹⁰ were then compared to numerical predictions obtained with a one-dimensional code (HYDRUS-1D) that can incorporate soil–atmosphere interactions and hysteresis effects. This paper makes an original contribution by comparing measured and predicted matric suction values to assess the actual hydrogeological behavior of SR covers, whereas previous studies have assessed this behavior using mainly water balance or volumetric water content comparisons (e.g., Khire et al. 1999; Benson et al. 2004; Scanlon et al. 2005; Benson 2007; Ogorzalek et al. 2008; Bohnhoff et al. 2009). The numerical behavior of the cover system is also evaluated for extreme rainfall conditions.

¹⁰ Voir chapitre 2.

3.4. Methods and Characterization Results

3.4.1. Main Hydrogeological Properties

Some of the basic hydrogeological properties of the fine- (non-plastic silt) and coarse-grained (gravel) materials, consisting respectively of phosphate limestone wastes and coarse reactive tailings, were investigated previously (see Bossé et al. 2013)¹¹. For the fine-grained material, the MDC (Fig. 3.1a) was obtained using a pressure chamber (Tempe Cell) (ASTM D6836-02 2008) and saturated salt solutions (e.g., Tarantino et al. 2008). The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was determined using a rigid wall permeameter with the falling head method (adapted from ASTM D5856-95 2002). The k_{sat} value measured at a porosity (n) of 0.43 was 5.7×10^{-6} cm/s. Supplementary wetting tests using saturated salt solutions were performed to measure the hysteretic behavior of the fine-grained material at high suction values (Fig. 3.1a) (e.g., Delage et al. 1998). For the coarse-grained material, the WRC (Fig. 3.1b) was obtained using an instrumented column test, described below. The k_{sat} value, determined with the constant head method (ASTM D2434-68 2006) at a porosity of 0.38, was 5.9 cm/s.

Additional laboratory instrumented column tests (adapted from Yang et al. 2004) were performed to determine the WRC of the coarse-grained material and the MWC and primary scanning curves of the fine-grained material (Figs. 3.1 and 3.2). The columns consist of a transparent acrylic cylinder (14 cm in diameter) exposed to the laboratory atmosphere with a perforated plastic plate covered with a geotextile at the bottom. Tensiometers, dielectric water potential sensors (MPS-1), and ECH₂O moisture sensors (EC-5) were installed as the materials were placed within the column to measure suction and volumetric water content. Tensiometers¹² were connected to a pressure transducer to measure matric suction (ψ) up to 90 kPa. The

¹¹ Voir chapitre 2 (§2.4.2).

¹² La courbe de calibration est présentée dans l'Annexe B.

MPS-1 sensors measure the dielectric permittivity of porous ceramic disks, which can be related to the ψ value in the surrounding soils. The manufacturer's recommended measurement range is from 10 to 500 kPa without material-specific calibration (Decagon 2009). Recent results obtained by the authors suggest that the reliable measurement range for this sensor type is from 10 to 200 kPa (see Bossé et al. 2013)¹³. The moisture sensors (EC-5) estimate the volumetric water content (θ) by measuring soil dielectric permittivity (Decagon 2012). Linear material-specific calibration curves were determined for these sensors to more precisely measure volumetric water content (see Bossé 2014 for more details)¹⁴. The EC-5 sensor was consistently placed horizontally beside a matric suction sensor (MPS-1 or tensiometer) to relate the volumetric water content to the measured matric suction. Instruments were connected to a data acquisition system at a frequency of 1 reading per minute during wetting–drying cycles and 2 readings per hour for drying cycles for the fine-grained material.

The fine-grained material was placed into 6 compacted 5 cm-thick lifts to obtain a target porosity (n) of approximately 0.43. An MPS-1 sensor was installed at 10 cm from the top surface and a tensiometer was installed at 5 cm from the bottom surface. Free drainage boundary conditions were applied at the bottom of this column during wetting and drying cycles. Wetting cycles were simulated by applying a water flux (< 7 ml/min) to the center of the top surface for several hours until full saturation was reached. The drying cycles lasted more than 3 months, until volumetric water content approached 0.10. For the coarse-grained material, the column consisted of a 30 cm-thick gravel layer placed at a porosity (n) of 0.38 and instrumented with a tensiometer at 15 cm from the top surface. Rainfalls were simulated by water atomization (5 ml/min) at the surface of the column until full saturation was reached (the valve at the bottom was initially closed). Free drainage boundary conditions were then applied during drying cycles.

¹³ Voir chapitre 2 (§2.4.3).

¹⁴ Voir Annexe B.

3.4.2. Characterization Results and Hysteresis Effects

Figures 3.1a and b show the main experimental and descriptive WRCs of the fine- and coarse-grained materials, respectively, obtained from the laboratory tests. These experimental curves were parameterized with the van Genuchten model (1980) (Eq. 3.1).

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha\psi)^n} \right]^m \quad (3.1)$$

where θ_e is the effective volumetric water content, θ_r is the residual volumetric water content, θ_s is the saturated volumetric water content, and α , $m (= 1-1/n)$, and n are the van Genuchten model parameters. The parameters obtained for the different tested materials are presented in Table 1.

Table 3.1 van Genuchten parameters

	θ_r	θ_s	α (kPa ⁻¹)	n	m	l	R^2
Fine-grained material - MDC	0.01	0.43	0.011	1.43	0.301	-1.6	0.99
Fine-grained material - MWC	0.01	0.43	0.122	1.43	0.301	-1.6	0.97
Coarse-grained material	0.01	0.38	0.73	4.94	0.797	0.5	0.62

R^2 correlation coefficient

The experimental data obtained from the wetting and drying cycles were similar for the coarse-grained material (Fig. 3.1b), whereas experimental measurements for the fine-grained material indicated several wetting (PWC, Fig. 3.2a) and drying (PDC, Fig. 3.2b) paths that are typical for primary scanning curves.

The primary experimental scanning curves were compared with Scott's (1983) predictive model, modified by Kool and Parker (1987). This model requires the two main WRCs (MWC and MDC) for predicting the primary wetting and drying scanning curves.

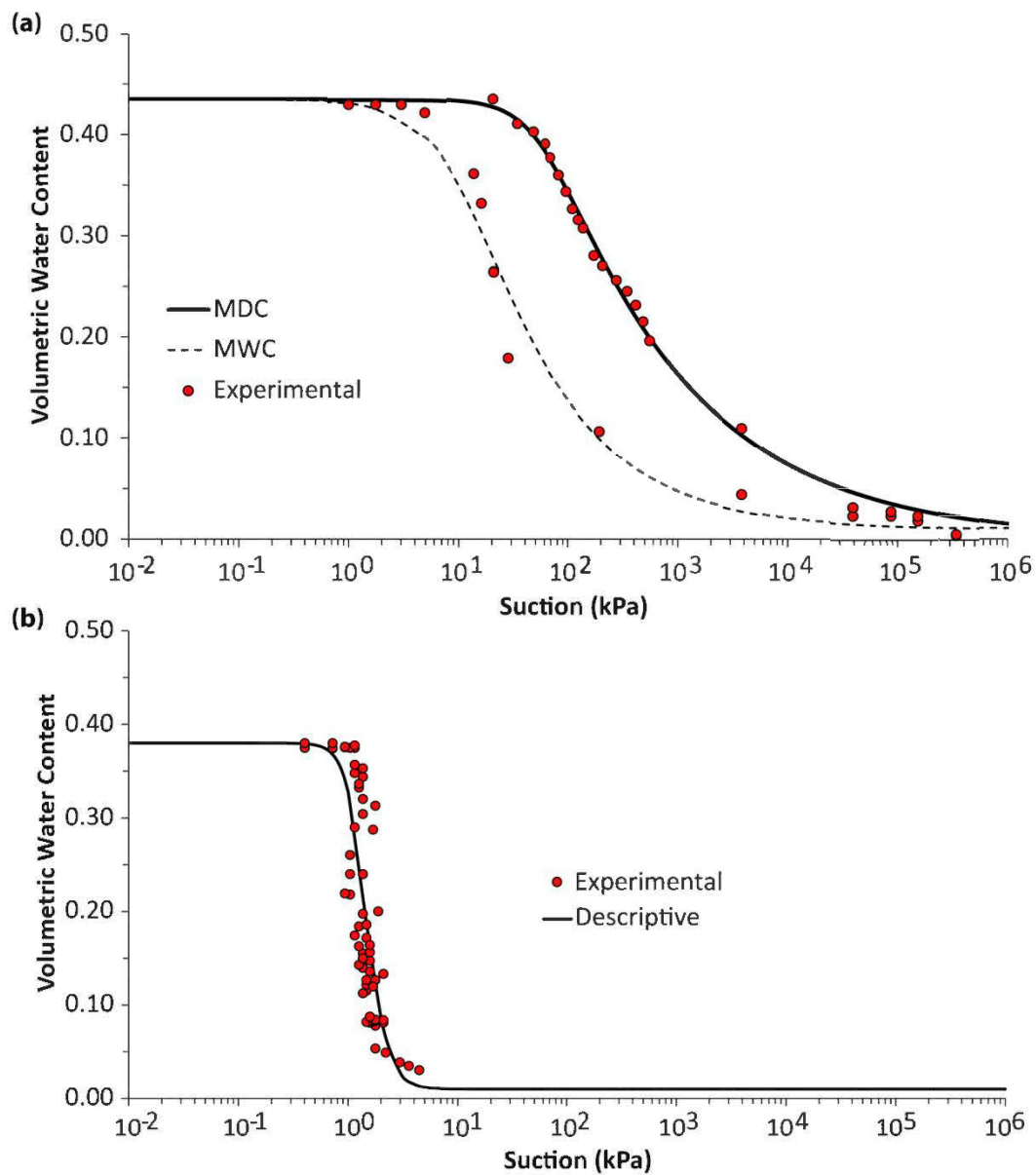


Figure 3.1 Main WRCs of the fine-grained (a) and coarse-grained materials (b).

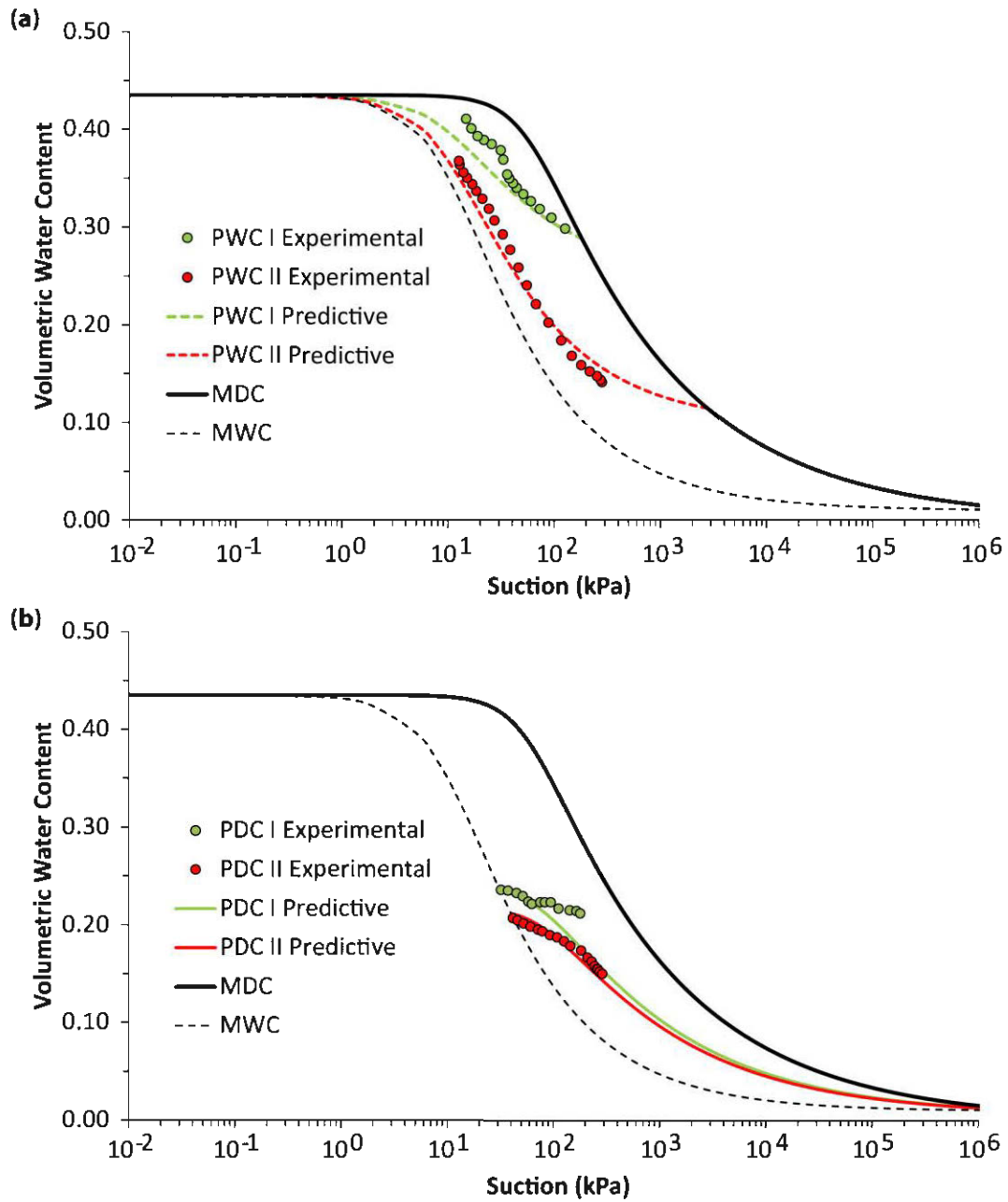


Figure 3.2 Hysteresis effects in the water retention curve of the fine-grained material: primary wetting curves (a) and primary drying curves (b).

For a closed main hysteresis loop, the following two equations describe the primary drying (Eq. 3.2) and wetting (Eq. 3.3) curves:

$$\theta^{pd}(\psi_1, \psi) = \theta_r + \left[\frac{\theta^w(\psi_1) - \theta_r}{\theta^d(\psi_1) - \theta_r} \right] [\theta^d(\psi) - \theta_r] \quad (3.2)$$

$$\theta^{pw}(\psi_2, \psi) = \theta_s + \left[\frac{\theta^d(\psi_2) - \theta_s}{\theta^w(\psi_2) - \theta_s} \right] [\theta^w(\psi) - \theta_s] \quad (3.3)$$

where ψ_1 is the suction at the reversal point from the wetting to the drying process on the MWC, ψ_2 is the suction at the reversal point from the drying to the wetting process on the MDC, $\theta^w(\psi_1)$ is the volumetric water content on the MWC at ψ_1 , $\theta^d(\psi_1)$ is the volumetric water content on the MDC at ψ_1 , $\theta^d(\psi_2)$ is the volumetric water content on the MDC at ψ_2 , $\theta^w(\psi_2)$ is the volumetric water content on the MWC at ψ_2 , θ_s is the saturated volumetric water content (considered equal to the porosity n), and θ_r is the residual volumetric water content.

According to Kool and Parker (1987), a hysteretic ratio (α_w/α_d , α is the van Genuchten parameter for the wetting w and drying d path) can be deduced from the main WRCs (see the parameters in Table 3.1). For the studied fine-grained material, this hysteretic ratio is approximately 11, higher than the ratio ($\alpha_w = 2\alpha_d$) proposed by Kool and Parker (1987) that allows neglecting the hysteresis of the permeability function (see Si and Kachanoski 2000; Huang et al. 2011; Šimůnek et al. 2012). Hence, the hysteresis of the permeability function was taken into account in the hysteretic simulations.

The permeability functions of each material, which relate the hydraulic conductivity to the matric suction, were obtained from the main WRCs (Fig. 3.1) and the k_{sat} values using the van Genuchten–Mualem (1980) equation (Eq. 3.4).

$$k(\psi) = k_{sat} \theta_e^l \left[1 - \left(1 - \theta_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (3.4)$$

where $k(\psi)$ is the saturation-dependent hydraulic conductivity, k_{sat} is the saturated hydraulic conductivity, θ_e is the effective volumetric water content (Eq. 3.1), and l is a pore connectivity parameter. In this study, l is fixed at 0.5 for the coarse-grained material and at -1.6 for the fine grained material¹⁵. This value is in agreement with the works of Schaap and Leij (2000) and Benson (2007), who found l values approaching -2 for fine-grained soils. Fig. 3.3 shows the permeability functions of the coarse- and fine-grained materials.

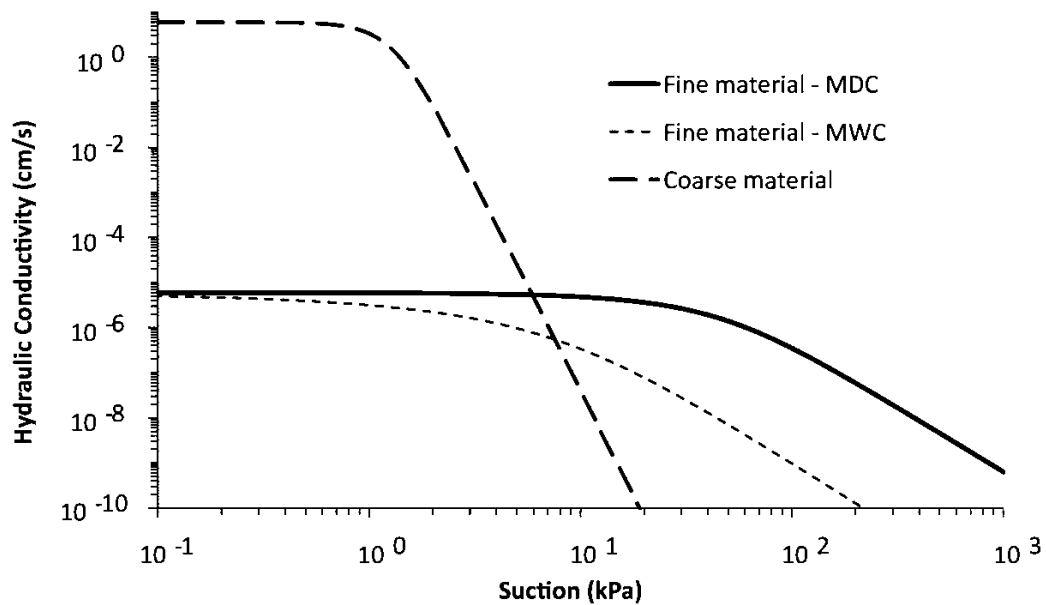


Figure 3.3 Permeability functions of the coarse- and fine-grained materials.

3.4.3. Field Column Tests

Preliminary field tests were performed to determine whether a fine-grained material (phosphate limestone wastes, see Hakkou et al. 2009) had the appropriate properties for an effective SR cover component. Two instrumented columns (60 cm in diameter) made of 50 cm and 100 cm of this SR material were placed over 30 cm of a coarse-

¹⁵ Voir Annexe E.

grained material and then physically simulated under natural and extreme semiarid climatic conditions (aridity index = 0.21). The coarse-grained material beneath the SR layers acted as a capillary break layer. All columns were protected by external glass wool insulation, and circular holes were drilled at the bottom to collect the leachate. The hydrogeological behavior of these columns was assessed over year 2011 using local meteorological data, soil moisture, and matric suction measurements at 10, 25, 40 and 75 cm depths in the fine-grained material, and the following water balance equation was used:

$$E = P + Irr - R_o - P_r - \Delta S \quad (3.5)$$

where E is actual evaporation, P is precipitation, Irr is irrigation, R_o is runoff (nil in a column experiment), P_r is percolation or deep infiltration, and ΔS is change in the water storage. Changes in ΔS , or the water storage component, were estimated from soil moisture measurements. Note that this approach leads to a non-negligible margin of error (see Benson et al. 2001). This procedure is described in detail in Bossé et al. (2013)¹⁶.

The results show that, for both configurations, the SR material effectively stored and released meteoric waters under natural climatic conditions. Only sensors at 10, 25 and 40 cm depths were affected by the natural climatic conditions. However, the capillary barrier effects disappeared under the simulated extreme event rainfall (155 mm/d) for the cover made of 50 cm of fine-grained material (percolation of 20 mm of water), and hysteresis in the water retention curve of the SR material was observed with measurements generally closer to the predicted MWC. A numerical investigation to integrate the hysteresis effects with the soil-atmosphere interactions was then recommended to assess the long-term performance of the cover and to compare measured and predicted hydrogeological behavior.

¹⁶ Voir chapitre 2 (§2.4.3).

3.5. Numerical Modeling

Many numerical codes have been developed to simulate transient unsaturated water flow (e.g., UNSAT-H, HYDRUS, VADOSE/W, HELP, LEACHM, SWAP). According to Scanlon et al.'s (2002) intercode comparison, the codes based on the Richards equation (1931), obtained by combining Darcy's law and the conservation of mass equation¹⁷, are more suitable for simulating the near-surface water balance. The HYDRUS-1D code uses Galerkin-type linear finite element schemes to numerically solve the Richards equation for unsaturated water flow (e.g., Šimůnek et al. 2008, 2012). Additionally, HYDRUS-1D can simulate soil-atmosphere interactions, hysteresis effects, heat and solute transport, vapor flow, and soil extraction by plants. This code (HYDRUS-1D software package, version 4.15) was selected for this study because it has been used to assess the performance of engineered cover systems (e.g., Fala et al. 2005; Zornberg and McCartney, 2005; Sadek et al. 2007; Ogorzalek et al. 2008; Bohnhoff et al. 2009; Huang et al. 2013), and it integrates the hysteresis effects on both the water retention curve and the permeability function (e.g., Šimůnek et al. 1999; Zhang et al. 2009; Huang et al. 2011).

3.5.1. Implementation of Hysteresis Effects in HYDRUS-1D

HYDRUS-1D integrates the hysteresis effects on the WRC using the modified empirical model developed by Scott et al. (1983) (Eq. 3.2 and 3.3) based on scaling transformation. The main drying and wetting curves must be determined in order to apply the model and to estimate the scanning curves from these main WRCs using a scaling factor (Šimůnek et al. 1999).

¹⁷ Voir Annexe A.

Scott et al.'s (1983) model was modified by Kool and Parker (1987) and Vogel et al. (1996). Kool and Parker (1987) integrated the van Genuchten–Mualem model (1980) with Scott et al.'s (1983) scaling approach while taking air entrapment into account. They assumed that the shape parameters of the drying and wetting scanning curves were similar to those of the main WRCs (shape similarity theory) (e.g., Mualem and Beriozkin, 2009). As suggested by Kool and Parker (1987), HYDRUS-1D also assumes similarity of the shape parameters ($\theta_r^d = \theta_r^w$ and $n^d = n^w$) for both main WRCs and $\alpha_d < \alpha_w$. The wetting and drying scanning curves are calculated during wet and dry periods, respectively. If the θ value reaches the saturated volumetric water content, the drying process occurs along the MDC, and if this value reaches the residual water content, the wetting process occurs along the MWC. Using a similar scaling transformation procedure, Vogel et al. (1996) modified the model in order to integrate hysteresis effects into the permeability function using the same parameters of the main WRCs and the saturated hydraulic conductivity (for more information, see Šimůnek et al. 2012).

According to Abbasi et al. (2012), Scott's (1983) model provides good hysteretic predictions. However, the model modified by Kool and Parker (1987) could generate pumping effects under cyclic pressure variation (Klute and Heerman 1974; Jaynes 1984; Huang et al. 2005; Werner and Lockington 2006). Note that Parker and Lenhard (1987), Huang et al. (2005), and recent hysteresis models for WRCs based on the linear method (e.g., Yang et al. 2012a) incorporate numerical advances that eliminate pumping effects¹⁸.

3.5.2. Initial Conditions and Numerical Parameters

In this study, numerical simulations were conducted with HYDRUS-1D to predict the hydrogeological behavior of two SR covers having a total height of 80 and 130 cm,

¹⁸ Voir Annexe E.

and consisting of 50 cm and 100 cm of a fine-grained material overlying 30 cm of coarse-grained material, respectively (see section 2 for materials properties). These 1D models were discretized into 171 and 221 nodes with a nodal spacing of 10 mm. However, an element thickness of 1 mm was strategically used at the top surface and at the interface of the two materials having opposing textures, where atmospheric interactions and capillary barrier effects could increase numerical difficulties due to the sharp contrast in suction at these locations. An initial matric suction profile was assigned to each node (Fig. 3.4a and b) and aligned with a typical volumetric water content profile measured in the field on the first day of testing. Note that field measurements and predictions were compared only for the 50 cm-thick SR layer profile. The hydrogeological assessment of the 100 cm-thick SR layer profile for extreme rainfall conditions is discussed below.

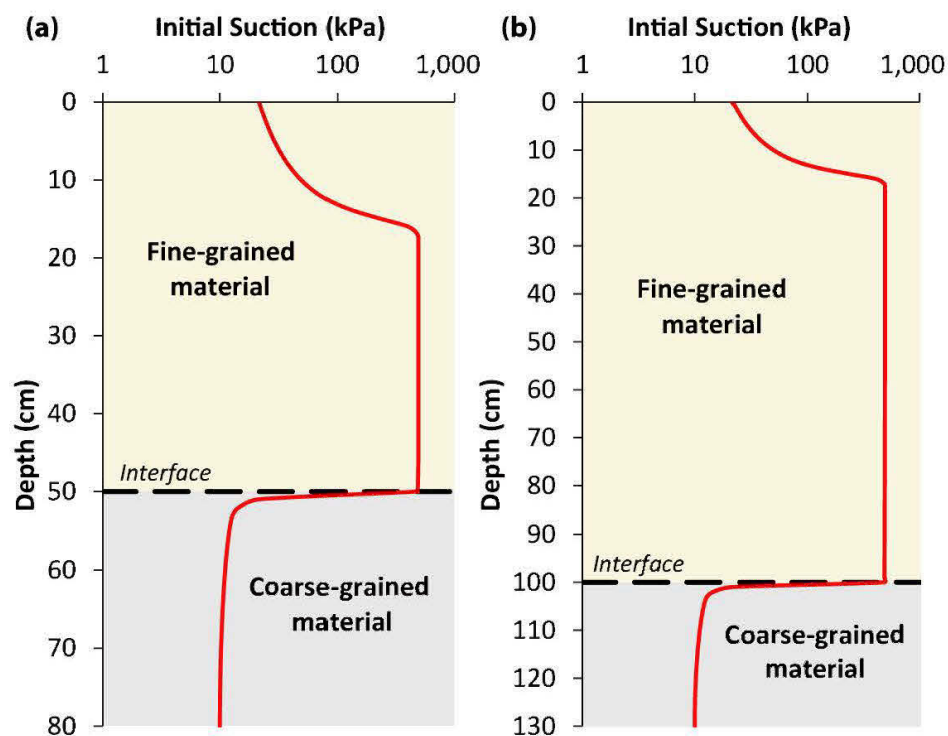


Figure 3.4 Texture profile of 80 cm (a) and 130 cm (b) depths and initial suctions used at the beginning of the simulations.

The temporal discretization consisted of a maximum and minimum time step of 24 h and 2.4×10^{-5} h, respectively. Isothermal water flow was also simulated over year 2011. The numerical approach did not consider vapor flow or heat transport. Convergence and water balance were determined for each simulation.

3.5.3. Boundary Conditions

For all simulations, two main boundary conditions were assigned at the column top and bottom, respectively. The upper boundary condition simulating atmospheric interactions was derived from daily meteorological data such as rainfall (Fig. 3.5a), net radiation, air temperature, air humidity, and wind speed. In addition, a water layer, which increases during rainfall and decreases during infiltration and evaporation, allowed neglecting the runoff component at the column top. A free drainage boundary condition was assigned to the column bottom (e.g., Benson 2007). However, based on the literature, this lower boundary condition could lead to an overestimation of the water percolation (see Ogorzalek et al. 2008; Bohnhoff et al. 2009).

The climatic data were integrated into the numerical code as input to calculate actual evaporation and water infiltration. The actual evaporation rate was estimated from an empirical relationship between the potential evaporation and the ψ value at the soil surface (Šimůnek et al. 2012). As long as this value is between 0 and a critical lower value (h_{CritA}), the actual evaporation rate is equal to the potential evaporation rate. The potential evaporation rate (Fig. 3.5b) of the bare fine-grained material (phosphate limestone wastes) was automatically computed by HYDRUS-1D using the Penman–Monteith combination equation¹⁹ (e.g., Allen et al. 1998) and a specific reflection coefficient (albedo) of 0.262 (e.g., Blumthaler and Ambach 1988). In this case, the surface resistance was set to zero (no crop), and only the aerodynamic resistance was

¹⁹ Voir Annexe C.

applied. If the ψ value at the soil surface is lower than h_{CritA} , the actual evaporation rate is controlled by the rate at which the cover material can transmit water to the atmosphere (Scanlon et al. 2002). The minimum allowed value used in the HYDRUS-1D code was set at 10,000 kPa, with the corresponding volumetric water content being at least 0.005 higher than the residual volumetric water content (Šimůnek et al. 2012). The sensitivity of the h_{CritA} value for numerical results is discussed further below.

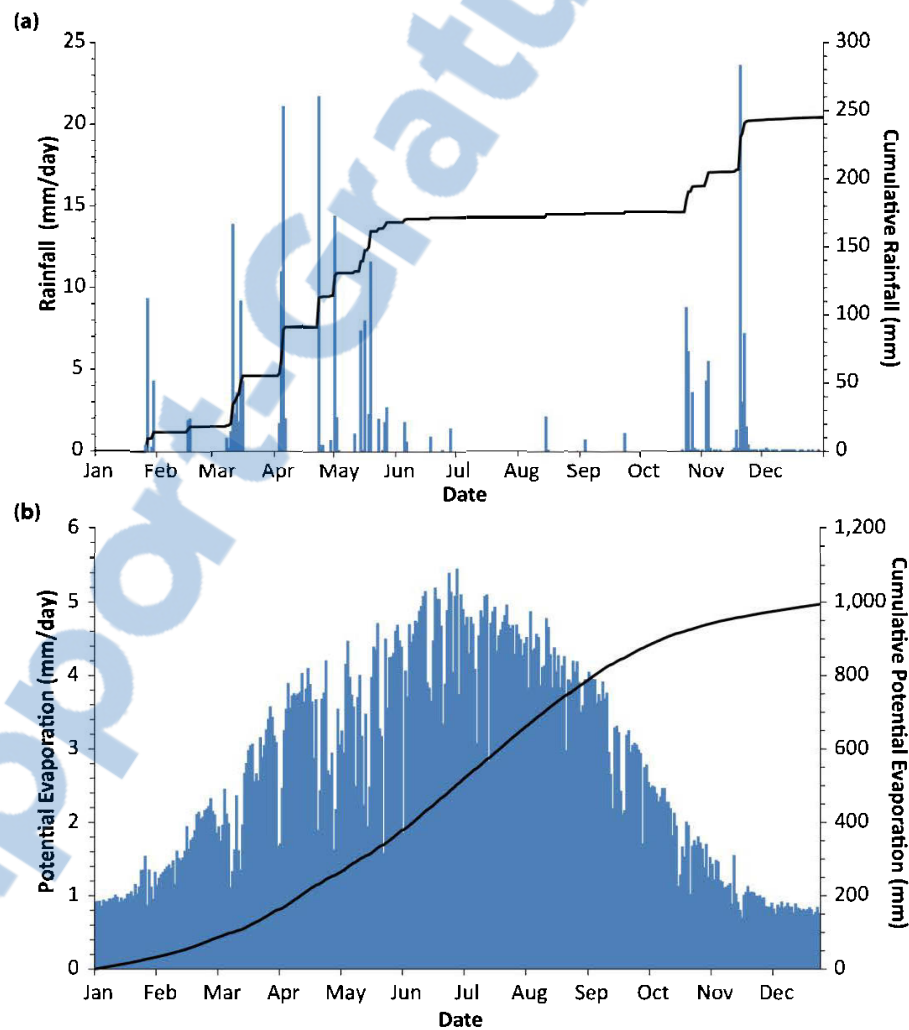


Figure 3.5 Climatic data (year 2011) used for the upper boundary condition: daily rainfalls (a), potential evaporation calculated from HYDRUS-1D (b).

3.6. Comparison between Numerical Predictions and Field Data

Two numerical simulations (hysteretic and non-hysteretic) were performed from the 80 cm cover profile (see Fig. 3.4a) and compared with field data. The first simulation (non-hysteretic scenario) assumes the MWC in the numerical approach with similar shape parameters to the MDC, and the second simulation (hysteretic scenario) integrates hysteresis effects on the fine-grained material initiated with the MWC (the initial condition was calculated from the MWC). The numerical simulations were performed using HYDRUS-1D and the WRC parameters presented in Table 3.1. The MDC scenario was also simulated, but the results are not presented here because the field values consistently depart from this curve, and due to the unrealistically high ψ values predicted by the model (from 300 to 10,000 kPa) (for more information, see Bossé 2014)²⁰. As for the field tests, the observation points for the one-dimensional simulations are located at 10, 25 and 40 cm depths. Figures 3.6 and 3.7 show the simulated and measured volumetric water content (θ) and matric suction (ψ) time trends at these observation points for each scenario. The main predicted components of the water balance equation (Eq. 3.5) (actual evaporation and water storage) for the two scenarios are also compared with the measured field components in Figure 3.8 and Table 3.2.

3.6.1. Suction and Volumetric Water Content

Figures 3.6a, b, and c show the predicted and measured matric suction time trends at 10, 25 and 40 cm depths, respectively. Accuracy and measurement range of the matric suction sensors are also indicated. For the first simulation, or the non-hysteretic scenario with the MWC as the WRC for the fine-grained material, ψ values are well predicted at 10 cm depth and well correlated with rainfall events. However,

²⁰ Voir Annexe E (valeurs de θ et de Ψ prédites à partir de la MDC à 10, 25 et 40 cm : Figs. E.2 et E.3).

with increasing depth, the predicted ψ values increasingly differ from the measured data. At 25 cm depth and from July to November, predictions are lower than the measured matric suctions: predicted ψ values range from 100 to 180 kPa, whereas measured values range from 100 to 320 kPa. At 40 cm depth, predicted ψ values are higher than values measured from January to July, with a maximum difference of approximately 200 kPa. Predicted values then become lower than values measured from August to December, with a maximum difference of 150 kPa. This could mean that the non-hysteretic scenario underestimated the actual evaporation. For the hysteretic scenario, the predicted matric suction is consistently higher than the measured suction at all depths. At 10 cm depth, this value is overestimated throughout the year. From July to November, the measurements greatly exceed 200 kPa and are closer to the predicted values. However, due to the low precision of the sensor, it is not possible to conclude on the prediction quality. During the wet season (from March to June), unlike the MWC predictions, the hysteresis model cannot predict the drop in suction measured with the sensors at all depths. The numerical changes from the wetting to drying scanning curves appear to influence the numerical predictions and overestimate suction, particularly near the surface. At 25 and 40 cm depths, the overestimation is lower but remains greater than for the non-hysteretic scenario.

Figures 3.7a, b, and c show the volumetric water content time trends at 10, 25 and 40 cm depths, respectively. For the two predicted scenarios, the magnitude of fluctuations is lower than the field measurements. At 10 cm depth for the hysteretic scenario, the predicted volumetric water content (θ) time trends are underestimated, which is generally in accordance with the high predicted suctions. The θ values are also underestimated for the non-hysteretic scenario, but to a lesser extent. For the two scenarios, predicted θ values range from 0.08 to 0.16 at 25 cm depth, whereas measured θ values range from approximately 0.06 to 0.15. At 40 cm depth, predicted θ values range from 0.08 to 0.14, whereas measured θ values range from 0.06 to 0.14.

However, at the end of the dry season (October), when measured ψ values are higher than 200 kPa at 25 and 40 cm depth (values for which the matric suction sensor is less reliable), θ predictions for the hysteretic scenario are relatively close to measured values (difference <0.02). This reinforces the hypothesis that during the dry season, suctions in the soil profile are probably closer to hysteretic predictions than MWC predictions. Additionally, the non-hysteretic scenario predicts the greatest fluctuations in the volumetric water content and slightly overestimates the θ values between the dry season and the end of the simulation. Even after rainfalls exceeding 15 mm in 24 hours, the hysteretic simulation is constant at 25 and 40 cm depths, with approximately 0.09 volumetric water content.

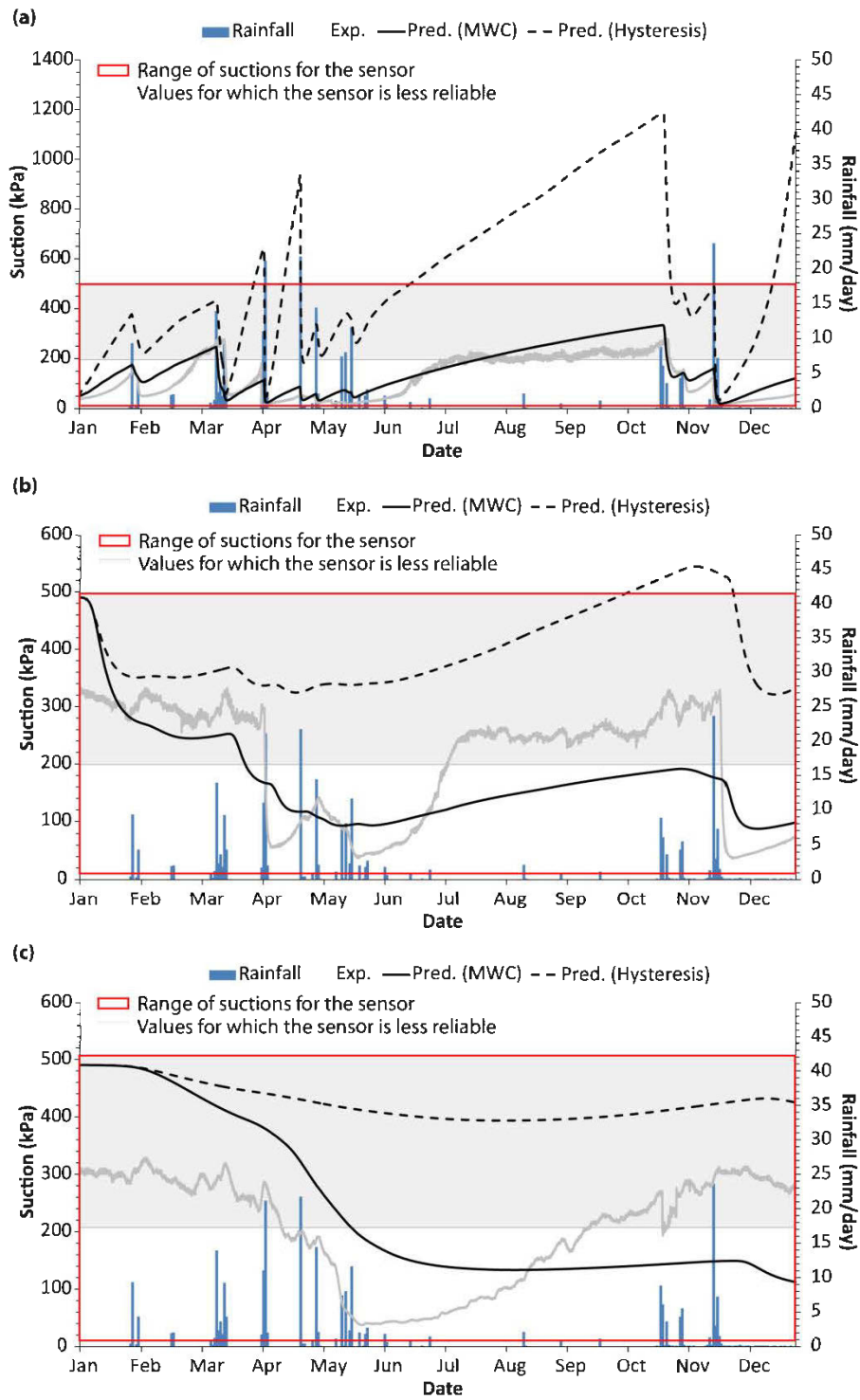


Figure 3.6 Comparison between measured (Exp.) and simulated (Pred.) suctions at 10 (a), 25 (b) and 40 (c) cm depth from the hysteretic and non-hysteretic scenarios.

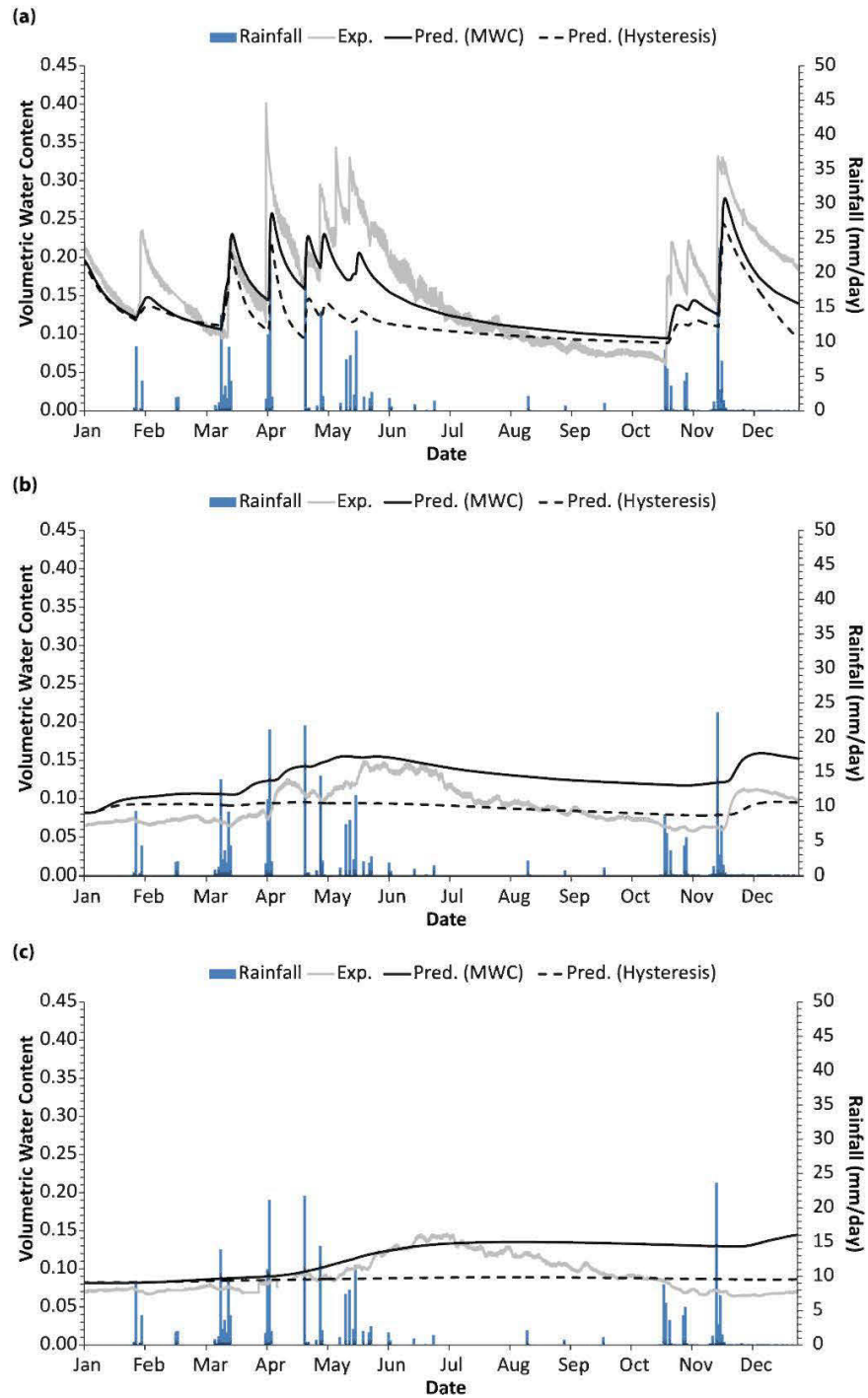


Figure 3.7 Comparison between measured (Exp.) and simulated (Pred.) volumetric water contents at 10 (a), 25 (b) and 40 (c) cm depth from the hysteretic and non-hysteretic scenarios.

3.6.2. Water Balance

Figures 3.8a and b show the simulated and measured annual (year 2011) water storage and cumulative actual evaporation, respectively. These times series are correlated with the average daily rainfalls. For both scenarios, water storage decreases during the dry period and shows several fluctuations during wet periods. Typically, water storage varies from 5 to 10 cm of water over the testing period. The maximum water storage for the tested scenario is 9.6 cm of water (November). The greatest changes in water storage occur after rainfalls of more than 10 mm in 24 hours. In addition, the peak magnitudes are slightly higher for the non-hysteretic simulation. Compared to the measured water storage, the predicted values for the hysteretic scenario are slightly underestimated, particularly during the dry period (from May to November). The non-hysteretic scenario water storage predictions strongly agree with the measured values during the first months of the year, but tend to overestimate water storage from August until the end of the testing period. These water storage predictions can be correlated with the cumulative actual evaporation time trends. Thus, Figure 3.8b shows an overestimation of the cumulative actual evaporation (≈ 20 mm) during the dry period for the hysteretic simulation, whereas the non-hysteretic simulation underestimates the cumulative actual evaporation (12 mm) at the end of the simulated year.

Table 3.2 presents the measured and simulated water balance components. The accuracy of the two simulations was determined using the root mean square error equation (RMSE – Eq. 3.6) between simulated and measured water storage changes and cumulative actual evaporations.

$$RMSE = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_m - X_s)_i^2 \right)^{0.5} \quad (3.6)$$

where X is the actual evaporation or water storage change, n is the number of time periods considered (350), m is the measured value, and s is the simulated value.

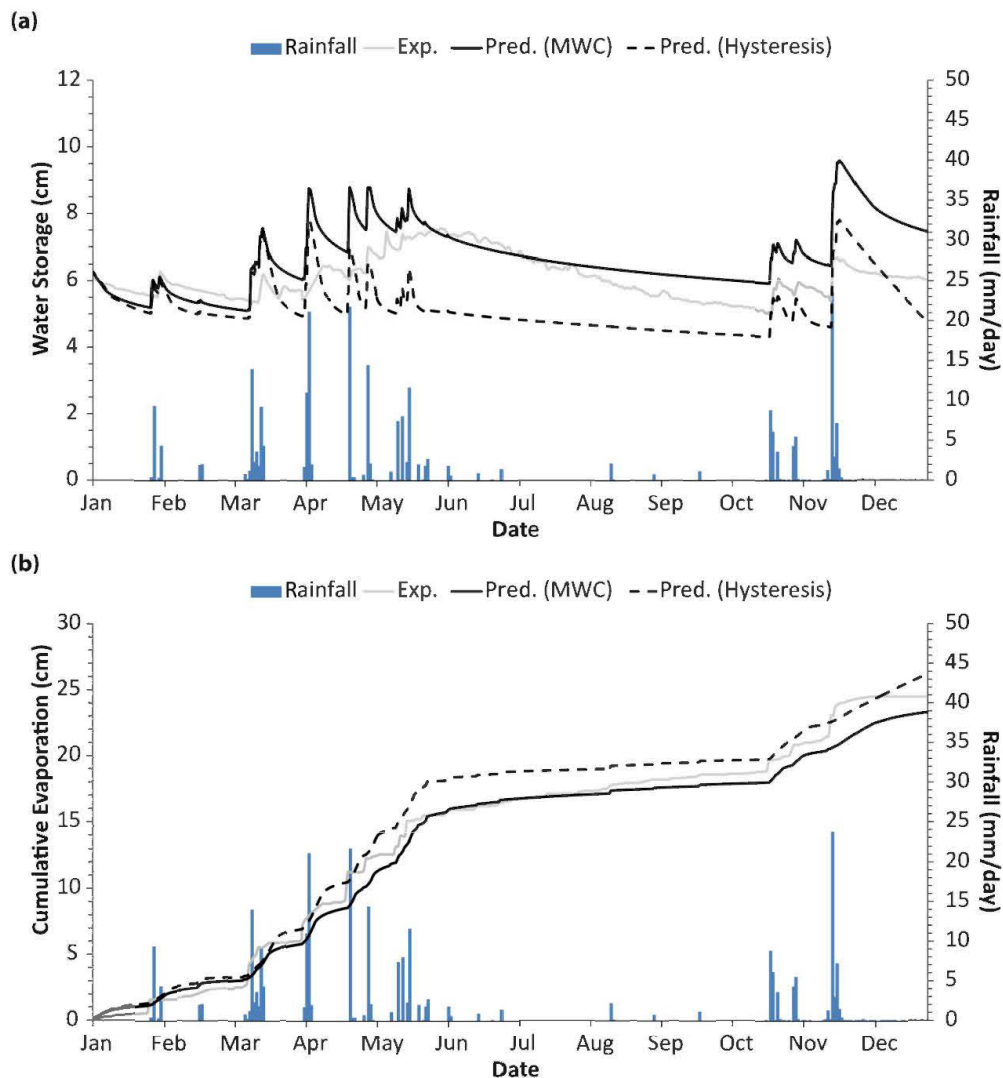


Figure 3.8 Comparison between measured (Exp.) and simulated (Pred.) water storage (a) and cumulative evaporation (b) from the hysteretic and non-hysteretic scenarios.

Table 3.2 Measured and simulated water balance components (in mm).²¹

	E	ΔS	S	R_o	P_r	$RMSE$ - E -	$RMSE$ - ΔS -
Measured	246	26	0	0	0	-	-
Non-hysteretic	234	45	12	0	0	1.0	1.0
Hysteretic	261	35	-15	0	0	1.4	1.3

E cumulative actual evaporation, ΔS maximum change in water storage, S water storage at end of the year, R_o runoff, P_r percolation, $RMSE$ root mean square error.

²¹ Annexe E (composantes prédites à partir de la MDC : Tableau E.1).

As in the field, no percolation was predicted for the two scenarios. Water storage changes calculated from the non-hysteretic and hysteretic scenarios are respectively 45 and 35 mm, and the cumulative actual evaporation values show a difference of approximately 27 mm (Table 3.2). Integrating the hysteresis effects into the numerical approach slightly increases the actual evaporation rate at the top surface. However, with RMSEs of about 1.0, the predicted components of the water balance equation (cumulative actual evaporation and change in water storage) in the non-hysteretic scenario are slightly closer to the measured data.

In summary, some conclusions can be deduced from figures 3.6, 3.7, and 3.8. For the hysteretic and non-hysteretic scenarios, some differences are observed between measured and predicted values at 10, 25, and 40 cm depths, particularly for matric suction. For example, suction values are better correlated with field data for the non-hysteretic scenario at 10 cm depth. However, at this depth, and from August to October, θ values are not in good agreement with ψ values: predicted matric suctions are higher than suctions measured in the field, whereas measured volumetric water contents are lower than predicted θ values. As mentioned above, this validates the hypothesis that the matric suction sensors yielded less reliable measurements for high ψ values (> 200 kPa). Note also that Bossé (2014)²² directly measured volumetric water content in the field at the end of the dry season and used the WRCs to estimate matric suction values. Based on these direct measurements, suction values of approximately 1,000 kPa and 300 kPa are present at 10 cm and 25 cm depths, respectively (values closer to the hysteretic predictions; see Fig. 3.6). Consequently, whereas predicted ψ values for the hysteretic scenario are overestimated during wet periods, predicted values for the non-hysteretic scenario could be significantly underestimated during dry seasons. In addition, the water balance predictions show that using hysteresis or non-hysteresis models slightly affects the simulated water balance components. Under natural semiarid conditions, both scenarios appear to

²² Voir chapitre 4 (§4.7.1)

predict similar behavior of the SR system, with the best predictions during wet and dry seasons for the non-hysteretic and hysteretic scenarios, respectively.

3.7. Discussion

3.7.1. Numerical Behavior for Extreme Rainfall Conditions

Engineered cover systems must be designed to be effective under both normal and extreme conditions (e.g., Hauser and Gimon, 2004; Bussière et al. 2007a). The extreme events are usually selected based on return periods with a small occurrence probability (e.g., Zhan et al. 2001). Bossé et al. (2013)²³ physically simulated an extreme event (probable maximum precipitation or PMP) of 155 mm of rain in 24 hours using two columns, with one of the columns identical to the previously tested column. It was decided to numerically simulate this extreme event using two one-dimensional vertical numerical models (similar to the field tests; see sections 3.2.3 and 3.3.2) to compare hysteretic and MWC predictions. Because the physical simulation of the PMP value was applied at the end of the monitoring period, comparison with field data was not possible. Instead, the hydrogeological behavior of the cover system was simulated over a hypothetical year after simulating the PMP value. The PMP value was simulated during the first day of the year (2011), and as mentioned above, a water column was automatically generated by HYDRUS, with runoff neglected. After the PMP simulation, the climatic conditions applied for each simulation were similar to those described in section 3.3.3 and Figure 3.5.

Table 3.3 presents the predicted water balance components for the MWC and hysteretic simulations for the two simulated heights (50 and 100 cm) of the SR layer. The main differences between the two simulation types are related to the water percolation (regardless of natural rainfall) and actual evaporation components,

²³ Voir chapitre 2 (§2.6.1).

whereas the water storage components are similar (140 mm of water). For the 50 cm SR layer, the non-hysteretic scenario yields a water percolation of approximately 12 mm, whereas the hysteretic scenario predicts a negligible water percolation (0.9 mm). Neither scenario predicts water percolation for the 100 cm SR layer. Recall that in the field, when the PMP was applied to both physical models, water percolation was measured (20 mm) for the 50 cm SR layer only. However, the cumulative actual evaporations predicted for the hysteretic scenario yield highly similar values for the 50 and 100 cm cover thickness simulations (362 and 352 mm of water), whereas the cumulative actual evaporations calculated for the non-hysteretic scenario yield different values (354 and 316 mm of water). One explanation for the lower percolation rate and higher evaporation rate for the hysteretic simulation is that at given volumetric water contents, the hysteretic loop yields different matric suctions (Fig. 3.1a), corresponding to different hydraulic conductivities (Fig. 3.3).

Table 3.3 Simulated water balance components (in mm) for extreme event conditions.

	50 cm SR layer					100 cm SR layer				
	E	ΔS	S	R_o	P_r	E	ΔS	S	R_o	P_r
Non-hysteretic	354	140	36	0	12	316	140	85	0	0
Hysteretic	362	140	39	0	0.9	352	140	49	0	0

E cumulative actual evaporation, ΔS maximum change in water storage, S water storage at end of the modeling, R_o runoff, P_r percolation.

3.7.2. Sensitivity Analysis on hCritA Parameter

A sensitivity analysis was performed to assess the influence of the critical allowed soil potential (hCritA value) on the non-hysteretic and hysteretic scenarios. Note that the influence of another parameter was also determined: the specific reflection coefficient (albedo). Because the albedo influence was negligible, it is not discussed further (see Bossé 2014 for more details)²⁴.

²⁴ Voir Annexe E.

As mentioned above, the h_{CritA} value should correspond to a θ value close to the residual volumetric water content. An h_{CritA} value of 10,000 kPa was used in this numerical study (based on Šimůnek et al. 2012). However, according to Pang et al. (2000), the h_{CritA} value is usually set between 1,000 and 1,500 kPa for fine-grained materials, and approximately 500 kPa for coarse-grained materials (e.g., sand or gravel). Wilson et al. (1997) suggested that the actual evaporation rate drops from the potential evaporation rate once the total suction at the soil surface exceeds 3,000 kPa, independently of material texture, drying time, and water content. Hence, two ψ values (500 and 1,000 kPa) were modeled and compared with the initial value (10,000 kPa) used in the previous predictions. Figures 3.9a and b show the sensitivity of the h_{CritA} value on the volumetric water content at 10 cm depth for the non-hysteretic and hysteretic scenarios, and figures 3.9c and d show the sensitivity of the h_{CritA} value for the matric suction. Whereas the sensitivity of the h_{CritA} value for the non-hysteretic scenario appears low (maximum differences = $0.02 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ and 100 kPa), the hysteretic scenario indicates significant differences between the tested values. For instance, maximum differences in predictions of $0.12 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ and 700 kPa are observed after the highest rainfall events during wet periods and during the dry season (Fig. 3.9b and d).

In summary, for the hysteretic scenario, a decrease in the critical allowed soil potential increases the magnitude of the θ fluctuations, decreases the ψ values, and appears to lead to predictions closer to field data during wet periods. However, a decrease in the h_{CritA} value can increase the pumping effects in hysteretic simulations. Notwithstanding, with an h_{CritA} value of 10,000 kPa, these effects are minor and do not significantly affect the numerical simulations (Bossé 2014)²⁵. These observations underscore the importance of the parameters used to simulate soil–atmosphere interactions in hysteretic numerical codes used for matric suction prediction. However, their influence on volumetric water content is relatively minor.

²⁵ Voir Annexe E.

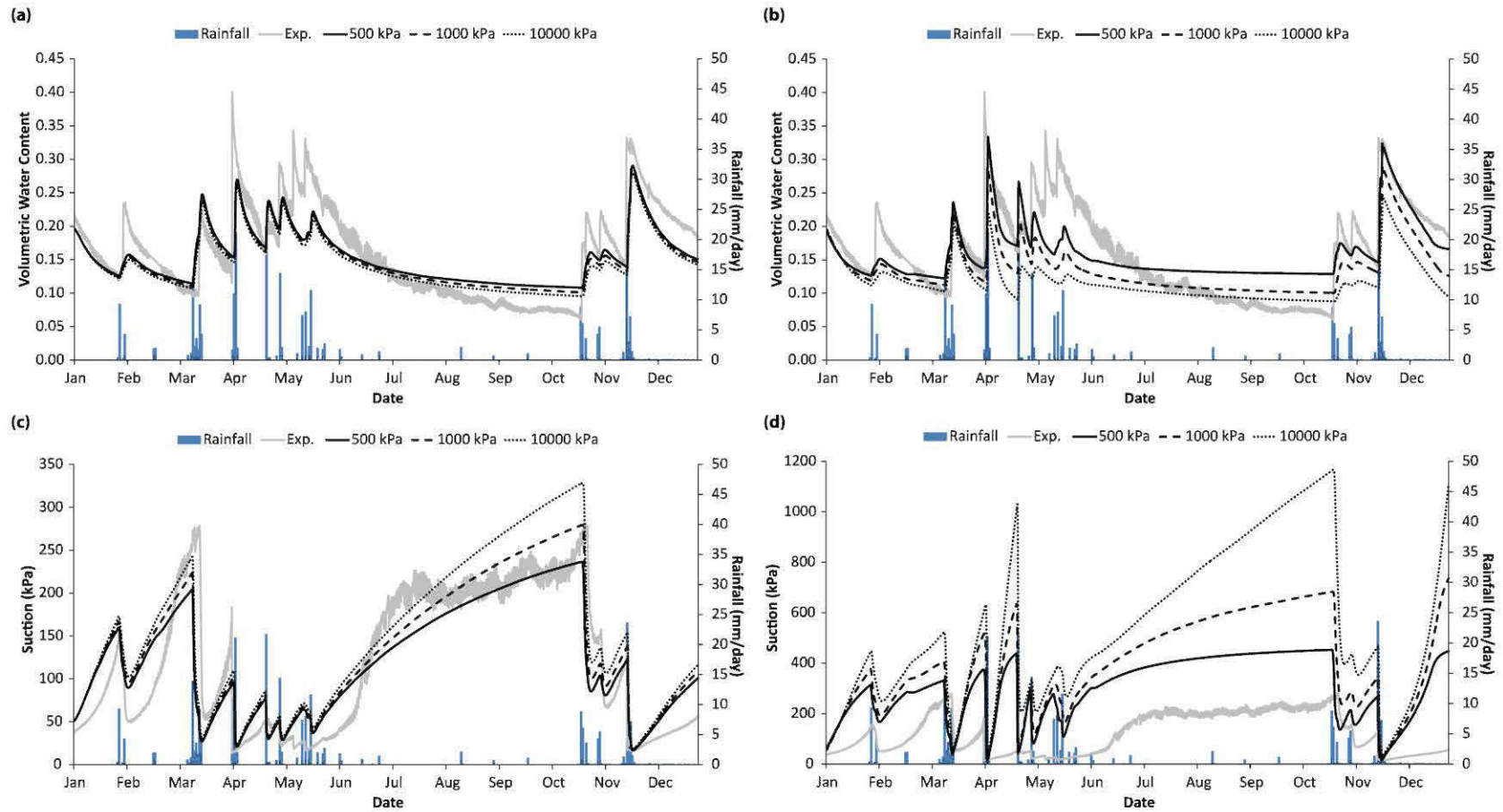


Figure 3.9 Sensitivity of the h_{critA} value on the non-hysteretic (volumetric water content (a) and matric suction (c) time-trends) and hysteretic (volumetric water content (b) and matric suction (d) time-trends) predictions at 10 cm depth.

3.8. Conclusions and Recommendations

The influence of hysteresis effects on the behavior of an SR cover with capillary barrier effects in a semiarid climate was experimentally and numerically investigated. A hydrogeological characterization, including the hysteretic behavior of the SR material, was performed in a laboratory using instrumented column tests. The transient unsaturated water flow of the SR cover was then predicted using the HYDUS-1D code, and a non-hysteretic scenario based on the MWC and a hysteretic scenario were compared. Annual data (year 2011) collected from instrumented field column tests (Bossé et al. 2013)²⁶ were used to validate these predictions. The hydrogeological behavior of similar SR covers was subsequently predicted for extreme conditions. The main conclusions of this study are summarized as follows:

- Significant hysteretic behavior (hysteretic ratio ≈ 11) of the fine-grained (silty) material used as SR material was measured from laboratory tests.
- Comparisons between field measurements and predicted values of volumetric water content and matric suction time trends showed that the tested numerical model predicts the actual hydrogeological behavior relatively well. The non-hysteretic (using the MWC curve) and hysteretic scenarios correlated better with matric suction field measurements during wet and dry seasons, respectively. Predicted volumetric water contents were relatively similar for both simulation types.
- In the tested semiarid natural conditions, the water balance components were slightly affected by simulation type (hysteretic and non-hysteretic). For extreme rainfall conditions (PMP of 155 mm/d), the non-hysteretic scenario predicted higher water percolation (12 mm) than the hysteretic scenario (0.9 mm) for the 50 cm SR layer thickness. Neither simulation type predicted water percolation when the layer thickness was increased to 100 cm. The

²⁶ Voir chapitre 2.

actual field observations were 20 mm of percolation for the 50 cm SR layer and no percolation for the 100 cm layer.

This study shows that accounting for hysteresis effects in numerical simulation of an SR cover located in semi-arid climatic conditions can influence unsaturated hydrogeological predictions. In the present case, compared to non-hysteretic predictions, the hysteretic predictions suggested a better performance to control water percolation. However, the comparison between field and predicted values showed that the hysteretic scenario was less accurate during wet periods and extreme event rainfall, but more representative (in terms of suction changes) during the dry season. In addition, the hysteretic simulations were more affected by one of the parameters (h_{critA}) that characterizes the soil–atmosphere interactions in the HYDRUS-1D numerical code. For this field physical simulation (instrumented column) of an SR cover consisting of a fine-grained material with high hysteretic behavior, the influence of hysteresis effects on the complex transient unsaturated water flow was considered minor. Preliminary non-hysteretic simulations based on measured or predicted MWCs are recommended for assessing the long-term performance of SR covers and making preliminary predictions of the water percolation. Nevertheless, other comparisons between pilot or real-scale field investigations (e.g., Benson et al. 2001; Albright et al. 2004; Bussière et al. 2007b; Nyhan et al. 2005; Scanlon et al. 2005) and hysteretic (water retention curve and permeability functions) numerical predictions are recommended to better assess the influence of hysteresis effects on predictions of the hydrogeological behavior of SR covers.

Acknowledgments

Financial support for this study was provided under the International Research Chairs Initiative, a program funded by the International Development Research Centre (IDRC) and by the Canada Research Chairs Program.

References

- Abbasi, F., Javaux, M., Vanclooster, M., Feyen, J., 2012. Estimating hysteresis in the soil water retention curve from monolith experiments. *Geoderma* 189-190, 480-490.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B.F., Rock, S.A., 2004. Field water balance of landfill final covers. *J. Environ. Qual.* 33, 2317-2332.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. *Irr. and Drain.* 56, pp. 300.
- ASTM, 2002. D 5856-95: Standard test methods for measurement of hydraulic conductivity porous materials using a rigid-wall, compaction-mold permeameter. *Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.08.*
- ASTM, 2006. D2434-68: Standard test method for permeability of granular soils, constant head. *Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.08.*
- ASTM, 2008. D 6836-02: Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge. *Annual Book of ASTM Standards Vol. 04.08.*
- Benson, C.H., 2007. Modeling unsaturated flow and atmospheric interactions. *Theoretical and numerical unsaturated soil mechanics.* Schanz T ed., Springer 187-202.
- Benson, C.H., Abichou, T., Albright, W.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., 2001. Field evaluation of alternative earthen final covers. *Int. J. Phytorem.* 3, 1–21.
- Benson, C.H., Albright, W.H., Roesler, A.C., Abichou, T., 2002. Evaluation of final cover performance: field data from the alternative cover assessment program (ACAP). *WM '02 Conference, Tucson, AZ.*

- Benson, C.H., Bohnhoff, G., Apiwantragoon, P., Ogorzalek, A., Shackelford, C., Albright, W., 2004. Comparison of model predictions and field data for ET covers. In *Tailings and Mine Wastes*. Taylor and Francis, 137-142.
- Blumthaler, M., Ambach, W., 1988. Solar UVB-ALBEDO of various surfaces. *Photochemistry and Photobiology*. 48(1), 85-88.
- Bohnhoff, G.L., Ogorzalek, A.S., Benson, C.H., Shackelford, C.D., Apiwantragoon, P., 2009. Field data and water-balance predictions for a monolithic cover in a semiarid climate. *J. of Geotech. and Geoenviron. Eng.* 135(3), 333-348.
- Bossé, B. 2014. Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. Ph.D. Diss., UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., Benzaazoua, M., 2013. Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semiarid climate. *Mine Water and the Environ.* 32(2), 152-167.
- Bussière, B., Aubertin, M., Zhan, G., 2007a. Design of inclined covers with capillary barrier effect by S.-E. Parent and A. Cabral. *Geotech. Geol. Eng.* 25, 673-678.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007b. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Can. Geotech. J.* 44, 245-265.
- Davis, D.D., Horton, R., Heitman, J.L., Ren T.S., 2009. Wettability and hysteresis effects on water sorption in relatively dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1947-1951.
- Decagon, 2009. Dielectric Water Potential Sensor. Operator's Manual, Pullman WA, Decagon Devices Inc., ver. 3, pp. 24.
- Decagon, 2012. EC-5 Soil Moisture Sensor. User's Manual, Pullman WA, Decagon Devices Inc., ver. 1, pp. 20.

- Delage, P., Howat, M.D., Cui, Y.J., 1998. The relationship between suction and swelling properties in a heavily compacted unsaturated clay. *Eng. Geol.* 50, 31-48.
- Downer, C.W., Ogden, F.L., 2004. Appropriate vertical discretization of Richards' equation for two dimensional watershed-scale modeling. *Hydrol. Process.*, 18(1), 1-22.
- Dwyer, S.F., 2003. Water balance measurements and computer simulations of landfill covers. Ph.D. Diss., Univ. of New Mexico, Albuquerque, pp. 250.
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., 2005. Numerical modeling of flow and capillary barrier effects in unsaturated wastes rock piles. *Mine Water and the Env.* 24, 172-185.
- Fayer, M.J., Gee, G.W., 1997. Hydrologic model tests for landfill covers using field data. 'Landfill capping in the semi-arid west: problems, perspectives, and solutions'. *Env. Sci. and Res. Foundation* 53-68.
- Fayer, M.J., Rockhold, M.L., Campbell, M.D., 1992. Hydrologic modeling of protective barriers: Comparison of field data and simulation results. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 690-700.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H., 1993. *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley & Sons, NYC, NY, USA.
- Haines, W.B., 1930. Studies in the physical properties of soil: The hysteresis effect in capillary properties, and the modes of moisture distribution associated therewith. *J. Agri. Sci.* 20: 97-116.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water and the Env.*, 28(3), 206-218.
- Hauser, V.L., Gimon, D.M., 2004. Evaluating evapotranspiration (ET) landfill cover performance using hydrologic models. Air force center for environmental excellence, Brooks City Base TX 78235.

- Haverkamp, R., Reggiani, P., Ross, P.J., Parlange, J.Y., 2002. Soil water hysteresis prediction model based on theory and geometric scaling. In Smiles D, Raats P, Warrick A, eds. Heat and mass transfer in the natural environment: A tribute to Philip JR. Monograph of the Geophysical Union 129, 213-246.
- Hillel, D., 1980. Fundamentals of physics. Academic press Inc, NY, pp. 413.
- Hogarth, W., Hopmans, J., Parlange, J.Y., 1988. Applications of a simple soil water hysteresis model. *J. of Hydrol.* 98, 21-29.
- Huang, M., Barbour, S.L., Elshorbagy, A., Zettl, J.D., Si, B.C., 2011. Infiltration and drainage processes in multi-layered coarse soils. *Can. J. Soil Sci.*, 91, 169-183.
- Huang, M., Bruch, P.G., Barbour, S.L., 2013. Redistribution in Layered unsaturated soil profiles. *Vadose Zone J.* doi:10.2136/vzj2012.0108.
- Huang, H.C., Tan, Y.C., Liu, C.W., Chen, C.H., 2005. A novel hysteresis model in unsaturated soil. *Hydrological Processes* 19(8), 1653-1665.
- Jaynes, D.B., 1984. Comparison of soil-water hysteresis models. *J. of Hydrol.* 75, 287-299.
- Klausner, Y., 1991. Fundamentals of continuum mechanics of soils. Springer-Verlag, N.Y.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1997. Water balance modeling of earthen final covers. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.* 133(8), 744-754.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.* 125(6), 518-527.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 2000. Capillary barriers: design variables and water balance. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.* 126, 695-708.
- Klute, A., Heermann, D.F., 1974. Soil water profile development under a periodic boundary condition. *Soil Sci.* 117, 265-271.

- Kool, J.B., Parker J.C., 1987. Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.* 24, 817-830.
- Lee K.S., 2007. Effects of hysteresis in k-S-p relationship on the performance of mine waste soil covers. *Geosc. J.* 11(3), 241-247.
- Li, X.S., 2005. Modeling of hysteresis response for arbitrary wetting/drying paths. *Comput. Geotech.* 32(2), 133-137.
- Liu, Y., Parlange, J.Y., Steenhuis, T.S., Haverkamp, R., 1995. A soil water hysteresis model for fingered flow data. *Water Resour. Res.* 31, 2263-2266.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2012. Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotech. Geol. Eng.* 30(5), 1147-1159.
- McGuire, P., Andraski, B.J., Archibald, R.E., 2009. Case study of a full-scale evapotranspiration cover. *J of Geotech. and Geoenv. Eng.* 316-332.
- Miller, E.E., Miller, R.D., 1956. Physical theory for capillary flow phenomena. *J. of Applied Physics* 27, 324-332.
- Mitchell, R.J., Mayer, A.S., 1998. The significance of hysteresis in modeling solute transport in unsaturated porous media. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 62, 1506-1512.
- Morris, C.E., Stormont, J.C., 1997. Capillary Barriers and Subtitle D Covers: Estimating Equivalency. *J. of Env. Eng.* 123(1), 3-10.
- Morris, C.E., Stormont, J.C., 1998. Evaluation of numerical simulations of capillary barrier field tests. *Geotech. and Geol. Eng.* 16, 201-213.
- Mualem, Y., 1974. A conceptual model of hysteresis. *Water Resour. Res.* 9, 1324-1331.
- Mualem, Y., 1977. Extension of the similarity hypothesis used for modeling the soil water characteristics. *Water Resour. Res.* 13, 773-780.
- Mualem, Y., 1984a. Prediction of the soil boundary wetting curve. *J. of Soil Sci.* 137, 283-291.

- Mualem, Y., 1984b. A modified dependent domain theory of hysteresis. *J. of Soil Sci.* 137, 2783-291.
- Mualem, Y., Beriozkin, A., 2009. General scaling rules of the hysteretic water retention function based on Mualem's domain theory. *Eur. J. Soil. Sci.* 60, 652-661.
- Nimmo, J.R., 1992. Semi-empirical model of soil water hysteresis. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 56, 1723-1730.
- Nuth, M., Laloui, L., 2008. Advances in modeling hysteretic water retention curve in deformable soils. *Comput. Geotech.* 35(6), 835-844.
- Nyhan, J.W., 2005. Seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone J.* 4, 466-480.
- Ogan, B.D., Wilson, G.V., Albright, W.H., Gee, G.W., Fayer, M.J., Rock, S., 1999. Sensitivity analysis and validation of numerical models used in the design of alternative landfill covers. Annual Meeting, Soil Sci. Soc. of Am., Salt Lake City, Utah.
- Ogorzalek, A.S., Bohnhoff, G.L., Shackelford, C.D., Benson, C.H., Apiwantragroon, P., 2008. Comparison of field data and water-balance predictions for a capillary barrier cover. *J. of Geotech. and Geonenv. Eng.* 134(4), 470-486.
- Pang, L., Close, M.E., Watt, J.P.C., Vincent, K.W., 2000. Simulation of picloram, atrazine, and simazine leaching through two New Zealand soils and into groundwater using HYDRUS-2D. *J. of Cont. Hydro.* 44, 19-46.
- Parker, J.C., Lenhard, R.J., 1987. A model for hysteretic constitutive relations governing multiphase flow 1. Saturation – pressure relations. *Water Resour. Res.* 23, 2187-2196.
- Parlange, J.Y., 1976. Capillary hysteresis and the relationship between drying and wetting curves. *Water Resour. Res.* 12, 224-228.

- Pedroso, D.M., Williams, D.J., 2010. A novel approach for modeling soil water retention characteristic curves with hysteresis. *Comput. Geotech.* 37(3), 374-380.
- Pham, Q.H., Fredlund, D.G., Barbour, S.L., 2003. A practical hysteresis model for the soil-water characteristic curve for soils with negligible volume change. *Géotechnique*, 53, 293-298
- Poulovassilis, A., 1962. Hysteresis of pore water, an application of concept of independent domains. *Soil Sci.* 93, 405-412.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1, 318-333.
- Rock, S., Myers, B., Fiedler, L., 2012. Evapotranspiration (ET) Covers. *Inter. J. of Phyto.* 14(S1), 1-25.
- Royer, J.M., Vachaud, G., 1975. Field determination of hysteresis in soil-water characteristic. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 39, 221-223.
- Sadek, S., Ghanimeh, S., El-Fadel, M., 2007. Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments. *Waste management* 27, 572-583.
- Scanlon, B.R., Christman, M., Reedy, R.C., Porro, I., Šimůnek, J., Flerchinger, G.N., 2002. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resour. Res.* 38(12), 1323-1339.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., Dwyer, S.F., 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern. USA *Vadose Zone J.* 4, 55–71.
- Schaap, M.G., Leij, F.J., 2000. Improved prediction of unsaturated hydraulic conductivity with the Mualem-van Genuchten model. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 64(3), 843-851.
- Scott, P.S., Farquhar, G.J., Kouwen, N., 1983. Hysteretic effects on net infiltration. In *Advances in Infiltration*. Am. Soc. of Agri. Eng. Pub. 11-83, 163-170.

- Shackelford, C.D., Chang, C.K., Chiu, T.F., 1994. The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. The First Inter. Congress on Env. Geotech. Edmonton, ISSMFE/CGS, 789-793.
- Si, B.C., Kachanoski, R.G., 2000. Unified solution for infiltration and drainage with hysteresis: Theory and field test. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 30-36.
- Šimůnek, J., Kodešová, R., Gribb, M.M., van Genuchten, M.Th., 1999. Estimating hysteresis in the soil water retention function from cone permeameter experiments. *Water Resour. Res.* 35(5), 1329-1345.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M.Th., Šejna, M., 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone J.* 7, 587-600.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M.Th., 2012. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variability-saturated media. Version 4.15, Dep. of Env. Sci. Univ. of California Riverside.
- Stormont, J.C., Anderson, C., 1999. Capillary barrier effect from underlying coarser layer. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.* 125(8), 641–648.
- Tan, Y.C., Ma, K.C., Chen, C.H., Ke, K.Y., Wang, M.T., 2009. A numerical model of infiltration processes for hysteretic flow coupled with mass conservation. *Irrig. and Drain.* 58, 366-380.
- Tarantino, A., Romero, E., Cui, Y.J., 2008. Laboratory and field testing of unsaturated soils. *Geotech. and Geol. Eng.* 26(6), pp. 214.
- Topp, G.C., 1971. Soil-water hysteresis: The domain theory extended to pore interaction conditions. *Soil Sci. Soc. of Am.* 35, 219-225.
- Van Genuchten, M.Th., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.
- Vereecken, H., Diels, J., Viaene, P., 1995. The effects of soil heterogeneity hysteresis on solute transport: a numerical experiment. *Ecological Modelling* 77, 273-288.

- Vogel, T.K., Huang, K., Zhang, R., van Genuchten, MTh., 1996. The HYDRUS code for simulating one-dimensional water flow, solute transport, and heat movement in variably-saturated media, Version 5.0, Research Report No 140, US Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA.
- Watson, K.K., Reginato, R.J., Jackson, R.D., 1975. Soil water hysteresis in a field soil. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 39, 242-246.
- Werner A.D., Lockington D.A., 2006. Artificial pumping errors in the Kool-Parker scaling model of soil moisture hysteresis. *J. of Hydro.* 325, 118-133.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L., 1997. The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Can. Geotech. J.* 34, 145-155.
- Yang, C., Sheng, D., Carter, J.P., 2012a. Effect on hydraulic hysteresis on seepage analysis for unsaturated soils. *Comput. Geotech.* 41, 36-56.
- Yang, C., Sheng, D., Carter, J.P., 2012b. Stochastic evaluation of hydraulic hysteresis in unsaturated soils. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*
doi:10.1061/(ASCE)gt.1943-5606.0000833.
- Yang, H., Rahardjo, H., Wibawa, B., Leong, E.C., 2004. A soil column apparatus for laboratory infiltration study. *Geotech. Test. J.* 27(4), 347-355.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, H., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. *SME Annual Meeting, Denver, Colorado*, 1-9.
- Zhang, Q., Werner, A.D., Aviyanto, R.F., Hutson, J.L., 2009. Influence of soil moisture hysteresis on the functioning of capillary barriers. *Hydrol. Process.* 23, 1369-1375.
- Zhou, A.N., 2013. A contact angle-dependent hysteresis model for soil-water retention behaviour. *Computers and Geotechnics*, 49, 36-42.
- Zornberg, J.G., McCartney, J.S., 2005. Evaluation of evapotranspiration from alternative landfill covers at the Rocky Mountain Arsenal. *Experus 2005. Trento, Italy.*

CHAPITRE 4

FIELD EXPERIMENTAL CELL TO ASSESS THE HYDROGEOLOGICAL BEHAVIOUR OF STORE-AND-RELEASE COVERS MADE WITH PHOSPHATE MINE WASTE

En plus de modèles physiques (à petite échelle – chapitre 2) et numériques (chapitre 3), la conception d'essais de terrain à une échelle intermédiaire (i.e., cellules expérimentales) pour préciser le design de systèmes de recouvrement est fortement recommandée. Ainsi, cet article propose d'évaluer le comportement hydrogéologique de recouvrements alternatifs SR constitués de rejets miniers phosphatés de différentes textures directement sur un parc à résidus générateur d'un important DRA, à l'aide de cellules expérimentales de 100 m². Comparativement aux essais en colonnes instrumentées, deux types de rejets miniers phosphatés supplémentaires sont étudiés : des rejets à granulométrie naturelle (plus grossière) ainsi que des rejets à granulométrie plus fine (rejets de concentrateur calcaires phosphatés). Encore une fois, les systèmes de recouvrement sont testés pour des conditions naturelles et extrêmes.

~ Cet article a été soumis en Janvier 2014 dans la revue Canadian Geotechnical Journal ~

Bruno Bossé^{1,2} • Bruno Bussière¹ •

Rachid Hakkou^{2,3} • Abdelkabir Maqsoud¹ • Mostafa Benzaazoua^{1,2}

¹Research Institute on Mines and the Environment, Univ. du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4, Canada.

²IDRC (Canada) Research Chair in Management and Stabilization of Mining and Industrial Wastes, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

³LCME, Faculté des Sciences et Techniques, Univ. Cadi Ayyad, BP 549, 40000 Marrakech, Morocco.

4.1. Abstract

A field investigation was conducted to evaluate the effectiveness of store-and-release (SR) covers made with different phosphate mine wastes in reducing water infiltration and controlling acid rock drainage (ARD) generation. Four instrumented experimental cells were constructed with different SR layer configurations (two thicknesses and three materials) placed over a capillary break layer. In order to assess the hydrogeological behaviour of these cover systems, volumetric water content, matric suction, and meteorological monitoring time trends were studied for a period of one and a half years under actual and extreme conditions typical of an arid climate. Under natural climatic conditions, all net infiltration was released to the atmosphere by the physical process of evaporation (regardless of SR layer thickness and type). Although high surface matric suction ($> 3,000$ kPa) decreased the evaporation rate (or release capacity) during the drying period, field tests showed that the studied scenarios limited deep water infiltration even under extreme rainfall events. The release capacity of the SR layer was slightly lower for cover systems made of fine-grained mine waste. This layer was also more susceptible to desiccation cracking, which could affect the long-term performance of this cover system. This study confirms the suitability of phosphate mine wastes for use as components of SR covers under the conditions at the Kettara mine site located near Marrakech, Morocco.

Keywords Acid rock drainage • Experimental cells • Kettara mine site • Mine site reclamation • Store-and-release cover • Unsaturated flow • Water balance

4.2. Résumé

Une étude *in situ* a été menée afin d'évaluer l'efficacité d'un recouvrement alternatif SR constitué de rejets miniers phosphatés à réduire les infiltrations d'eau ainsi qu'à contrôler la production d'un drainage rocheux acide (DRA). Quatre cellules expérimentales comprenant un bris capillaire ont été construites avec des configurations spécifiques (deux épaisseurs et trois matériaux SR). Dans le but d'évaluer le comportement hydrogéologique de ces systèmes de recouvrement, les évolutions temporelles des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles ainsi que les conditions météorologiques ont été étudiées durant un an et demi, sous des conditions naturelles et extrêmes typiques d'un climat aride. Sous des conditions climatiques naturelles, la totalité des infiltrations nettes ont été libérées dans l'atmosphère par le processus physique d'évaporation (indépendamment de l'épaisseur de la couche SR). Alors qu'une succion matricielle de surface élevée ($> 3,000$ kPa) diminue le taux d'évaporation (ou la capacité de libération) durant la période de drainage, les essais de terrain ont montré que les scénarios étudiés permettaient même de limiter les infiltrations profondes lors d'événements de précipitation extrêmes. Toutefois, la capacité de libération de la couche SR, constituée des rejets miniers les plus fins (rejets de concentrateur calcaires phosphatés), a été inférieure. Cette couche a également été plus susceptible au phénomène de dessiccation, ce qui pourrait affecter la performance à long terme de tels recouvrements. Cette étude confirme le potentiel de rejets miniers phosphatés en tant que composante principale d'un recouvrement SR pour les conditions du site minier de Kettara localisé à proximité de Marrakech, Maroc.

Mots-clés Bilan hydrique • Cellules expérimentales • Drainage rocheux acide • Recouvrement alternatif SR • Restauration de site minier • Site minier de Kettara

4.3. Introduction

Alternative cover systems also referred to as water balance, evapotranspiration, and store-and-release (SR) covers, which use the physical process of evaporation (or evapotranspiration), are widely recommended in arid and semiarid climates to reduce deep water infiltration (percolation) and to control contaminated drainage production from domestic waste disposal areas (e.g., Hauser 2008; Albright et al. 2010). SR cover systems are also increasingly suggested to control acid rock drainage (ARD) from sulphidic mine wastes located in arid and semiarid climates (e.g., O’Kane et al. 1998; Wels et al. 2002; Junqueira et al. 2006; Williams et al. 2006; Waugh et al. 2008; Milczarek et al. 2011; Zhan et al. 2013). ARD is characterized by high sulphate concentrations, high acidity, and high concentrations of dissolved metals and metalloids. If not controlled, this contaminated drainage can cause significant environmental damage, as well documented in the literature (e.g., Kleinmann et al. 1981; Evangelou and Zhang 1995; Aubertin et al. 2002; Johnson and Hallberg 2005). Additionally, recent studies have shown that SR covers are more effective than low saturated hydraulic conductivity covers in controlling water percolation (e.g., Morris and Stormont 1997; Ward and Gee 1997; Khire et al. 1999; Benson et al. 2002; Dwyer 2003). The moisture-retaining layers of such covers are usually made of natural fine-grained materials with good self-healing potential and low plasticity (see Zornberg et al. 2003; Bussière et al. 2007a).

SR covers are typically divided into two main categories: monolithic covers with single thick SR layers (mono-layer) and capillary barrier covers (e.g., EPA 2011, 2013; Benson and Bareither 2012; Rock et al. 2012). In the latter systems, capillary break layers are usually added beneath the SR layer to improve water storage capacity during wet periods. More specifically, a capillary barrier is made of a fine-grained material placed over a coarse-grained material (e.g., Shackelford et al. 1994; Stormont and Anderson 1999). The induced capillary barrier effects at the interface

reduce water percolation due to the low unsaturated hydraulic conductivity of the coarse-grained material once drained. For further details on capillary barriers, the interested reader is referred to previous studies by the authors (e.g., Bussière 1999; Bussière et al. 2003, 2007a; Aubertin et al. 2009; Bossé et al. 2013²⁷).

Engineered cover systems must be carefully designed according to a multi-step process. First, it is important to characterize the cover materials, obtain climatic and vegetation data, and make preliminary predictions based on the material properties and cover geometry. Preliminary numerical modeling can then be performed to propose potential cover configurations. The next step is to validate the numerical predictions with small-scale representative physical models in the lab. The main objective is to compare the behaviour of various cover scenarios under controlled conditions and to validate the numerical results (Bussière et al. 2007b). Note that although numerical modeling is a very useful tool, it usually considers a simplified version of the reality. Factors such as soil–(plant)–atmosphere interactions, hysteresis effects, vapour and heat transport, and desiccation cracking are often confounded and difficult to simulate numerically (e.g., Khire et al. 2000; Scanlon et al. 2002; Saito et al. 2006; Benson 2007; Sadek et al. 2007; Eamus et al. 2012; Bossé 2014). Hence, the design of cover systems cannot be based solely on numerical modeling (Benson and Bareither 2012). Field studies are increasingly conducted to validate the numerical tools and to refine the final configuration of SR cover systems (e.g., Hakonson et al. 1994; Khire et al. 1999; Dwyer et al. 2000; Benson et al. 2002; Wels et al. 2002; Dwyer 2003; Albright et al. 2004; Nyhan et al. 2005; Scanlon et al. 2005; Waugh et al. 2008; Smesrud et al. 2012). Taken together, the above research shows that SR covers usually provide low percolation rates in semiarid and arid environments. Nevertheless, despite these efforts, only a few attempts have been made to investigate the hydrogeological behaviour of SR covers under extreme rainfall conditions (e.g., Porro 2001; Zhan et al. 2001).

²⁷ Voir chapitre 2.

A preliminary field instrumented column study (Bossé et al. 2013) demonstrated for the first time that phosphate mine waste from the Gantour sedimentary basin (Morocco) have the appropriate properties for use in an SR cover with capillary barrier effects designed to control ARD generation in a semiarid climate. Because the columns were relatively small (60 cm in diameter), it was decided to test the effectiveness on a larger scale. The main objectives of this study were to validate the use of phosphate mine waste as SR cover material on a larger scale under natural and extreme climatic conditions and to compare scenarios using different SR cover materials (phosphate mine waste with different textures) and layer thicknesses. More specifically, four field experimental cells made of different phosphate mine waste layers were constructed and instrumented in an ARD-generating mine waste disposal area located near the city of Marrakech, Morocco. The first part of this paper describes the mine site, the cover designs, and the field cell construction and instrumentation. The main hydrogeological properties of the tested phosphate mine waste used as SR cover material are also presented. The second part presents the hydrogeological behaviour of the tested SR layers under natural and extreme climatic conditions. A discussion is then presented of the evaporative fluxes at the SR material surface and the effectiveness of SR covers made of phosphate mine waste in controlling ARD at the tested site.

4.4. Description of the Field Tests

4.4.1. Site Description

Field tests were performed directly at the 16 ha abandoned Kettara mine waste disposal area (31°52'15"N–8°10'31"W) located approximately 35 km north-northwest of Marrakech (Fig. 4.1a). Based on the aridity index (0.076), calculated as the ratio of annual rainfall to annual potential evapotranspiration (PET) (e.g., UNEP

1997), the climate is classified as arid. The annual cumulative rainfall and PET are measured at approximately 150 mm and 1,980 mm (pan evaporation \approx 3,350 mm/year). The ratio PET/pan evaporation is typical of pan coefficient found in the literature (for further details, see Allen et al. 1998).

The Kettara pyrrhotite mine site is one of several abandoned ARD-generating sites in Morocco. The tailings pond area contains approximately 1,780,000 tons of mine waste (Lghoul et al. 2012), including coarse- and fine-grained tailings (Fig. 4.1b). This mine waste is considered highly acid-generating, with negative net neutralization potential (NNP) values ranging from -453 to -22.5 kg CaCO_3/t (Hakkou et al. 2008a). Typical geochemical characteristic of the Kettara ARD include (Hakkou et al. 2008b) low pH (2.7 to 4), high sulphate concentrations (47 to 4,500 mg/L), and high dissolved metal concentrations such as Fe (1 to 1,200 mg/L), Zn (58 mg/L), Cu (45 mg/L), and Co (13 mg/L). Further details on the geochemical and mineralogical properties of the tailings and the water and soil contamination at the Kettara mine site are provided in Hakkou et al. (2008a, b), Ouakibi et al. (2013) and Khalil et al. (2013).

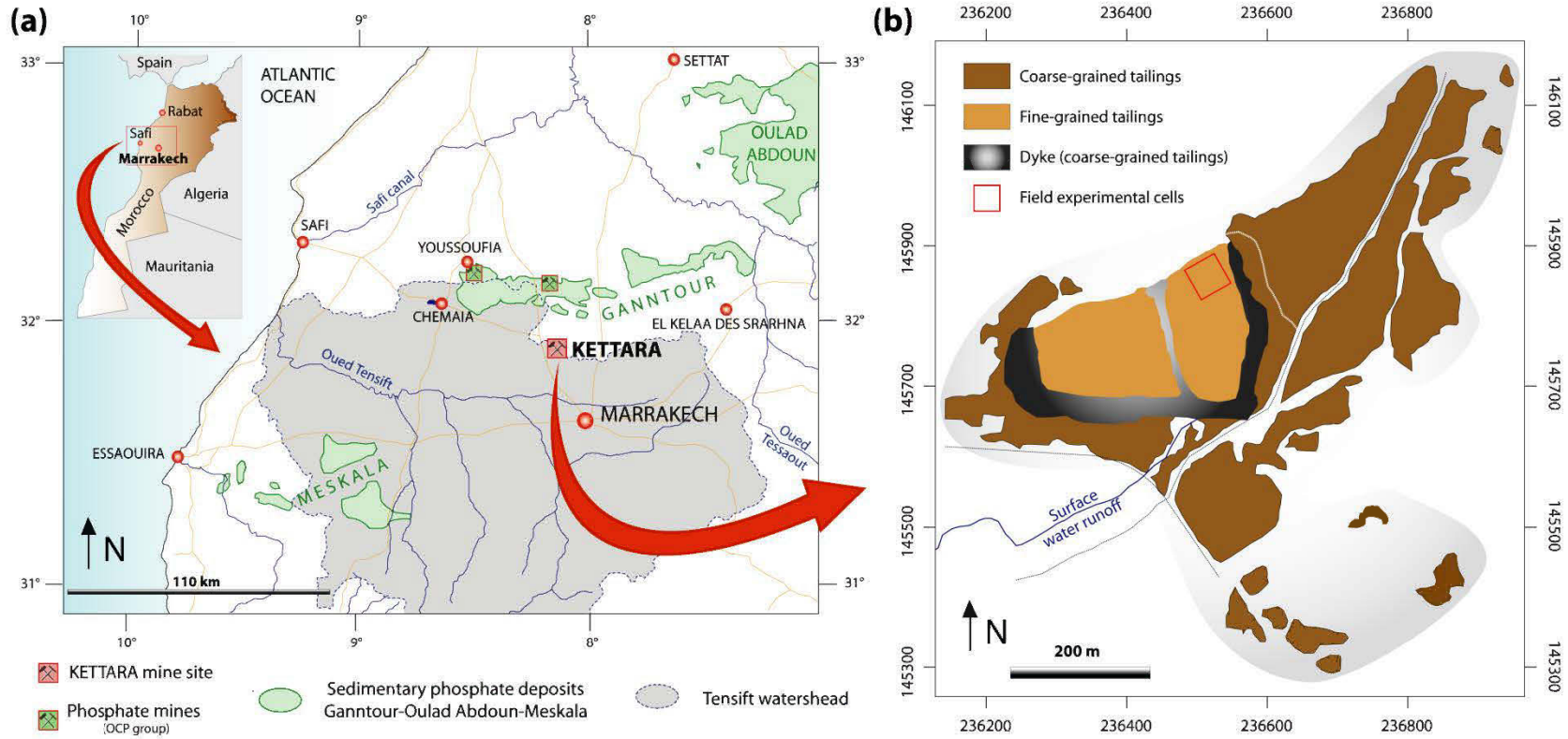


Figure 4.1 Location of the field experimental cells at the abandoned Kettara mine site: study area (a), and tailings pond area (b).

4.4.2. Test Plot Configuration

A study was conducted in 2010 at the Kettara mine site to identify the most appropriate cover system to reduce deep water infiltration (percolation) into the underlying mine tailings and to control ARD generation. Four field experimental cells (10 × 10 m) were designed, constructed, and instrumented in order to assess the actual hydrogeological behaviour (i.e., water balance) of SR covers made of two main components: phosphate mine waste and Kettara coarse tailings (to act as a capillary break). The phosphate mine waste was obtained from phosphate mines located in the Ganntour sedimentary deposit (Fig. 4.1a).

The 3D schematic image of a typical field instrumented cell and the configuration of the four cells are shown in Fig. 4.2. As the proposed SR cover takes advantage of capillary barrier effects, 30 cm of coarse-grained tailings were placed to create the capillary break layer for each scenario (e.g., Khire et al. 2000). Depending on the experimental cell, the SR layers were made of materials with different thicknesses. The SR layers in Cells 1, 3, and 4 are 100 cm thick, whereas the SR layer in Cell 2 is 50 cm thick. The SR material in Cell 1 is the original phosphate mine waste, whereas Cells 2 and 4 contain the same material but screened in order to recover only the fraction less than 1 mm (Bossé et al. 2013)²⁸. The SR layer in Cell 3 is made of 100 cm of a finer phosphate mine waste obtained from a tailings storage facility located in Youssoufia (Fig. 4.1a). The four constructed cells are illustrated as diagram in Figure 4.2b.

²⁸ Voir chapitre 2.

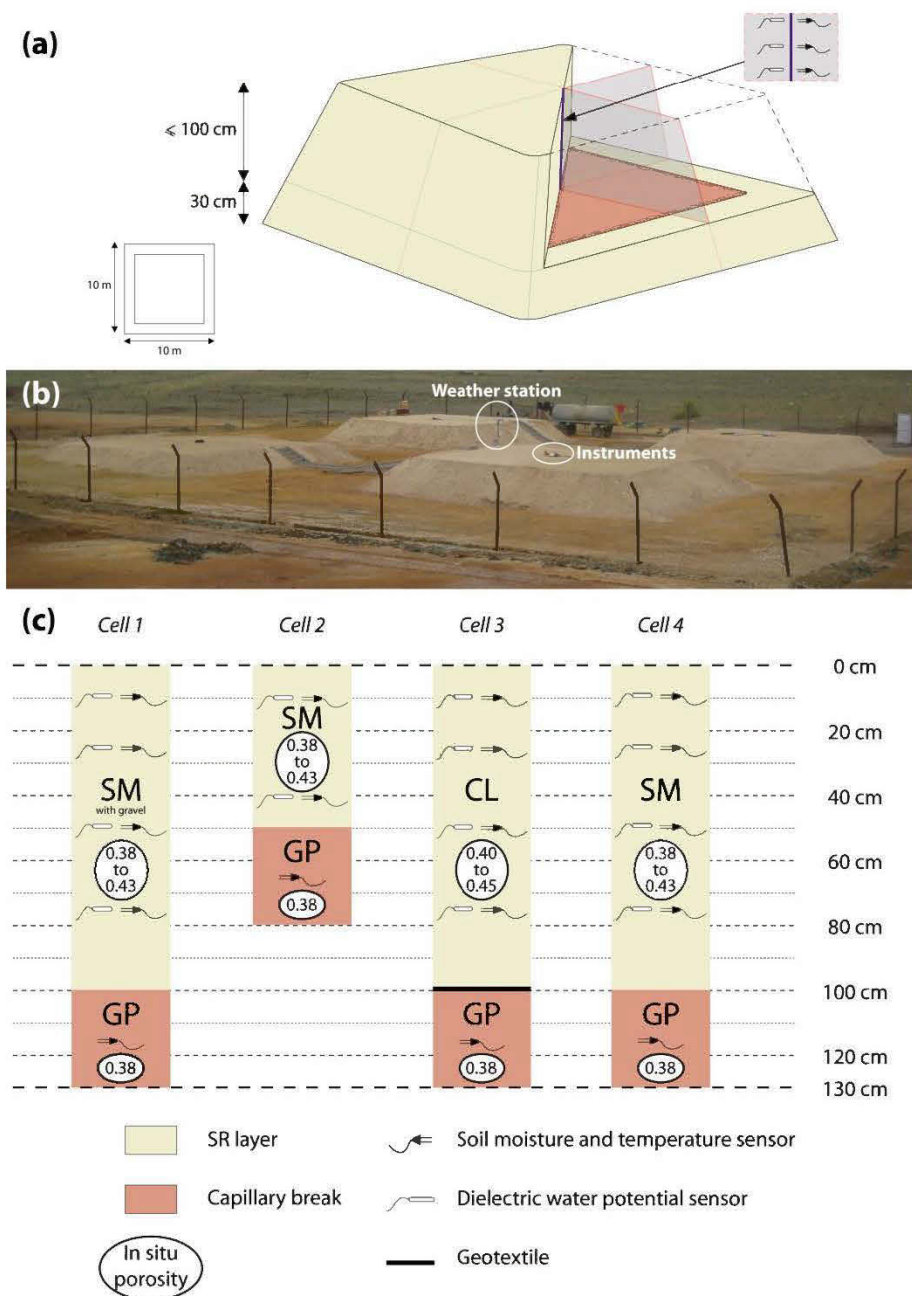


Figure 4.2 Schematic of the field instrumented experimental cell structure (a), view of the four cells at the end of the construction phase (b), and configuration of the different layers and instrumentation in the four cells (c). The two letters designate soil types according to the Unified Soil Classification System: SM, silty sand; CL, lean clay; GP, poorly graded gravel.

4.5. Materials and Methods

4.5.1. Material Characterization

The main properties of the SR cover components (the original and screened phosphate limestone waste, the phosphate limestone tailings, and Kettara coarse tailings) examined in the cells are given in Table 4.1. Material particle size distribution was determined using a Malvern Mastersizer laser particle size analyzer (Merkus 2009) and by sieving (ASTM D 6913-04 2009). The specific gravity (G_s) was estimated with a Micromeritics Accupyc 1330 helium gas pycnometer (ASTM D5550-06 2006). Standard tests for liquid limit, plastic limit, and plasticity index were performed according to ASTM D 4318-10 (2010). Optimum moisture content and maximum dry density of each SR material were also determined using the modified Proctor compaction test in accordance with ASTM D 1557-12 (2012). According to USCS classification, the grain-size distributions of the phosphate limestone waste are typical of non-plastic silty sand and silty sand with gravel, whereas the distributions of the phosphate limestone tailings are typical of low-plastic lean clay with sand (Table 4.1).

Results of the hydrogeological characterization of the phosphate limestone waste and the Kettara coarse tailings are presented in Bossé (2014)²⁹ and summarized in Tables 4.1 and 4.2. Figure 4.3 shows the experimental water retention curves (WRCs) of the SR cover components fitted with the van Genuchten model (1980; see the fitted equation parameters in Table 4.2). The hydrogeological properties of the fine- and coarse-grained materials were determined using conventional tests on reconstituted samples having similar porosities to those measured in the field (Fig. 4.2c).

²⁹ Voir Annexe F.

Table 4.1 Hydro-geotechnical properties of the SR cover components³⁰.

Classification (USCS)			Particle Size Distribution				G_s	LL	PL	PI	Y_{dmax} (kN/m ³)	w_{opt} (%)	k_{sat} (cm/s)
Material	Symbol	Name	Gravel (%)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)							
Phosphate limestone tailings	CL	Lean clay with sand	0.0	15.5	72.5	12.0	2.78	35.4	26.0	9.4	16.6	17.5	1.9×10^{-6}
	SM	Silty sand	1.0	53.1	36.9	9.0	2.85	26.4	25.6	0.8	17.1	16.5	9.8×10^{-6}
Phosphate limestone wastes	SM	Silty sand with gravel	15.1	48.5	29.3	7.1	2.85	26.4	25.6	0.8	17.1	14.5	3.7×10^{-5}
Kettara coarse tailings	GP	Poorly graded gravel with sand	84.0	15.0	1.0	0.0	2.90	NA	NA	NA	NA	NA	5.9×10^0

Gravel (>4.75 mm), Sand (4.75-0.075 mm), Silt (0.075-0.002 mm), Clay (<0.002 mm), G_s gravity specific, LL Liquid Limit, PL Plastic Limit, PI Plasticity Index, Y_{dmax} Proctor maximum dry unit weight, w_{opt} Proctor optimum water content, k_{sat} saturated conductivity hydraulic (geometric mean) and NA not applicable.

³⁰ Voir Annexe F.

The main drying curves (MDC) (Fig. 4.3) for the SR materials were obtained in a pressure chamber (Tempe Cell) (ASTM D6836-02 2008) using saturated salt solutions (e.g., Tarantino et al. 2008), and the main wetting curves (MWC) were obtained from laboratory instrumented column tests used to assess hysteretic behaviour (for further details, see Bossé 2014)³¹. Saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was measured using a flexible wall permeameter (ASTM D5084-10 2010). The two SR materials (original and screened phosphate limestone waste) used in the cover have a k_{sat} value ranging from 9.8×10^{-6} to 3.7×10^{-5} cm/s, an air-entry value (pressure at which the material starts to drain – ψ_a) of approximately 40 kPa, and a hysteretic ratio (α_w/α_d , α is the van Genuchten parameter for the wetting w and drying d path – see the parameters in Table 4.2) of approximately 11, whereas the SR material classified as lean clay with sand (phosphate limestone tailings) has k_{sat} , ψ_a , and hysteretic ratio values of 1.9×10^{-6} cm/s, 150 kPa, and 75, respectively. The ψ_a values were determined using the usual graphical construction procedure (e.g., Fredlund and Xing 1994). For the coarse-grained material (capillary break layer) classified as poorly graded gravel with sand, the water retention curve (WRC) was also obtained from laboratory instrumented column tests (Fig. 4.3). The k_{sat} value measured using a rigid-wall permeameter with constant head (ASTM D2434-68 2006) was 5.9 cm/s and the ψ_a value was estimated at 0.9 kPa (see Bossé 2014)³².

Table 4.2 Van Genuchten parameters.

Material	Symbol	WRC	θ_r	θ_s	a (kPa ⁻¹)	n	m
Phosphate limestone tailings	CL	MDC	0.03	0.41	0.002	1.55	0.356
		MWC	0.03	0.41	0.151	1.55	0.356
Phosphate limestone wastes	SM	MDC	0.01	0.43	0.011	1.43	0.301
		MWC	0.01	0.43	0.122	1.43	0.301
Kettara coarse tailings	GP	WRC	0.01	0.38	0.73	4.94	0.797

³¹ Voir chapitre 3 (§3.4.1).

³² Voir chapitre 3 (§3.4.1).

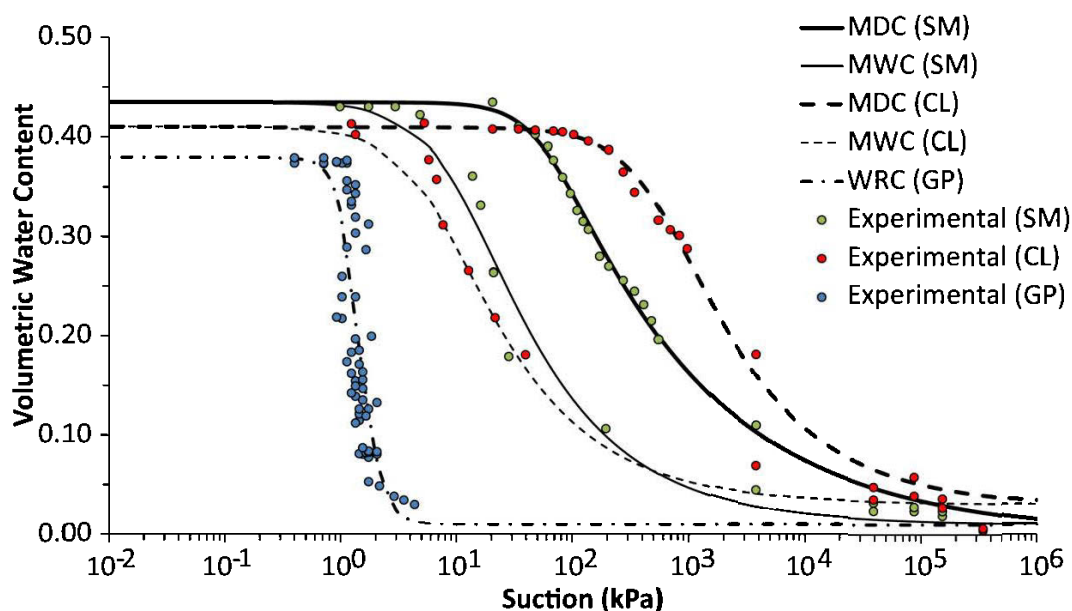


Figure 4.3 Main lab-measured and -fitted WRCs of the fine- and coarse-grained material placed in the experimental cells.

XRD analysis (Bossé 2014)³³ confirmed the main mineral composition in the phosphate limestone tailings, in decreasing order of abundance, as calcite, fluorapatite, dolomite, quartz, and ankerite. This is in accordance with the mineralogical analysis of phosphate limestone waste conducted by Hakkou et al. (2009). The same authors also showed through kinetic tests that this mine waste does not generate contaminated drainage. Further details on the geochemical and mineralogical properties of the phosphate mine waste are provided in Bossé et al. (2013)³⁴, Loutou et al. (2013) and Ouakibi et al. (2013).

³³ Voir Annexe F.

³⁴ Voir chapitre 2 (§2.4.2).

4.5.2. Construction

The field experimental cells were constructed directly over a small portion (50×50 m) of the reactive fine-grained material in the Kettara tailings pond area (Fig. 4.1b). This location was selected for its easy accessibility, which facilitates cell construction. Figure 4.2c illustrates the main characteristics of the cells constructed in March 2012 in terms of layer thicknesses, porosity, and type of SR material used. SR materials were placed with low compactive effort (manual compactor) and at a water content situated on the dry side of the modified Proctor optimum. Table 4.1 presents the Proctor maximum dry unit weight and optimum water content. The SR and capillary break layers in each cell were compacted in successive lifts about 10 cm thick to ensure uniform and adequate compaction. Note that the dry density of each lift exceeded 85% of the optimum modified Proctor density.

The experimental cells were constructed in two or three steps depending on the cell configuration. The coarse-grained tailings used as a capillary break layer for each cell were first placed and compacted to a porosity (n) of approximately 0.38 (dry unit weight = 18.0 kN/m^3). The phosphate limestone waste was then placed in Cell 1 and compacted at its natural water content ($w \approx 7\%$) to a porosity of approximately 0.43 (corresponding to 90% of the modified Proctor maximum dry density), whereas the SR material in Cells 2 and 4, which was screened directly in the field, was placed at a lower water content ($w \approx 5\%$). The phosphate limestone tailings in Cell 3 were also compacted at their natural water content ($w \approx 9\%$) from 0.41 to 0.45 porosity. A geotextile was installed in Cell 3 at the interface of the fine- and coarse-grained materials, because although the experimental cells made of silty sand met the filter design criteria (McCarthy 2007), the cell made of phosphate limestone tailings (Cell 3 – lean clay with sand) did not. The geotextile is designed to prevent fine particles from migrating through the capillary break layer.

Sampling and quality control tests were also performed during and after the construction phase. The main control parameters were grain-size distribution, porosity, and *in situ* density. Samples with a known volume were used to calculate the *in situ* porosity (n) (Fig. 4.2c). The *in situ* density of the phosphate limestone waste placed in Cells 1, 2, and 4 ranged from 93 to 96% of the γ_{dmax} , whereas the *in situ* density of the phosphate limestone tailings (Cell 3) exceeded 90% of the γ_{dmax} . Further details on the construction of the field experimental cells are provided in Bossé (2014)³⁵.

4.5.3. Instrumentation and Monitoring

The water percolation control and evaporation performance for each SR cover was assessed by monitoring the different water balance equation parameters (Eq. 4.1):

$$E = P + Irr - R_0 - P_r - \Delta S \quad (4.1)$$

Actual evaporation (E) is estimated indirectly by subtracting the runoff (R_0 nil with the configurations tested), percolation or deep drainage (P_r), change in water storage (ΔS), precipitation (P), and irrigation (Irr). Daily precipitation (rainfall) was measured using automated weather station (HOBO U30-NRC) installed at the center of the selected portion in the Kettara tailings pond area (Fig. 4.1b and 4.2b). A class A evaporation pan was also installed to estimate the potential evaporation (PE). Changes in ΔS were estimated using ECH₂O soil moisture sensors (5TM) and measured indirectly by matric suction sensors (MPS-2). The sensors were placed near the central axis of each field experimental cell at predefined depths into the SR materials (Fig. 4.2a, b). A 5TM sensor was placed horizontally beside each matric suction sensor (MPS-2) to relate volumetric water content to measured matric suction and to deduce field WRCs. The sensors were placed at depths of 10, 25, 50, and 75 cm into the SR materials in Cells 1, 3, and 4, and at depths of 10 and 40 cm into Cell

³⁵ Voir Annexes F et G.

2 containing 50 cm of phosphate limestone waste (see Fig. 4.2c). The underlying coarse-grained layers in each cell were also instrumented with soil moisture sensors to capture deep infiltration, or capillary barrier breakthrough. As mentioned in Bossé et al. (2013)³⁶, the approach used to estimate ΔS has a non-negligible margin of errors (for further details, see Benson et al. 2001 and Khire et al. 1999), but is considered here as an acceptable estimation method due to the relatively low fluctuation of volumetric water content in the profile.

The 5TM moisture sensors estimate the volumetric water content (θ) of the soil by measuring its dielectric permittivity (Decagon 2010), for which linear material-specific calibration curves were determined to obtain more precise volumetric water content measurements (see Bossé 2014)³⁷. Due to its low impact (approximately $0.02 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$), the effect of temperature on the measurements was neglected. ECH₂O sensors have been successfully used in the laboratory and in the field to assess the performance of covers that reduce deep infiltration and control contaminated mine drainage generation (e.g., Zhan et al. 2007, Barnswell and Dwyer, 2011; Keller et al. 2011; Bossé 2014). The MPS-2 sensors measure the dielectric permittivity of porous ceramic disks, which can then be related to the negative pore water pressure (matric suction - ψ) in the surrounding soil. The manufacturer's specified measurement range without user maintenance or material-specific calibration curves is from 5 to 500 kPa (Decagon 2011). The measurement accuracy is approximately $\pm 25\%$ for the ψ 5 to 100 kPa measurement range and from 35 to 50% for the 300 to 500 kPa range. The MPS-2 soil moisture sensors were linked to data acquisition systems with a reading frequency of 2 times per hour during the monitoring period from April 2012 to August 2013.

³⁶ Voir chapitre 2 (§2.4.3).

³⁷ Voir Annexe B.

4.6. Results

4.6.1. Climatic Conditions

Figure 4.4a shows the average daily air temperatures measured at the Kettara site from April 2012 to August 2013. The highest and lowest average daily air temperatures are respectively 38 °C (dry season) and 8 °C (wet season), with average annual temperature at about 21 °C. Figures 4.4b and c respectively show the daily PET based on climatic variable data obtained from the weather station and calculated using the Penman-Monteith method³⁸ (Allen et al. 1998) and average daily rainfalls. During the monitoring period, the cumulative rainfall and the PET were respectively determined at 189.2 mm and 3,142 mm. The main rainfall events occur normally during wet periods (Fig. 4.4a, c). March, April, and September are the rainiest months, with daily rainfalls as high as 20 mm/day (Fig. 4.4c). Receiving only 2% of the total annual precipitation, May, June, July, and August are the driest months, characterized by low rainfall, warm temperatures, and high PET.

³⁸ Voir Annexe C.

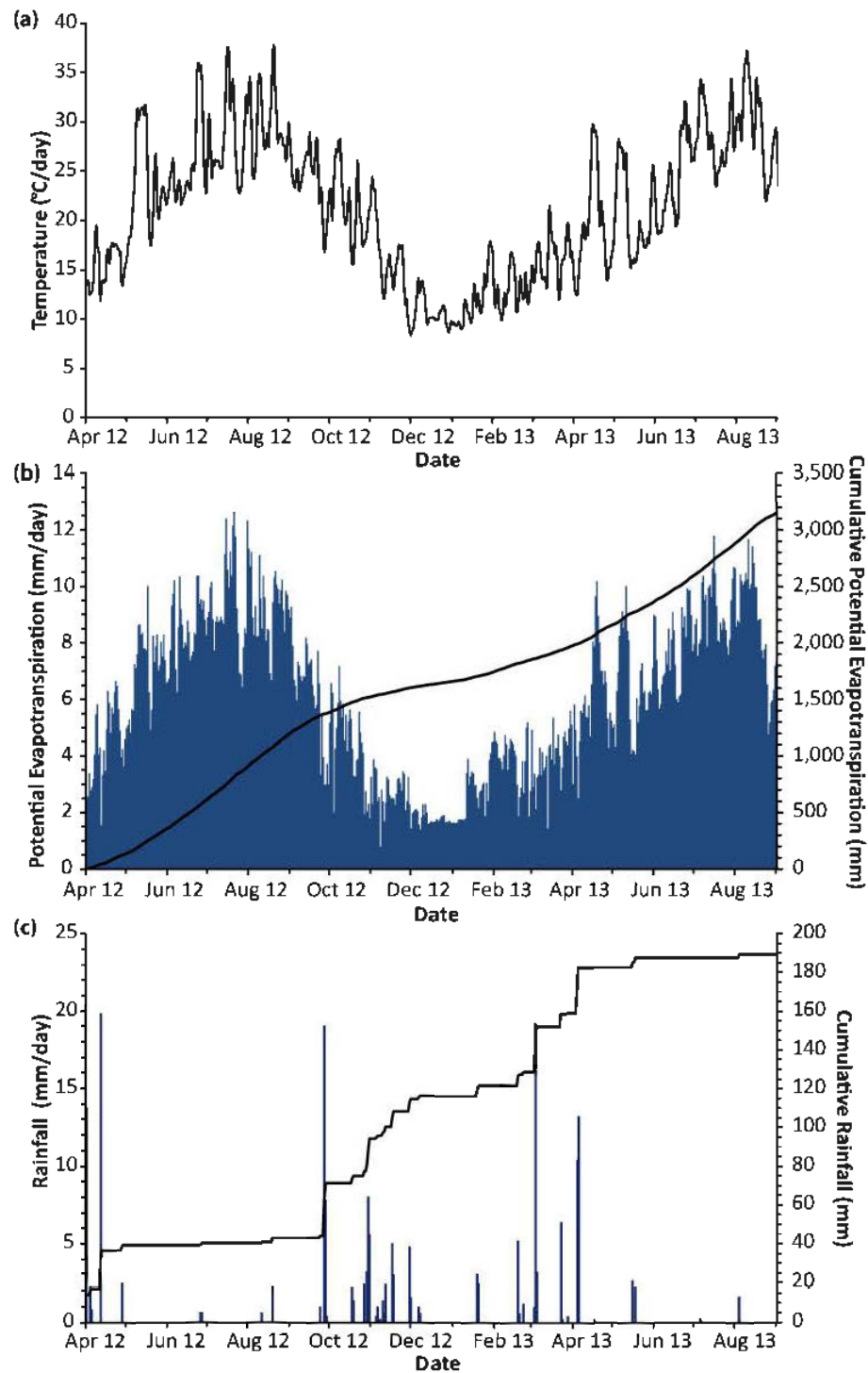


Figure 4.4 Average daily air temperature (a), potential evapotranspiration (b), and rainfall (c) from April 2012 to August 2013.

4.6.2. Hydrogeological Behavior under Natural and Extreme Climatic Conditions

This section presents the hydrogeological behaviour of the four tested field experimental cells exposed to natural and extreme climatic conditions. More specifically, the two upper climatic boundary conditions applied to the experimental cells are:

- (1) The natural boundary condition (Phase I), where θ and ψ were measured under natural arid climatic conditions from April to the end of November 2012 for Cells 1, 3, and 4, and from April 2012 to August 2013 for Cell 2 made with 50 cm of phosphate mine waste.
- (2) The extreme boundary condition (Phase II), where θ and ψ were measured from December to August 2013 for Cells 1, 3, and 4 made with 100 cm of phosphate mine waste. An extreme rainfall event was simulated at the top of the cells by adding a known volume of water (155 mm over a period of 24 h \approx 15 m³ of water), which corresponds to the probable maximum precipitation (PMP) for the location. The extreme event was simulated at the end of November 2012 by watering the cell surfaces. Soil berms were also constructed to prevent surface runoff. Note that this extreme event was not simulated for the thinner tested cover scenario (Cell 2). Previous column tests showed that the thinner cover did not prevent water percolation when the PMP was applied as the surface boundary condition (for further details, see Bossé et al. 2013)³⁹.

The three following subsections present the main results on the hydrogeological behaviour for each SR configuration made with phosphate mine waste. The first and second subsections present the time trends volumetric water content for the two tested upper boundary conditions. *In situ* WRCs (based on simultaneous θ and ψ

³⁹ Voir chapitre 2 (§2.6.1).

measurements) are then compared with laboratory WRCs. The third subsection presents the water balance results for each scenario and the actual evaporation results.

4.6.2.1. Volumetric Water Content Measurements

Figure 4.5 shows the volumetric water content (θ) time trends within the SR covers measured from April 2012 to August 2013 and the average daily rainfall.

Under the first boundary condition (natural condition – Phase I), the volumetric water content time trends show similar behaviour for all cells. Fluctuations corresponding to a succession of wetting and drying events were observed, with the greatest magnitudes during wet periods, and mainly at 10 cm depth. For instance, during the first wet season (April 2012) after the cells were constructed, θ reached the top surface maximum value, ranging from 0.24 (Cell 3) to 0.29 (Cell 2). Subsequently, the soil moisture sensors indicated a decrease in θ due to water release by evaporation during the dry season (from May to September 2012), with θ at 10 cm depth decreasing to minimums close to the residual water content (ranging from 0.03 to 0.06, depending on the cell). At the beginning of the second wet season (end of September 2012) until the PMP simulation (end of November 2012), θ varied significantly, from 0.05 to 0.25 for Cells 1 and 3 (Fig. 4.5a and c), whereas for Cell 4 (Fig. 4.5d) θ fluctuated less, ranging from 0.04 to 0.11. For Cell 2 (Fig. 4.5b), during the entire second wet season (from September 2012 to May 2013), θ also fluctuated significantly, from 0.04 to 0.27. After the second dry season (from May to August 2013), θ decreased to reach similar volumetric water contents to those obtained during the first dry season (close to 0.03).

Results also show that the rate and fluctuation magnitudes of volumetric water content (θ) were more pronounced at 10 cm depth than at 25 cm. At 25 cm depth, θ increased slightly and gradually to less than 0.14 for all cells during the first wet season (April 2012), followed by a gradual decrease during the dry season (from May

to September 2012). At 40 (Fig. 4.5b), 50, and 75 cm depth (Fig. 4.5a, c, and d), the soil moisture sensors were not affected by rainfall events for the entire Phase I. The mean θ at these greater depths under natural arid climatic conditions was generally constant and remained close to the initial θ (from 0.07 to 0.10) of the SR materials.

The extreme boundary condition (Phase II) was applied at the surface of Cells 1, 3, and 4, made with 100 cm of phosphate mine waste, at the end of November 2012 (Fig. 4.5a, c, and d) where the daily rainfall are higher and the potential evaporation rate is lower (which should favour water percolation). The hydrogeological behaviour of these experimental cells was then observed for approximately nine months. For each scenario, and depending on depth, the soil moisture sensors located at 10, 25, 50, and 75 cm depths were affected rapidly (within 24 to 48 hours) after PMP simulation. At 10 and 75 cm depths, θ reached respectively 0.44 and 0.20 for Cell 1 (Fig. 4.5a), 0.40 and 0.19 for Cell 3 (Fig. 4.5c), and 0.43 and 0.29 for Cell 4 (Fig. 4.5d). Full saturation (corresponding to the volumetric water content $\theta =$ porosity; see Fig. 4.2c for porosity values) was not reached at the bottom of the SR materials for the three cells. Consequently, no deep infiltration within the coarse-grained material was measured due to the presence of capillary barrier effects at the interface (see Capillary Break results in Figure 4.5). From December 2012 to August 2013, the θ time trends decreased gradually for each tested scenario. Nine months after the PMP simulation, the soil moisture sensors measured θ close to 0.10 at 10 cm depth and from 0.12 to 0.18 at greater depths (Fig. 4.5a, c, and d). The θ measured at the end of the monitoring period, at all depths, remained higher than the θ measured before PMP simulation. The difference in volumetric water content ($\Delta\theta$) between the conditions before the extreme event (August 2012) and at the end of the experiment (August 2013) was typically 0.04 at 10, 25, 50, and 75 cm depths for Cells 1 and 4, with a difference of 0.04 at 10 cm, 0.07 at 25 and 50 cm, and 0.09 at 75 cm depths for Cell 3.

4.6.2.2. Field WRCs

Under natural arid climatic conditions (natural boundary) and for each cover scenario, measured matric suction (ψ) at 10, 25, 40, 50, and 75 cm depths frequently exceed the manufacturer's specified sensor capacity. Consequently, matric suction time trends are not presented in this paper (see Bossé 2014 for details)⁴⁰. However, some of the ψ measurements (within the ψ sensor measurement range) can be used to estimate the field WRC of the SR materials (Fig. 4.6).

Figure 4.6 shows the simultaneous θ - ψ measurements in the WRC hysteresis loops (Fig. 4.3) for each SR material (phosphate limestone waste and phosphate limestone tailings). As observed in Bossé et al. (2013)⁴¹, for a ψ range of approximately 5 to 500 kPa and for each scenario, most θ - ψ points describe a field WRC located between the laboratory MWC and MDC. These θ - ψ points were not influenced by the two upper boundary conditions, and were usually closer to the MWC of the SR materials. Due to the sensor accuracy, values located in the grey area could be less accurate. These results confirmed that the laboratory WRCs are representative of the tested materials' *in situ* properties.

⁴⁰ Voir Annexe H.

⁴¹ Voir chapitre 2 (§2.6.2).

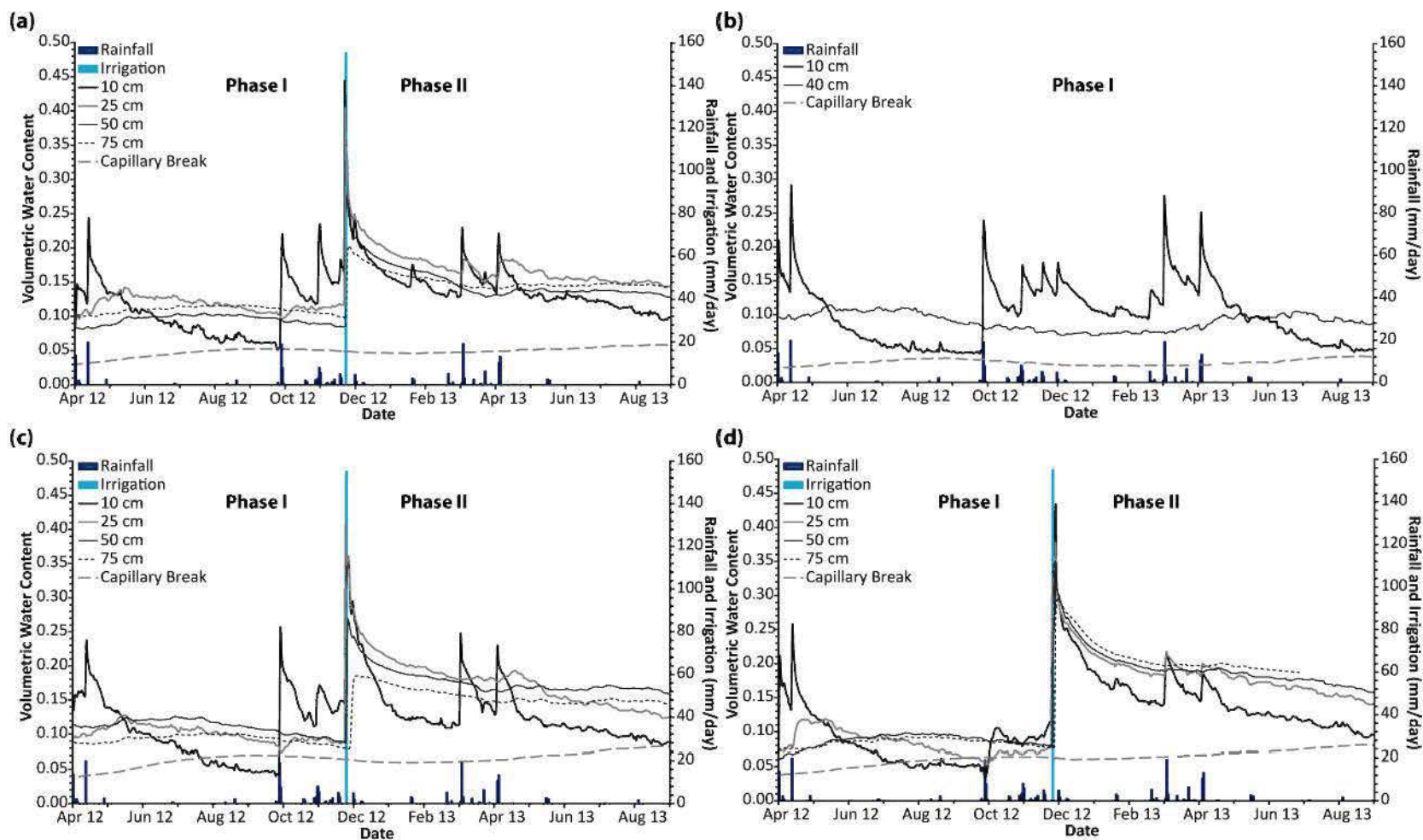


Figure 4.5 Time trends for volumetric water content at depths of 10, 25, 50, and 75 cm for experimental Cells 1 (a), 3 (c), and 4 (d), and at depths of 10 and 40 cm for Cell 2 (b) from April 2012 to August 2013.

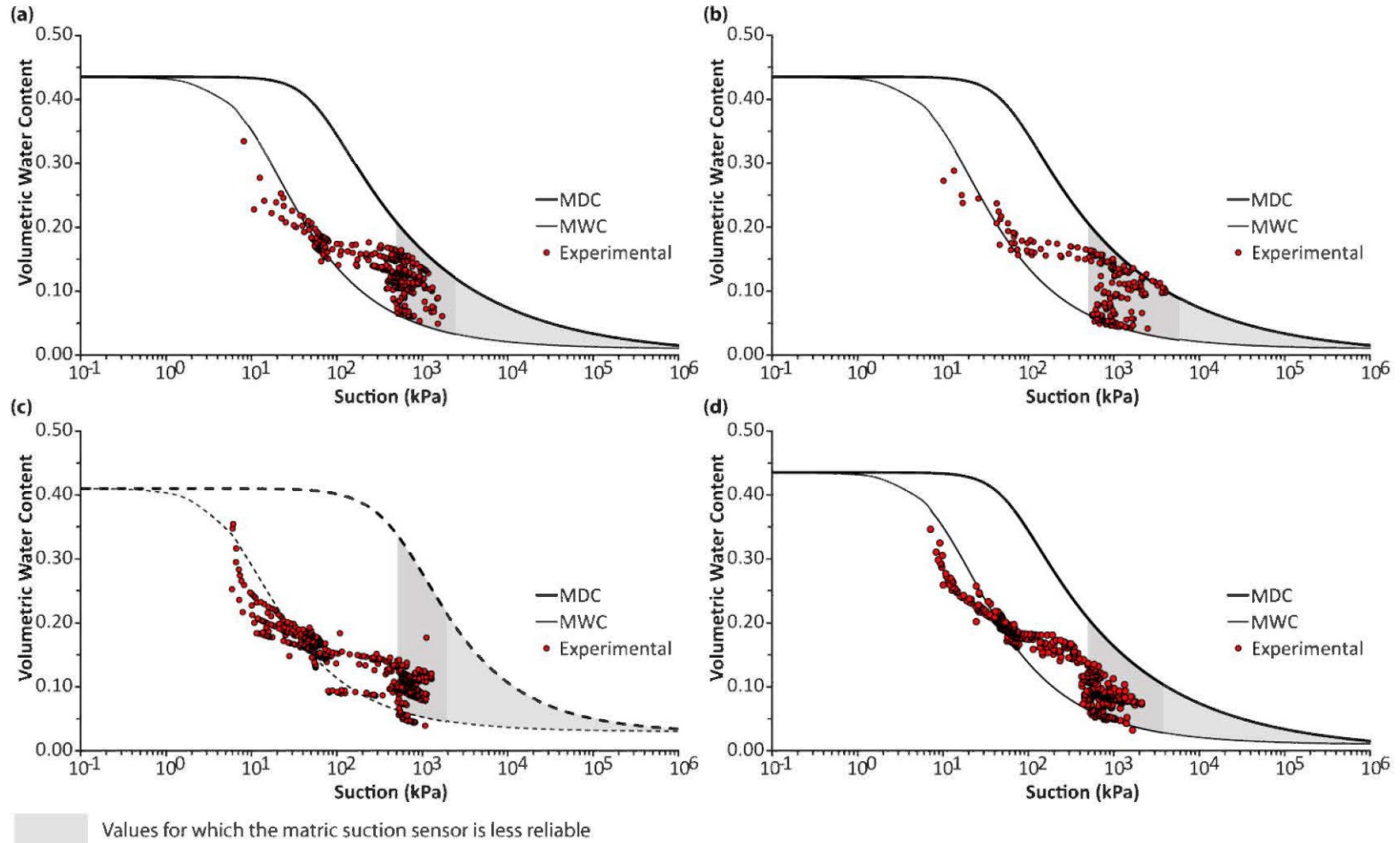


Figure 4.6 Comparison between measurements and the main WRCs for the SR material in experimental Cells 1 (a), 2 (b), 3 (c), and 4 (d).

4.6.2.3. Water Balance and Actual Evaporation Assessment

The hydrogeological behaviour of each field experimental cell was also assessed using the main components of the water balance equation (Eq.4.1): water storage, calculated by integrating the volumetric water content profiles of the SR layers over the entire monitoring period (e.g., Stormont and Morris 1998), and actual evaporation (surface runoff and percolation were neglected). Figure 4.7 and Tables 4.3 and 4.4 present respectively the daily and monthly water balance components (i.e., water storage, cumulative actual evaporation, and rainfall) for the four field experimental cells under the natural and extreme climatic boundary conditions (from April 2012 to August 2013).

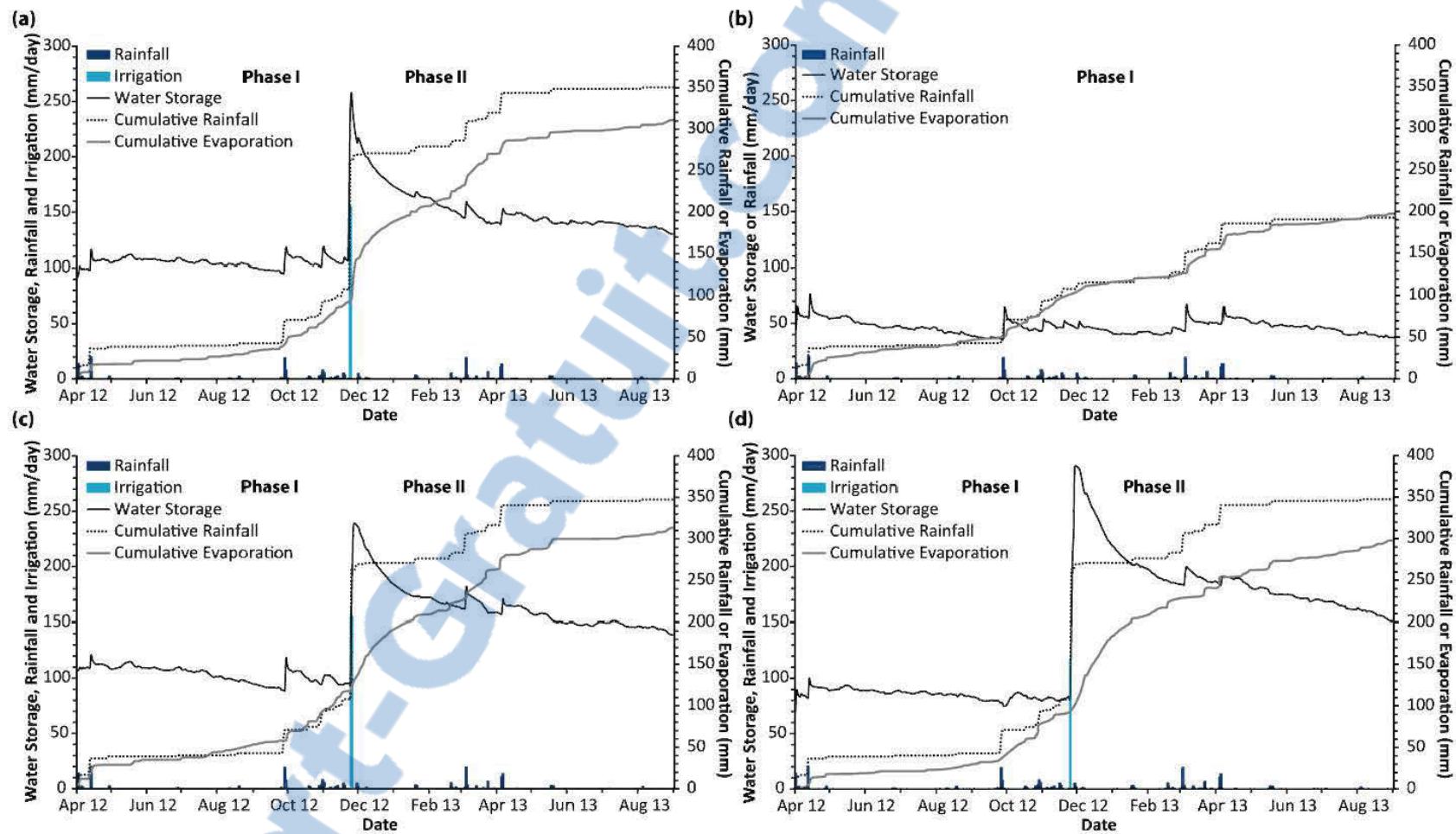


Figure 4.7 Daily water balance for experimental Cells 1 (a), 2 (b), 3 (c), and 4 (d).

As observed in Figure 4.7, and depending on the applied boundary condition, the water storage components present similar time trends. In each scenario, water storage decreases during dry periods and shows several peaks during rainfall events. For the first boundary condition (Phase I – natural arid climatic condition), the highest water storage values (119, 76, 121, and 99 cm for Cells 1, 2, 3, and 4) were obtained during the highest daily rainfall events (≈ 20 mm/day) and the highest value was observed for Cell 3 made with the finer SR material that has the highest residual volumetric water content (0.03). The maximum change in water storage for each field experimental cell (Fig. 4.7) differs between the highest and lowest values, ranging from 28 (Fig. 4.7a) to 40 mm (Fig. 4.7b), similar to results obtained by Bossé et al. (2013) in field columns⁴². When the simulated PMP value (155 mm) is considered in the time period (Phase II), the change in water storage calculated immediately after this extreme event is respectively 152 and 144 mm for experimental Cells 1 (Fig. 4.7a) and 3 (Fig. 4.7c), whereas for Cell 4 (Fig. 4.7d), made with 100 cm of phosphate mine waste, the difference was as high as 203 mm. This high water storage could be due to the accuracy of the water balance method and the sensor locations (Benson et al. 2001). Note that the volumetric water content profile is determined using direct measurements by moisture sensors at specific depths into the SR layers, which assumes uniform volumetric water content above and beneath the sensors.

For the extreme boundary condition (Phase II) and shortly after PMP simulation, increased evaporation is observed during the wet season (from December 2012 to April 2013) (Fig. 4.7a, c, and d). In April 2013, the evaporation rate decreased progressively for the three scenarios. Thus, the water release process slowed but the moisture and matric suction sensors at 50 and 75 cm depths were still affected by the simulation during this period (this mechanism is discussed further below). For the three cells to which the extreme boundary condition was applied, water storage did not reach its initial value (before testing) at the end of the testing period.

⁴² Voir chapitre 2 (§2.5.3).

Approximately 88% and 92% of the net infiltration (i.e., rainfall and irrigation water) were released from experimental Cells 1 and 4 (coarser-grained SR material), and 76% from Cell 3 made with phosphate limestone tailings (Table 4.4). Therefore, extreme rainfall events can temporally affect the storage capacity of SR materials and decrease the short-term storage capacity of cover systems that incorporate them.

Table 4.3 Monthly water balance (in mm) for the field experimental cell made of 50 cm of phosphate mine wastes under natural climatic conditions.

Month	Cell 2 (50 cm) <i>Natural climatic conditions</i>								
	P	PET	PE	Irr	R_o	P_r	ΔS	E	S
Apr-12	39.0	133.0	-	0	0	0	9.8	29.2	54.5
May-12	0.00	221.3	372	0	0	0	-5.1	5.1	49.4
Jun-12	1.20	256.0	487	0	0	0	-3.2	4.4	46.2
Jul-12	0.00	293.3	626	0	0	0	-2.2	2.2	44.0
Aug-12	2.80	289.9	524	0	0	0	-5.8	8.6	38.2
Sep-12	28.2	188.8	334	0	0	0	16.0	12.2	54.2
Oct-12	17.2	138.1	243	0	0	0	-0.5	17.7	53.7
Nov-12	19.6	82.1	119	0	0	0	-8.0	27.6	45.7
Dec-12	8.00	55.8	150	0	0	0	-5.2	13.2	40.5
Jan-13	5.40	83.9	136	0	0	0	1.6	3.8	42.1
Feb-13	7.00	107.0	96	0	0	0	1.6	5.4	43.7
Mar-13	30.4	123.6	109	0	0	0	6.6	23.8	50.3
Apr-13	23.8	182.9	227	0	0	0	-0.1	23.9	50.2
May-13	4.80	200.4	338	0	0	0	-3.0	7.8	47.2
Jun-13	0.00	232.3	341	0	0	0	-0.8	0.8	46.4
Jul-13	0.20	281.9	538	0	0	0	-4.4	4.6	42.0
Aug-13	1.60	271.3	422	0	0	0	-4.7	6.3	37.3
Total	189.2	3,142	5,062	0	0	0	-7.32	196.5	785.7

P precipitations, PET potential evapotranspiration (Penman-Monteith), PE pan evaporation, Irr irrigation, S water storage at end of the month, ΔS water storage change, E actual evaporation, R_o runoff, P_r percolation.

Table 4.4 Monthly water balance (in mm) for the field experimental cells made of 100 cm of phosphate mine wastes under extreme rainfall conditions.

Month	Cell 1 (100 cm)					Cell 3 (100 cm)			Cell 4 (100 cm)		
	<i>Extreme rainfall conditions</i>		ΔS	E	S	ΔS	E	S	ΔS	E	S
Nov-12	155	155	-	-	258.0	-	-	238.3	-	-	287.6
Dec-12	0	8.00	-84.8	92.8	173.3	-53.0	61.0	185.2	-69.4	77.4	218.2
Jan-13	0	5.40	-10.3	15.7	163.0	-13.2	18.6	172.1	-21.0	26.4	197.2
Feb-13	0	7.00	-16.9	23.9	146.1	-9.9	16.9	162.1	-13.3	20.3	183.9
Mar-13	0	30.4	-5.4	35.8	140.7	-3.6	34.0	158.6	2.3	28.1	186.2
Apr-13	0	23.8	3.1	20.7	143.7	-0.9	24.7	157.7	-5.9	29.7	180.3
May-13	0	4.80	-1.4	6.2	142.3	-7.4	12.2	150.3	-5.6	10.4	174.7
Jun-13	0	0.00	-0.6	0.6	141.7	-0.2	0.2	150.1	-5.0	5.0	169.7
Jul-13	0	0.20	-4.2	4.4	137.5	-3.2	3.4	146.9	-7.2	7.4	162.5
Aug-13	0	1.60	-7.1	8.7	130.4	-7.8	9.4	139.1	-11.0	12.6	151.6
Total	155	236.2	-127.6	208.8	1,576	-99.2	180.4	1,633	-136.0	217.2	1,912

Irr irrigation, *Net I* net infiltration, S water storage at end of the month, ΔS water storage change, E actual evaporation (R_o runoff and P_r percolation = 0).

4.7. Discussion

4.7.1. Surface Evaporative Fluxes

In general, before designing SR covers to reduce deep infiltration and control water contamination, the evaporative fluxes at the surface must be assessed or predicted (e.g., Wilson et al. 1994; Aubertin et al. 2009). According to the literature, the physical process of evaporation is influenced mainly by climatic conditions and the hydrogeological properties of the materials, such as texture, porosity, and hydraulic functions (both water retention curves and hydraulic conductivity) (e.g., Willis 1960; Holmes 1961; Wilson 1990; Pillai et al. 2009; Shokri and Salvucci 2011). Some laboratory explanations provided by these authors concur with our observations. For example, under the tested extreme boundary condition (Phase II), Cell 3 showed lower release capacity (i.e., evaporation rate) and a higher difference in volumetric water content between the conditions before the extreme event and at the end of the experiment. This SR material (phosphate limestone tailings) is characterized by the lowest saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) and the highest air-entry value (ψ_a) (see Tables 4.1 and 4.2).

Figure 4.8 shows the relationship between the actual evaporation rate (E) and the pan evaporation rate (i.e., potential evaporation – PE) as a function of time after the extreme rainfall event. This relationship was determined using the monthly data in Table 4.4. For each 100 cm thick cell, Figure 4.8 shows similar behaviour during the drying period, with three main stages (e.g., Gray 1970; Hillel 1980; Wilson et al. 1994): a maximal (i.e., potential) evaporation rate during the first days (Stage I), followed by a drop in the E/PE ratio (Stage II) and a slow (Stage III) evaporation rate two months after the extreme rainfall event simulation. Note also that the E/PE ratio increases temporarily during Stage III, after the rainfall events in the wet season, to values ranging from 0.25 to 0.35. Although the volumetric water contents at different

depths (Fig. 4.5) remained higher than the initial one at the beginning of Stage III (two months after the simulation), the evaporative flux decreased from approximately 1.6 mm/day to 0.5 mm/day. The actual evaporation rate from the SR material surfaces was reduced by a factor of approximately 20 (PE = 10.4 mm/day). These evaporation rates are similar to laboratory data obtained by Wilson et al. (1994) using column drying tests made of sand (PE \approx 8 mm/day). In summary, although the SR material texture slightly influences the actual evaporation rate during the drying period, other factors appear to affect the release capacity of SR cover systems at the surface.

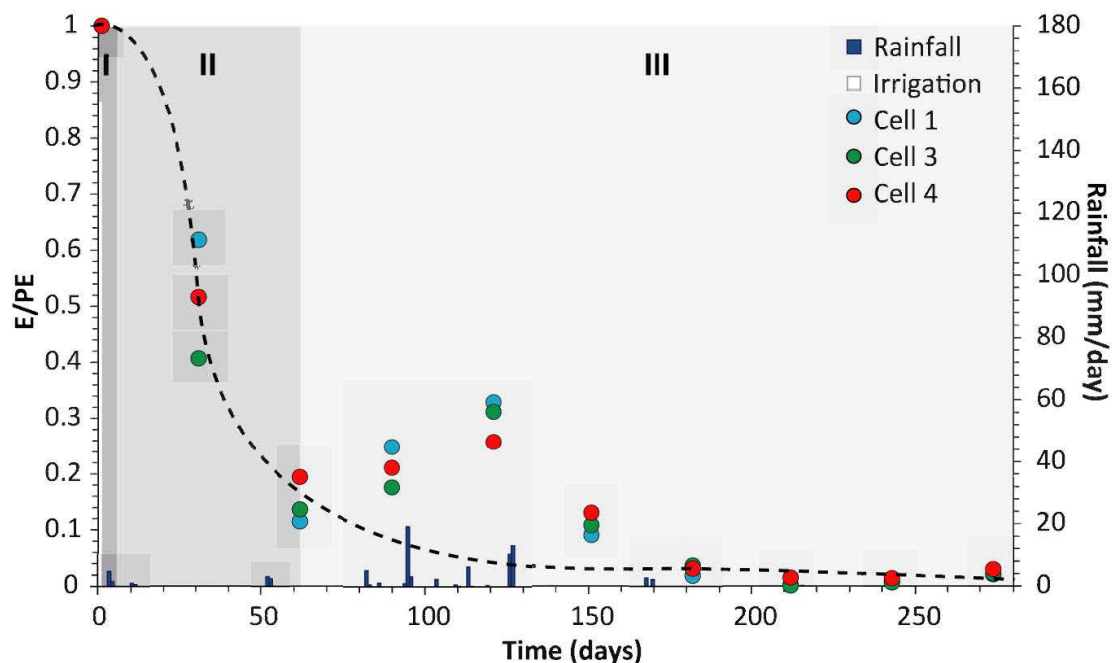


Figure 4.8 Ratio of actual evaporation rate to potential evaporation rate (E/PE) with time.

Wilson et al. (1997) proposed a unique relationship between actual evaporation and total suction at the surface of unsaturated materials, occurring independently of material texture, drying time, and water content. In order to assess the influence of matric suction on evaporative fluxes at the top surface (bare material) of the field

experimental cells, gravimetric water content (w) profiles were directly measured at depths ranging from 0 to 25 cm (Fig. 4.9). Matric suction profiles were subsequently determined from the MWC of the SR materials (Fig. 4.3) and by calculating the volumetric water contents using the following equation:

$$\theta = w(1 - n)G_s \quad (4.2)$$

where w is the gravimetric water content. Note that this MWC-based approach neglects the influence of water retention curve hysteresis (Fig. 4.6).

Fig. 4.9a shows the water content profiles at 0 to 25 cm depths for each experimental cell during the dry seasons (Sept. 2012 and June 2013). The water contents are close to 0.01 at the surface of the four field cells, and gradually increase from 0 to 25 cm depth to values ranging from 0.03 to 0.1. Figure 4.9b shows the corresponding matric suction profiles under natural climatic conditions for the phosphate limestone waste (Cells 1, 2, and 4) and the phosphate limestone tailings (Cell 3) at from 0 to 25 cm depths. Fig. 4.9c shows the matric suction profiles six months (190 days) after the extreme rainfall simulation for the cells made with 100 cm thick SR materials (Cells 1, 3, and 4). Under natural climatic conditions, the matric suction at the surface of the SR covers (> 5 cm depth) exceeds 10,000 kPa. Six months after the extreme rainfall simulation, the estimated surface matric suction also exceeds 10,000 kPa for the covers made with phosphate limestone waste (Cells 1 and 4), whereas the estimated surface matric suction exceeds 1,000 kPa for Cell 3 (phosphate limestone tailings). These matric suctions at the SR cover surface were determined when the evaporation rate was approximately 0.5 mm/day (Stage III; Fig. 4.8) and the actual monthly evaporations were the lowest (0.6, 0.2, and 5 mm for Cells 1, 3, and 4; Table 4.4). Hence, the increase in matric suction at the SR cover surface appears to be one of the main factors influencing the evaporation rate (i.e., release capacity). Recall that Wilson et al. (1997) proposed that the actual evaporation rate drops once the total suction at the soil surface exceeds 3,000 kPa. Our direct water content measurements confirm this proposal. However, for the tested material, hydrogeological properties

appear to influence the time required to reach critical suction. Hence, the phosphate limestone tailings take more time than the phosphate limestone waste to reach critical suction.

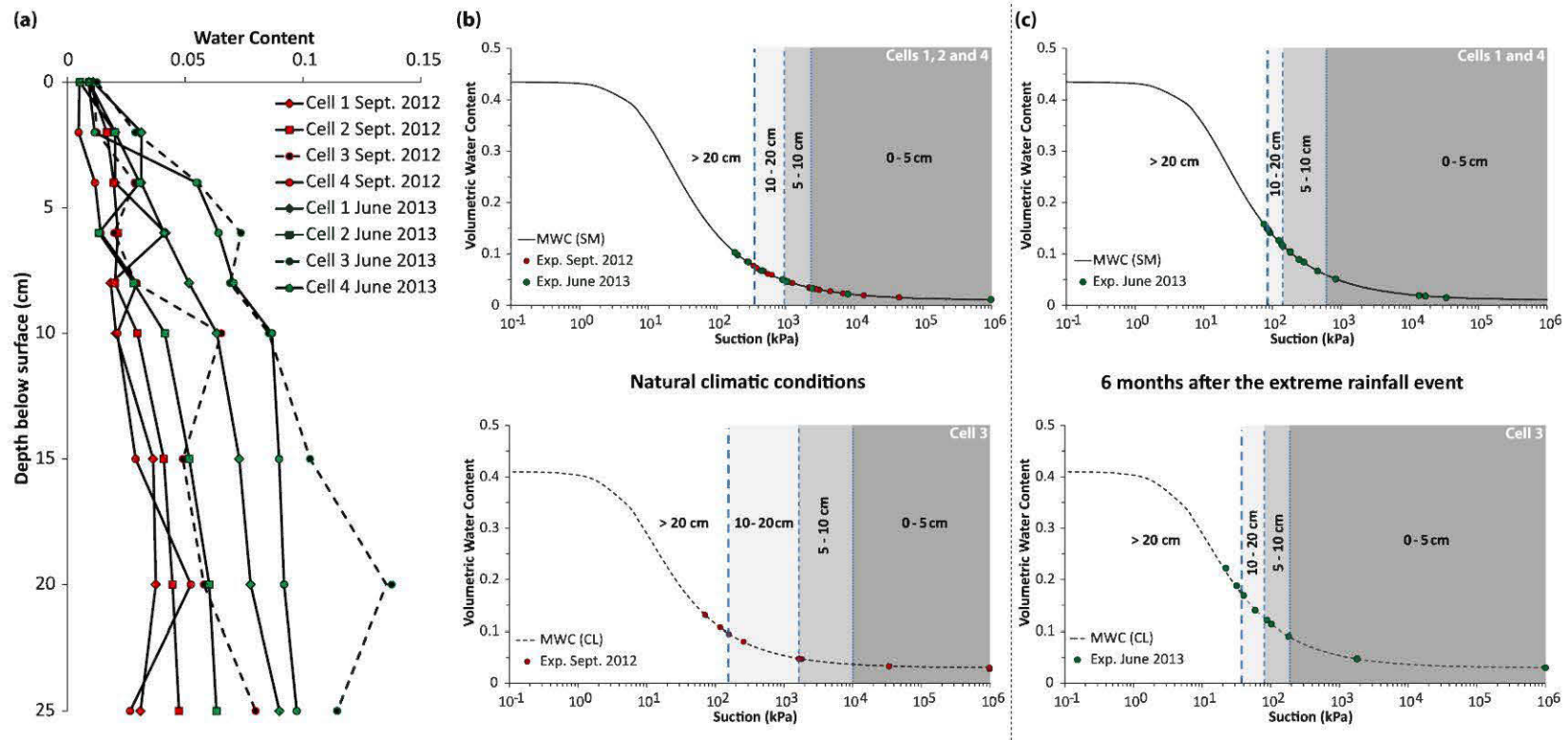


Figure 4.9 Measured water content profiles for the four experimental cells (a) and matric suction estimates (b) and (c).

4.7.2. Surface Desiccation Cracking

In nature, fine-grained materials tend to crack when exposed to high suction conditions, which can significantly affect the long-term performance or integrity (i.e., permeability) of cover systems (e.g., Kleppe and Olson 1985; Daniel and Wu 1993; Suter et al. 1993; Melchior 1997; Albrecht and Benson 2001; Benson et al. 2002; Roesler et al. 2002; Dwyer 2003; Albright et al. 2004). Desiccation cracking is a complex process governed by the hydrogeological and hydromechanical properties of materials (for further details, see Corte and Higashi 1960; Morris et al. 1992; Abu-Hejleh and Znidarčič 1995; Konrad and Ayad 1997a, b; Molson et al. 2012). Recent studies have specifically investigated this process in mining materials. For example, Rodríguez et al. (2007) showed that desiccation cracking can increase the accessibility of meteoric water (preferential path flows) and oxygen, which enables oxidation of reactive mine wastes and ARD generation. Simms et al. (2007) also studied the effects of desiccation cracking on the evaporation rate of mine waste at a tailings storage facility. They found two main parameters that influenced the desiccation cracking potential: the texture of the fine-grained materials and matric suction. Cracking usually initiates when the matric suction is close to the air entry value (Peron et al. 2009; Saleh-Mbemba 2010). In our study, cracks at the surface of the tested SR covers were monitored for Cells 1, 3, and 4, particularly after the extreme rainfall simulation.

Figure 4.10 shows decimetric to metric crack lengths at the surface of Cell 3 (phosphate limestone tailings) two weeks and five months after the extreme rainfall simulation during the drying period. Visible cracks began to appear in the tailings SR layer a few days after this event (Fig. 4.10a and b). No cracks were observed at the surface of the other experimental cells (Cells 1, 2, and 4; phosphate limestone waste) under natural or extreme climatic conditions. In addition, although desiccation cracks were formed at shallow depths (< 10 cm), they persisted even during subsequent

rainfalls in wet periods (Fig. 4.10c and d). This suggests low self-healing potential (e.g., Eigenbrod et al. 2003) and a possible long-term impact on the hydrogeological behaviour (e.g., increased hydraulic conductivity) of the cover made with phosphate limestone tailings (Cell 3). In summary, in addition to the influence of SR material texture on the evaporation rate (see Table 4.4 and Fig. 4.8), it appears to have a significant influence on the desiccation cracking process, which could affect the long-term capacity of SR covers to control water infiltration into the reactive mine wastes.

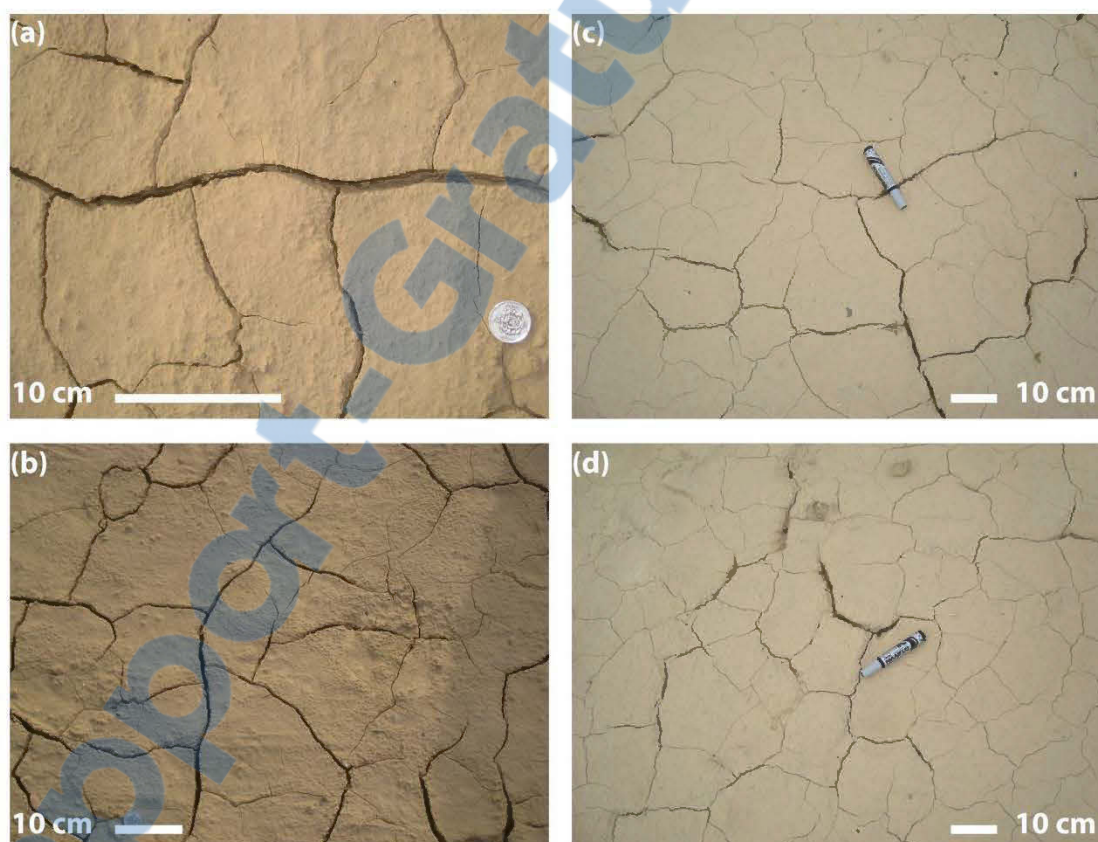


Figure 4.10 Desiccation cracking at the surface of Cell 3: two weeks (a and b) and five months (c and d) after PMP simulation.

4.8. Conclusions and Recommendations

The hydrogeological behaviour of SR covers made with different phosphate mine wastes designed to control contaminated drainage production (ARD) from an abandoned tailings storage area in an arid climate (Kettara mine site) was investigated. Four field experimental cells (10×10 m) were tested under natural and extreme climatic conditions. Each instrumented configuration comprised a specific SR layer (two thicknesses and three SR material textures) overlying a capillary break layer (Kettara coarse-grained tailings). Volumetric water content, matric suction, and meteorological data were monitored for a period of one and a half years. The main observations are summarized as follows:

- Under natural conditions, sensors at 10 and 25 cm depths were affected by rainfall events, whereas sensors at 40, 50, and 75 cm depths were not. For each SR cover (50 and 100 cm thick), the phosphate mine waste overlying the coarse-grained material successfully stored and released meteoric waters, with the processes occurring mainly at the cover surface.
- After simulating an extreme event rainfall (15 m^3 of water) applied to the cells made with 100 cm of phosphate mine waste, sensors at 10, 25, 50, and 75 cm depths were affected, but no water percolation was detected. SR covers made with 100 cm of phosphate mine waste were effective in controlling ARD generation.
- During drying periods, the release capacity of the finer-grained material (phosphate limestone tailings) was slightly lower, which could temporally affect the storage capacity of such SR covers. The surface matric suction ($>3,000$ kPa) was the main influencing parameter on evaporative fluxes. The hydrogeological properties of the SR layer influenced the time required to reach critical suction that limits evaporation.

The results of this field investigation have validated the potential of phosphate mine wastes as a main component of a store-and-release (SR) cover in semi-arid and arid climates in order to reduce water infiltration and control ARD generation. Finer-grained SR materials (phosphate limestone tailings) were less resistant to desiccation cracking under extreme rainfall conditions, and showed a lower evaporation rate than the coarser-grained SR materials (phosphate limestone waste). Based on these observations, phosphate limestone waste would be the most appropriate material for a future SR cover at the Kettara mine site, and pre-placement screening of the material would not be necessary.

However, further research is needed to validate the proposed design. The influence of slope on SR cover performance must be investigated, as the mine wastes at the Kettara mine site are retained by dykes (Fig. 4.1b) (e.g., Zhan et al. 2001; Bussière et al. 2003; Rahardjo et al. 2012). Due to the slope inclination, water can accumulate above the tilt interface during precipitation events, which would increase the pressure (i.e., suction) at this interface. When the pressure exceeds the water-entry value for the coarse-grained material, a breakthrough of the capillary break can occur and percolated water can infiltrate the reactive mine wastes (e.g., Ross 1990; Steenhuis et al. 1991; Parent and Cabral 2006). Another aspect that needs further investigation is the influence of vegetation on the SR cover water balance. In addition to the impact on water release to the atmosphere via transpiration, vegetation cover would control erosion and runoff in sloping areas.

Acknowledgments

Financial support for this study was provided under the International Research Chairs Initiative, a program funded by the International Development Research Centre (IDRC) and by the Canada Research Chairs Program. Phosphate mine wastes were provided by the OCP group (Office Ch rifien des Phosphates) and the geotextile was

provided by AFITEX. The authors also gratefully acknowledge assistance from Management group.

References

- Abu-Hejleh, A.N., Znidarčić, D., 1995. Desiccation theory for soft cohesive soils; *J. of Geotech. Eng.*, 121(6), 493-502.
- Albrecht, B.A., Benson, C.H., 2001. Effect of desiccation on compacted natural clays. *J. Geotech. Geoenv. Eng.*, 127, 67-76.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B.F., Rock, S.A., 2004. Field water balance of landfill final covers. *J. Environ. Qual.*, 33, 2317-2332.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Waugh, W.J., 2010. Water balance covers for waste containment. *Principles and Practice*, ASCE Press, Reston, VA, USA.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*, <http://www.kimberly.uidaho.edu/ref-et/fao56.pdf>.
- ASTM, 2006a. D2434-68: Standard test method for permeability of granular soils, constant head. *Annual Book of ASTM Standards*, Vol. 04.08.
- ASTM, 2006b. D5550-06 Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer. *Annual Book of ASTM Standards*, Vol. 04.08.
- ASTM, 2008. D 6836-02: Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge. *Annual Book of ASTM Standards*, Vol. 04.08.
- ASTM, 2009. D 6913-04: Standard test methods for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis. *Annual Book of ASTM Standards*, Vol. 04.09.

- ASTM, 2010. D 4318-10: Standard test methods for liquid limit, plastic limit, and plasticity index soils. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08.
- ASTM. 2010. D5084-10: Standard test methods for measurements of hydraulic conductivity of saturated porous material using a flexible wall permeameter. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08.
- ASTM, 2012. D 1557-12: Standard test methods for laboratory compaction characteristics of soil using modified effort. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002. Environnement et gestion des résidus miniers [CD-ROM]. Les Presses Internationales Polytechnique de Montréal, Québec.
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S.A., Bussière, B., Molson, J., Chapuis, R.P., 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Can. Geotech. J.*, 46, 1146-1164.
- Barnswell, K.D., Dwyer, D.F., 2011. Assessing the performance of evapotranspiration covers for municipal solid waste landfills in Northwestern Ohio. *J. Env. Eng. ASCE*, 137(4), 301-305.
- Benson, C.H., 2007. Modeling unsaturated flow and atmospheric interactions. *Theoretical and numerical unsaturated soil mechanics*. Schanz T. ed., Springer 187-202.
- Benson, C.H., Abichou, T., Albright, W.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., 2001. Field evaluation of alternative earthen final covers. *Int. J. Phytorem.*, 3, 1–21.
- Benson, C.H., Albright, W.H., Roesler, A.C., Abichou, T., 2002. Evaluation of final cover performance: field data from the alternative cover assessment program (ACAP). *Proc. WM '02 Conf. Tucson, AZ, USA*.
<https://www.dri.edu/images/stories/research/programs/acap/acap-publications/8.pdf>.

- Benson, C.H., Bareither, C.A., 2012. Designing water balance covers for sustainable waste containment transitioning state of the art to state of the practice. *Geotech. Eng. State of the Art and Practice*, 1-33.
- Bossé, B., 2014. Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. Ph.D. Diss., UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., Benzaazoua, M., 2013. Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semiarid climate. *Mine Water and the Env.*, 32(2), 152-167.
- Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. Diss., École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R., 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007a. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Can. Geotech. J.*, 44, 245-265.
- Bussière, B., Wilson, G.W., Maqsoud, A., 2007b. Store-and-release and store-divert-and-release covers. Rapport PERCAN, chapitre 3. UQAT, Rouyn-Noranda, Qc.
- Corte, A., Higashi, A., 1960. Experimental research on desiccation cracks in soil. U.S. Army Snow, Ice and Permafrost Research Establishment, Hanover, N.H. Research report 66.
- Daniel, D.E., Wu, Y.K., 1993. Compacted clay liners and covers for arid sites. *J. of Geotech. Eng.*, 119(2), 223-237.
- Decagon, 2010. 5TM Water content and temperature sensors. Operator's Manual, Pullman WA, Decagon Devices Inc., ver. 0, pp. 30.

- Decagon, 2011. Dielectric Water Potential Sensor. Operator's Manuel, Pullman WA, Decagon Devices Inc., ver. 1, pp. 31.
- Dwyer, S.F., 2003. Water balance measurements and computer simulations of landfill covers. Ph.D. Diss., Univ. of New Mexico, Albuquerque, pp. 250.
- Dwyer, S.F., Reavis, B., Newman, G., 2000. Alternative landfill cover demonstration. Sandia National laboratories, USA.
http://www.sandia.gov/caps/alternative_covers.pdf.
- Eamus, D., Yunusa, I., Taylor, D., Whitley, R., 2012. Design of store-release covers to minimize deep drainage in the mining and waste-disposal industries: results from a modelling analyses based on ecophysiological principles. Hydro. Process. doi:10.1002/hyp.9482.
- Eigenbrod, K.D., 2003. Self-healing in fractured fine-grained soils. Can. Geotech. J., 40, 435-449.
- EPA, 2011. Fact sheet on evapotranspiration cover systems for waste containment. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
<http://www.epa.gov/tio/download/remed/epa542f11001.pdf>.
- EPA, 2013. Evapotranspiration covers. Technology innovation and field services division. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
<http://www.clu-in.org/products/evap/>.
- Evangelou, V.P., Zhang, Y.L., 1995. A review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. Critical Reviews in Environ. Sci. and Tech., 25(2), 141-199.
- Fredlund, D.G., Xing, A., 1994. Equations for the soil-water characteristic curve. Can. Geotech. J., 31, 521-532.
- Gray, D.M., 1970. Handbook on the principles of hydrology: with special emphasis directed to Canadian conditions in the discussions, applications and presentation of data. Can. Nat. Com. for the Inter. Hydro. Decade.

- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1 environmental characterization. *Mine Water Environ.*, 27, 145-159.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2 mine waste geochemical behavior. *Mine Water Environ.*, 27, 160-170.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water Environ.*, 28(3), 206-218.
- Hakonson, T.E., Bostic, K.V., Trujillo, G., Maines, K.L., Warren, R.W., Lane, L.J., Kent, J.S., Wilson, W., 1994. Hydrologic evaluation of four landfill cover designs at Hill Air Force Base, Utah. LA-UR-93-4469. Los Alamos Natl. Lab., Los Alamos, NM.
- Hauser, V.L., 2008. *Evapotranspiration Covers for Landfills and Waste Sites*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA
- Hillel, D., 1980. *Fundamentals of physics*. Academic press Inc., NY, pp. 413.
- Holmes, R.M., 1961. Estimation of soil moisture content using evaporation data. *Proceedings of Hydro. Symp. Evaporation, Ottawa*, 2, 184-196.
- Johnson, D.B., Hallberg, K.B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Sci. of the Total Environ.*, 338(1), 3-14.
- Junqueira, F.J., Wilson, G.W., Nichol, C., Dunlap, S., 2006. The influence of climate, vegetation, layer thickness, and material properties for performance of the cover systems at the golden Sunlight mine. *Proceedings of the 7th Inter. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 849-865.
- Keller, J.M., Busker, L.T., Milczarek, M.A., Rice, R.C., 2011. Monitoring of the geochemical evolution of waste rock facilities at Newmont's Phoenix Mine. VI Intern. Seminar on Mine Closure, Lake Louise, Canada.

- Khalil, A., Hanich, L., Bannari, A., Zouhri, L., Pourret, O., Hakkou, R., 2013. Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: Pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *J. of Geoch. Explo.*, 125, 117-129.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.*, 125(6), 518-527.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 2000. Capillary barriers: design variables and water balance. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.*, 126, 695-708.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., Pacelli, R.R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Eng.* 300-304.
- Kleppe, J.H., Olson, R.E., 1985. Desiccation cracking of soil barriers. *Hydraulic barriers in soil and rock, ASTM STP, 874*, 263-275.
- Konrad, J.M., Ayad, R., 1997a. Desiccation of a sensitive clay: field experimental observations. *Can. Geotech. J.*, 34(6), 929-942.
- Konrad, J.M., Ayad, R. 1997b. An idealized framework for the analysis of cohesive soils undergoing desiccation. *Can. Geotech. J.*, 34(4), 477-488.
- Lghoul, M., Teixidó, T., Pena, J.A., Hakkou, R., Kchikach, A., Guérin, R., Jaffal, M., Zouhri, L., 2012. Electrical and seismic tomography used to image the structure of a tailings pond at the abandoned Kettara mine, Morocco. *Mine Water Environ.*, 31(1), 53-61.
- Loutou, M., Hajjaji, M., Mansori, M., Favotto, C., Hakkou, R., 2013. Phosphate sludge: thermal transformation and use as lightweight aggregate material. *J. of Env. Manag.*, 130, 354-360.
- McCarthy, D.F., 2007. *Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics*, 7th Ed. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

- Melchior, S., 1997. In-situ studies of the performance of landfill caps (compacted soil liners, geomembranes, geosynthetic clay liners, capillary barriers). *Land Contamination Reclamation*, 5, 209-216.
- Merkus, H.G., 2009. *Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality*. Springer Particle Technology Series 17, ISBN: 978-1-4020-9015-8.
- Milczarek, M., Steward, F.M., Word, W.B., Buchanan, M.M, Keller, J.M., 2011. Final results for the Morenci tailings experimental reclamation plots. VI Intern. Seminar on Mine Closure, Lake Louise, Canada.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., 2012. Reactive transport modeling of acid mine drainage within discretely fractured porous media: Plume evolution from a surface source zone. *Environmental Modelling & Software*, 38, 259-270.
- Morris, P.H., Graham, J., Williams, D.J., 1992. Cracking in drying soils. *Can. Geotech. J.*, 29(2), 263-277.
- Morris, C.E., Stormont, J.C., 1997. Capillary barriers and subtitle D covers: estimating equivalency. *J. Env. Eng.*, 123(1), 3-10.
- Nyhan, J.W., 2005. Seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone J.*, 4, 466-480.
- O’Kane, M., Porterfield, D., Endersby, M., Haug, M.D., 1998. The design and implementation of the field test plots at BHP Iron Ore, Mt Whaleback – a cover system for an arid climate. Preprint 98-70, SME, Littleton, CO, USA.
- Ouakibi, O., Loqman, S., Hakkou, R., Benzaazoua, M., 2013. The potential use of phosphatic limestone wastes in the passive treatment of AMD: a laboratory study. *Mine Water Environ.* doi:10.1007/s10230-013-0226-8.
- Parent, S.E., Cabral, A., 2006. Design of inclined covers with capillary barrier effect. *Geotech. and Geol. Eng.*, 24(3), 689-710.
- Peron, H., Hueckel, T., Laloui, L., Hu, L.B., 2009. Fundamentals of desiccation cracking of fine-grained soils: experimental characterization and mechanisms identification. *Can. Geotech. J.*, 46, 1177-1201.

- Pillai, K.M., Prat, M., Marcoux, M., 2009. A study on slow evaporation of liquids in a dual-porosity porous medium using square network model. *Int. J. Heat Mass Transfer*, 52, 1643-1656.
- Porro, I., 2001. Hydrologic behavior of two engineered barriers following extreme wetting. *J. of Environ. Quality*, 30(2), 655-657.
- Rahardjo, H., Santoso, V.A., Leong, E.C., Ng, Y.S., Hua, C.J., 2012. Performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier system. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.*, 138, 481-490.
- Rock, S., Myers, B., Fiedler, L., 2012. Evapotranspiration (ET) Covers. *Inter. J. of Phyto.*, 14(S1), 1-25.
- Rodríguez, R., Sanchez, M., Ledesma, A., Lloret, A., 2007. Experimental and numerical analysis of desiccation of a mining waste. *Can. Geotech. J.*, 44(6), 644-658.
- Roesler, A.C., Benson, C.H., Albright, W.H., 2002. Field hydrology and model predictions for final covers in the alternative cover assessment program (No. 02-08). *Geo Eng. Report*.
- Ross, B., 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26, 2625-2629.
- Sadek, S., Ghanimeh, S., El-Fadel, M., 2007. Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments. *Waste management*, 27, 572-583.
- Saito, H., Šimůnek, J., Mohanty, B.P., 2006. Numerical analysis of coupled water, vapor, and heat transport in the vadose zone. *Vadose Zone J.*, 5(2), 784-800.
- Saleh-Mbemba, F.S., 2010. Évaluation de la dessiccation, du retrait et de la fissuration de matériaux silteux peu plastiques. *Maîtrise. Diss.*, École Polytechnique de Montréal, Canada.

- Scanlon, B.R., Christman, M., Reedy, R.C., Porro, I., Šimůnek, J., Flerchinger, G.N., 2002. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resour. Res.*, 38(12), 1323-1339.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., Dwyer, S.F., 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern. USA *Vadose Zone J.*, 4, 55–71.
- Shackelford, C.D., Chang, C.K., Chiu, T.F., 1994. The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. *The First Inter Congress on Env. Geotech. Edmonton, ISSMFE/CGS*, 789-793.
- Shokri, N., Salvucci, G.D., 2011. Evaporation from porous media in the presence of a water table. *Vadose Zone J.*, 10, 1309-1318.
- Simms, P., Grabinsky, M., Zhan, G., 2007. Modelling evaporation of paste tailings from the Bulyanhulu mine. *Can. Geotech. J.*, 44, 1417-1432.
- Smesrud, J.K., Benson, C.H., Albright, W.H., Richards, J.H., Wright, S., Israel, T., Goodrich, K., 2012. Alternative cover design in Northern California. *Inter J. Phyto.*, 14(1), 76-93.
- Steenhuis, T.S., Parlange, J-Y. and Kung, K-J.S., 1991. Comment on “The diversion capacity of capillary barriers” by Benjamin Ross. *Water Resources Research*, 27(8), 2155-2156.
- Stormont, J.C., Anderson, C., 1999. Capillary barrier effect from underlying coarser layer. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.*, 125(8), 641–648.
- Suter, G.W., Luxmoore, R.J., Smith, E.D., 1993. Compacted soil barriers at abandoned landfill sites are likely to fail in the long term. *J. Environ. Qual.*, 22, 217-226.
- Tarantino, A., Romero, E., Cui, Y.J., 2008. Laboratory and field testing of unsaturated soils. *Geotech. and Geol. Eng.*, 26(6), pp. 214.
- UNEP, 1997. *World atlas of desertification*. Middleton, N. and Thomas, D., United Nations Environment Programme, ed. 2, Arnold E., Hodder Headline, PLC.

- Ward, A.L., Gee, G.W., 1997. Performance evaluation of a field-scale surface barrier. *Journal of Env. Qual.*, 26, 694-705.
- Waugh, W.J., Kastens, M.K., Sheader; L.R.L., Benson, C.H., Albright, W.H., Mushovic, P.S., 2008. Monitoring the performance of an alternative landfill cover at the Monticello, Utah, uranium mill tailings disposal site. *Waste Management Conf.*, Phoenix, AZ, USA, p 24-28.
- Wels, C., Fortin, S., Loudon, S., 2002. Assessment of store and release cover for Questa tailings facility, New Mexico. *Proc. 9th International Conf. on Tailings and Mine Waste*, Vail, CO, USA, p 459-468.
- Williams, D.J., Stolberg, D.J., Currey, N.A., 2006. Long-term monitoring of Kidston's "Store/Release" cover system over potentially acid forming waste rock piles. *Proc. 7th ICARD*, St Louis, MO, USA, p 26-30.
- Willis, W.O., 1960. The evaluation of evaporative fluxes from unsaturated soil surfaces. Ph.D. Diss., Univ. of Saskatchewan, Saskatoon, Canada.
- Wilson, G.W., 1990. The evaluation of evaporative fluxes from unsaturated soil surfaces. Ph.D. Diss., Univ. of Saskatchewan, Saskatoon, Canada.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L., 1994. Coupled soil-atmosphere modeling for soil evaporation. *Can. Geotech. J.*, 31, 151-161.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L., 1997. The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Can. Geotech. J.*, 34, 145-155.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, H., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. *SME Annual Meeting*, Denver, Colorado, 1-9.
- Zhan, G., Baumann, W., Milczarek, M.A., Yao, T.M., Rice, R.C., 2007. Cover system design and testing for Pierina mine, Ancash, Peru. *International Seminar on Mine Closure*, Santiago, Chile.
- Zhan, G., Milczarek, M., Keller, J., Giraud, J., 2013. The AA leach pad cover design – a successful reclamation project at a Nevada gold mine. *Reliable mine water technology*. IMWA, Golden, Colorado, US.

Zornberg, J.G., LaFoutain, L., Caldwell, J.A., 2003. Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.*, 129(6), 427-438.

CHAPITRE 5

DISCUSSION

L'efficacité d'un recouvrement alternatif SR constitué de rejets calcaires phosphatés, pour le contrôle d'un drainage minier contaminé par réduction des infiltrations d'eau, a été évaluée dans les chapitres précédents. Que ce soit à partir de simulations physiques (colonnes instrumentées et cellules expérimentales de terrain) ou numériques, les résultats obtenus s'accordent tous sur le potentiel de valorisation de ce matériau minier en tant que composante d'un tel recouvrement. Toutefois, certains points présentés précédemment méritent d'être discutés davantage, confrontés ou encore approfondis. Par conséquent, parmi les points qui seront abordés dans ce chapitre, notons : une justification de l'approche utilisée pour évaluer les composantes du bilan hydrique, une comparaison entre les résultats expérimentaux obtenus aux différentes échelles, une évaluation de l'influence du type de matériau et de l'épaisseur de la couche SR lorsque des conditions extrêmes sont appliquées, une évaluation de l'impact d'événements extrêmes rapprochés sur la performance des recouvrements, une comparaison des prédictions non-hystérétiques de deux codes numériques distincts et enfin des propositions préliminaires de restauration pour le cas particulier du site de Kettara situé en climat aride au Maroc.

5.1. Eléments de discussion sur le comportement hydrogéologique des recouvrements testés à différentes échelles

Deux types d'essais de terrain, simulant essentiellement des conditions unidimensionnels à des échelles distinctes, ont été réalisés dans cette étude en climat semi-aride à aride : des colonnes instrumentées (chapitre 2) ainsi que des cellules expérimentales (chapitre 4). Dans chaque cas, deux configurations comprenant des épaisseurs respectives de 50 et 100 cm de rejets calcaires phosphatés (< 1 mm) ont été testées; les cellules expérimentales qui correspondent aux deux colonnes testées sont les cellules 2 et 4 (voir chapitre 4).

Il est à noter que ces différentes simulations physiques de terrain ont été menées sous des conditions climatiques légèrement différentes, l'une correspondante à la ville de Marrakech (campus de l'université) et l'autre au site minier de Kettara (Fig. 2.2). Les colonnes instrumentées ont été exposées à des conditions semi-arides où les précipitations annuelles sont plus importantes d'approximativement 100 mm et l'évapotranspiration potentielle plus faible de 800 mm/an (voir chapitres 2 et 4); ces dernières ont cependant été déplacées en Avril 2012 sur le site minier de Kettara. Il est également important de rappeler que l'événement de précipitation extrême (PMP), évalué à partir des données climatiques représentatives de la ville de Marrakech, a été respectivement appliqué en janvier et novembre 2012 sur les colonnes instrumentées et les cellules expérimentales de terrain.

5.1.1. Remarques sur la méthode du bilan hydrique pour l'évaluation de l'évaporation réelle

Durant les essais en colonnes instrumentées et en cellules expérimentales, la méthode du bilan hydrique a notamment été utilisée lors de l'évaluation de la capacité

stockage-libération de la couche constituée de rejets calcaires phosphatés. En d'autres termes, cette méthode a permis de quantifier le taux d'évaporation réel à la surface du matériau SR.

Depuis plusieurs décennies, de nombreuses approches d'estimation de l'évaporation (ou évapotranspiration) réelle basées sur différentes disciplines (e.g., hydrologie, micrométéorologie, télédétection) ont été développées (e.g., Rose et Sharma 1984; Rana et Katerji 2000; Baker et Norman 2002; Verstraeten et al. 2008). La méthode du bilan hydrique, la lysimétrie (Aboukhaled et al. 1986), le rapport de Bowen (Bowen 1926) et la covariance des turbulences (Dyer 1961) correspondent généralement aux approches les plus utilisées. Evidemment, en fonction de l'échelle spatiale et temporelle sélectionnée, la précision et la justesse des mesures obtenues (directes ou indirectes) à partir de ces approches sont parfois remises en question. Evett et al. (2012a, b) ont particulièrement recommandé l'utilisation de la méthode du bilan hydrique ainsi que de la lysimétrie pour l'évaluation de l'évaporation réelle à une échelle locale (comme c'est le cas dans cette étude), et ce, bien que des erreurs d'estimation soient monnaie courante.

Communément, lors de l'évaluation hydrogéologique d'un recouvrement alternatif, il est d'usage d'avoir recours à la lysimétrie afin de déterminer la qualité et la quantité des eaux de percolation ainsi que la capacité de libération des eaux stockées par le processus physique d'évaporation (e.g., Benson et al. 2001; Khire et al. 1999; Scanlon et al. 2005; Fayer et Gee 2006). En effet, un lysimètre représente un outil adapté pour la détermination des composantes du bilan hydrique au sein de continuum sol–(végétation)–atmosphère. Par définition, un lysimètre est un grand récipient rempli de sol (ou délimitant un certain volume de sol) avec une surface nue ou végétale afin de déterminer soit l'évapotranspiration d'une culture en croissance (ou d'un couvert végétatif de référence), soit l'évaporation d'un sol nu.

Généralement, les lysimètres sont directement placés au sein d'une parcelle pour tenir compte des conditions de terrain réelles (Hillel 1969; Aboukhaled et al. 1986).

Bien que plusieurs classifications soient proposées dans la littérature, la plupart des auteurs distinguent ordinairement les lysimètres non-pesables des lysimètres pesables (e.g., Kohnke et al. 1940; Aboukhaled et al. 1986; Howell et al. 1991). Contrairement à ces derniers, le fonctionnement de base des lysimètres non-pesables est uniquement axé sur la méthode du bilan hydrique. Autrement dit, ils permettent une évaluation directe de la percolation à travers un recouvrement et une estimation indirecte de l'évaporation réelle (e.g., Khire et al. 1999; Benson et al. 2001; Scanlon et al. 2005).

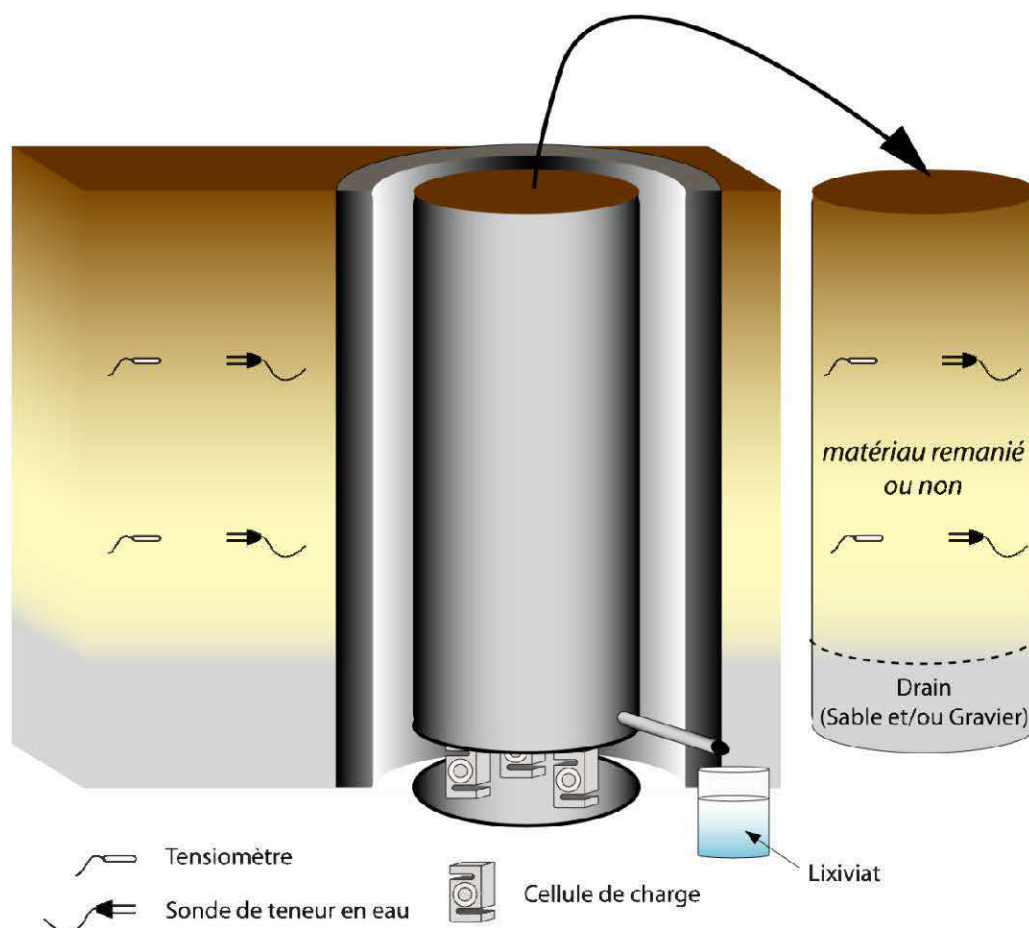


Figure 5.1 Représentation schématique d'un lysimètre pesable (avec cellules de charge)

Outre le fait que la lysimétrie pesable mesure directement l'évaporation réelle à partir de simples variations de masse, elle permet également une prise de mesure continue avec une résolution temporelle nettement supérieure; la figure 5.1 représente un lysimètre constitué d'un système de pesage avec cellules de charge. Cet instrument possède cependant certains désavantages tels que son coût de construction, sa complexité d'installation liée à la lourdeur du dispositif ainsi que la nécessité d'une présence quotidienne d'un personnel de maintenance qualifié (e.g., Evett et al. 2012b). Toutefois, le défi principal de la lysimétrie (pesable ou non) est de s'assurer que les conditions recrées sont représentatives de la réalité, et ce, plus particulièrement au niveau de la condition frontière inférieure (e.g., Benson et al. 2001). Pour plus d'information concernant les différents systèmes de pesage, leurs précisions, leurs dimensions ou tout ce qui attrait à la lysimétrie, le lecteur est invité à parcourir les études d'Aboukhaled et al. (1986) et de Howell et al. (1991).

Dans le cas de la présente étude, les essais en colonnes instrumentées (chapitre 2) peuvent être assimilés à des lysimètres non-pesables. En effet, ces colonnes instrumentées ont permis de mesurer la qualité et la quantité des eaux de percolation, mais également de quantifier à partir de sondes de teneur en eau volumique les variations d'eau stockée au sein du matériau SR ainsi que le taux d'évaporation réelle. Les résultats obtenus (chapters 2 et 3) ont montré que cette technique permet d'estimer de façon satisfaisante le bilan hydrique des recouvrements étudiés et que l'utilisation de la lysimétrie (pesable ou non) dans les cellules expérimentales de terrain n'était pas nécessaire, tout comme l'ont également suggéré d'autres études récentes du même genre (e.g., Zhan et al. 2001, 2006; Dwyer 2003; Nyhan 2005).

Toutefois, tel que mentionné précédemment dans cette thèse, la méthode du bilan hydrique utilisée lors des différents essais de terrain n'est pas parfaite et entraîne

certaines imprécisions. A titre d'exemple, Benson et al. (2001) ont montré que les taux de percolation estimés à partir de la méthode du bilan hydrique avaient une précision de l'ordre de 100 mm/an en climat humide et de 50 mm/an en climat semi-aride à aride, soit une précision supérieure dans les conditions climatiques de la présente étude. En outre, il est admis que cette dernière n'est pas uniquement conditionnée au type de climat, mais également au type de sonde utilisée pour évaluer les profils de teneurs en eau volumiques (e.g., Evett et al. 2006, 2009) ou encore à leur nombre ainsi qu'à leur agencement; ce qui a été clairement stipulé dans les chapitres 2 et 4.

En résumé, en considérant les différents avantages et inconvénients des approches disponibles ainsi que la relative précision des mesures de teneur en eau volumique dans les recouvrements testés, la technique utilisée pour évaluer le stockage de l'eau dans la couche de rétention est considérée comme suffisamment précise pour l'atteinte des objectifs de ce travail.

5.1.2. Avantages et limites des simulations physiques de terrain

Dans cette étude, la réalisation préliminaire d'essais en colonnes instrumentées de terrain, assimilable à des lysimètres non-pesables, a permis d'évaluer simplement et à moindre coût la performance d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés. Indépendamment de la précision de la méthode du bilan hydrique évoquée précédemment et contrairement aux essais en cellules expérimentales, ces instruments de mesure ont également permis de déterminer la quantité et la qualité des eaux de percolation (voir chapitre 2).

Néanmoins, ces essais à petite échelle sont évidemment plus susceptibles aux variations de volume, aux écoulements le long des parois internes ainsi qu'à des

effets de perturbations de mesures (e.g., Corwin et al. 2000). De plus, les frontières artificielles de ce type de modèle physique modifient les possibles transferts naturels (de chaleur ou de vapeur) et peuvent diminuer l'influence du vent durant le processus d'évaporation (pour plus d'information, voir Benson et al. 2001).

Pour ces différentes raisons, la conception de cellules expérimentales (à échelle pilote) sous les conditions spécifiques du site à l'étude est usuellement recommandée. Bien que la réalisation de ces essais soit nettement plus dispendieuse et plus complexe à mettre en œuvre, ces derniers garantissent une meilleure représentativité (e.g., Benson et al. 2001; Bussière et al. 2007a). Enfin, tel que mentionné précédemment dans le chapitre 4, la réalisation de ces simulations physiques de terrain est nécessaire pour la validation de prédictions de codes numériques. Sans cette étape de validation préalable et indépendamment du fait que les interactions sol-atmosphère, les effets d'hystérésis ou le transfert de chaleur soient pris en considération ou non, les prédictions numériques d'un écoulement d'eau à court et long termes pourraient alors conduire à des interprétations erronées ou soumises à controverse.

5.1.3. Comparaison des résultats de terrain à différentes échelles

Dans le but de valider la représentativité des essais en colonnes instrumentées et de lever des possibles doutes quant à l'importance d'essais pilotes en cellules expérimentales, il semble judicieux de confronter les mesures de terrain obtenues à ces différentes échelles, et ce, même si les deux types de tests n'ont pas été réalisés dans des conditions climatiques identiques (mais du même ordre). Durant la conception des essais de terrain en colonnes (chapitre 2, §2.4.3) et en cellules expérimentales (chapitre 4, §4.5.3), des sondes de teneur en eau volumique (EC-TM et 5TM) ainsi que des capteurs de succion matricielle (MPS-1 et MPS-2) ont été

installés à différentes profondeurs au sein des couches SR de rejets calcaires phosphatés. Ces simulations physiques, unidimensionnelles, ont ensuite été exposées sous des conditions climatiques, naturelles et extrêmes, représentatives du site à l'étude.

Sous des conditions climatiques naturelles et indépendamment de l'épaisseur de la couche de rejets calcaires phosphatés, les évolutions temporelles des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles pour les deux types de simulations physiques ont décrit des comportements hydrogéologiques analogues. En effet, que ce soit à partir des essais en colonnes instrumentées ou des cellules expérimentales de terrain, uniquement les sondes et capteurs situés dans la zone superficielle « active » (de 0 à 25 cm de profondeur) ont été affectés. Dans le cas des essais en colonnes instrumentées où les précipitations sont plus importantes, les instruments situés à 40 cm l'ont également été. De plus, les différents bilans hydriques évalués sous ces conditions climatiques naturelles, autant dans les colonnes que dans les cellules expérimentales, ont constamment montré une libération totale des eaux météoriques stockées durant les périodes sèches (Figs. 2.8 et 4.7).

La PMP a été appliquée sur les différentes simulations physiques présentées précédemment (colonnes et cellules). Toutefois, en raison des résultats obtenus sur la colonne instrumentée constituée de 50 cm de rejets calcaires phosphatés, cet événement n'a pas été appliqué sur la cellule correspondante (cellule 2) (pour plus d'information, voir §5.1.4). Les figures 5.2 et 5.3 présentent les évolutions temporelles des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles (à 25 et 75 cm de profondeur) dans le cas de la colonne et de la cellule expérimentale constituées de 100 cm de rejets calcaires phosphatés, après la simulation de la PMP. Les sondes et capteurs situés de 10 à 75 cm de profondeur ont tous été affectés par la simulation extrême mais aucune percolation n'a été détectée dans les deux cas testés.

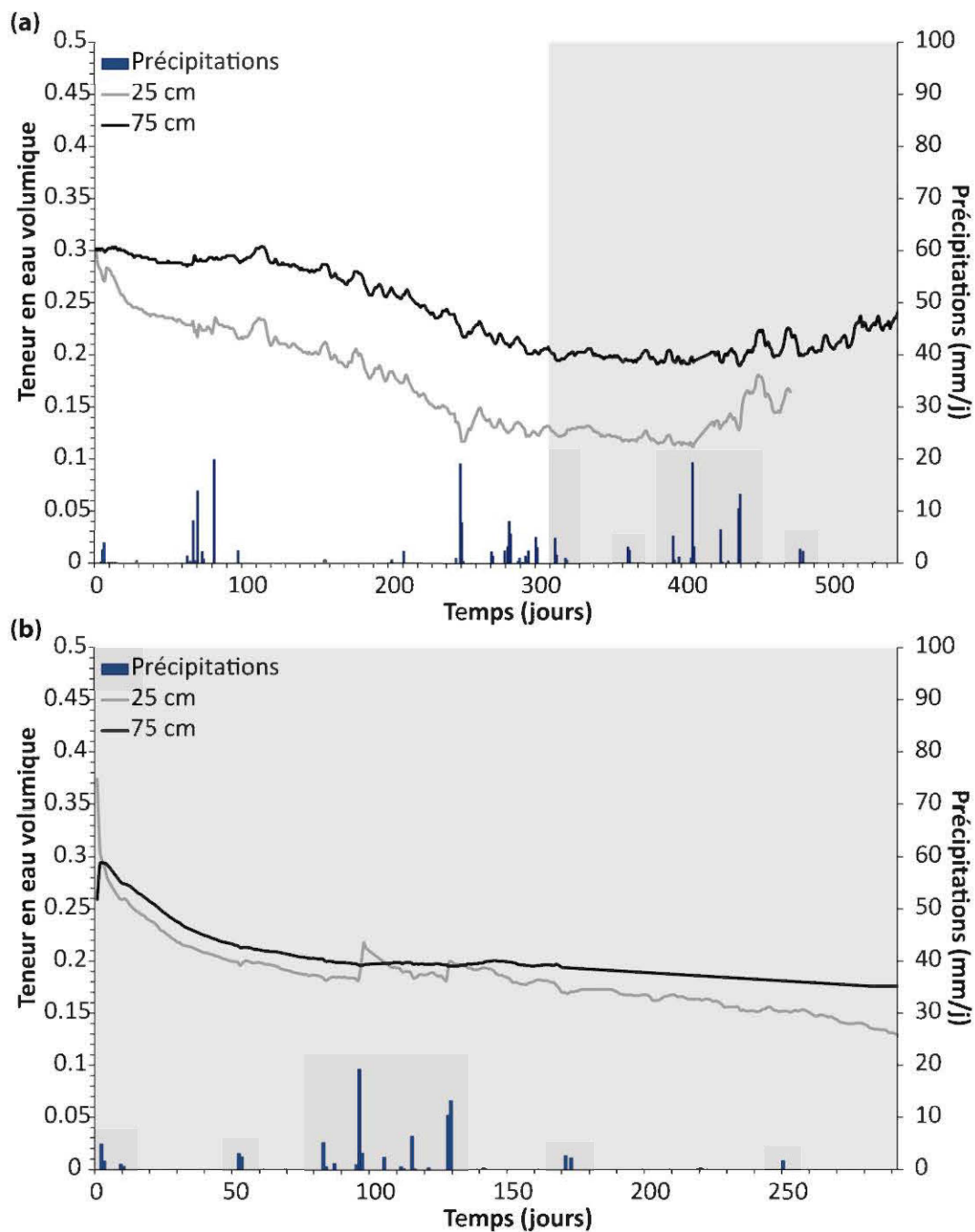


Figure 5.2 Évolution temporelle des teneurs en eau volumiques à 25 et 75 cm de profondeur, dans la colonne (a) et la cellule expérimentale (b) constituées de 100 cm de rejets calcaires phosphatés, après la simulation de la PMP à $t = 0$ (zone grise = conditions climatiques similaires).

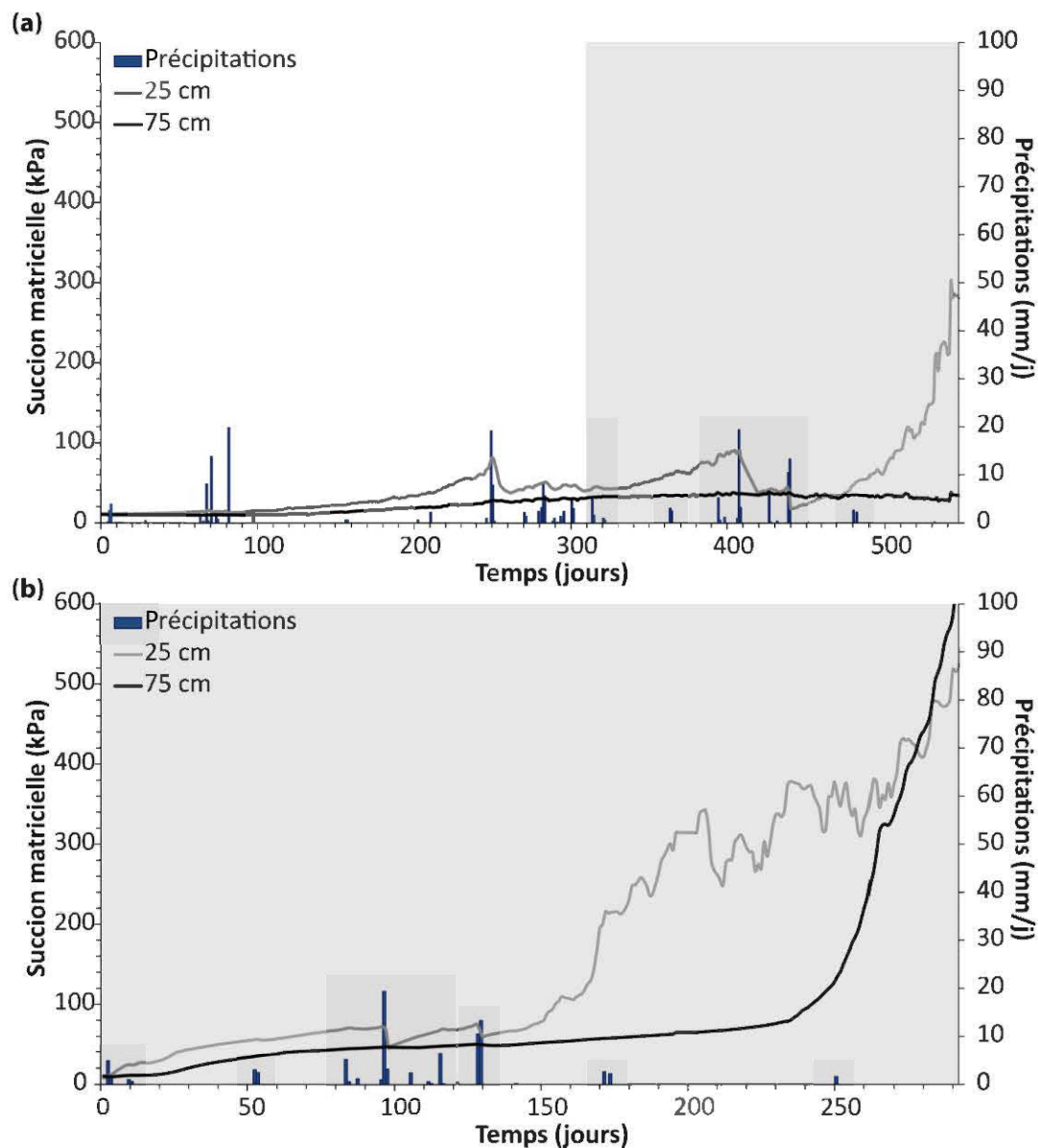


Figure 5.3 Évolution temporelle des succions matricielles à 25 et 75 cm de profondeur, dans la colonne (a) et la cellule expérimentale (b) constituées de 100 cm de rejets calcaires phosphatés, après la simulation de la PMP à $t = 0$ (zone grise = conditions climatiques similaires).

Les différentes simulations physiques constituées d'une couche SR de 100 cm d'épaisseur ont donc présenté des comportements hydrogéologiques similaires sous

des conditions extrêmes. Cependant, dans le cas des essais en colonnes instrumentées, la capacité de libération des eaux semble inférieure à celle des essais en cellule expérimentale de terrain. Un an et demi (540 jours) après la simulation de la PMP, les capteurs situés à 75 cm de profondeur pour les essais en colonnes instrumentées indiquaient toujours des suctions matricielles inférieures à 50 kPa (Fig. 5.3a) alors que dans le cas des cellules expérimentales les valeurs de ψ étaient supérieures à 100 kPa huit mois (240 jours) après l'événement extrême (Fig. 5.3b). Au bout de 300 jours, la différence des teneurs en eau volumiques mesurées à 75 cm de profondeur entre les deux simulations physiques de terrain était de l'ordre de 0.03 (Fig. 5.2). Nonobstant ces remarques, les essais en cellules expérimentales corroborent assez bien les résultats obtenus à partir des colonnes instrumentées de terrain sous des conditions climatiques, naturelles et extrêmes, caractéristiques d'un climat semi-aride à aride.

5.1.4. Influence du type de matériau et de l'épaisseur de la couche SR sous des conditions de précipitation extrêmes

Dans le cas d'une couche SR constituée de 50 cm de rejets calcaires phosphatés, une rupture du bris capillaire a été constatée en colonne après la simulation de la PMP (chapitre 2, §2.6.1) ainsi qu'une libération totale des eaux stockées huit mois après. En effet, la figure 5.4 montre en septembre 2012 des suctions matricielles à 10 et 40 cm de profondeur de l'ordre de 200 kPa (limite du MPS-1, voir chapitres 2 et 3), soit des valeurs proches de celles mesurées en septembre 2011 où les teneurs en eau volumiques étaient inférieures à 0.10 (Fig. 2.6a). Ces dernières ne sont pas représentées graphiquement du fait de la défaillance de la plupart des sondes après le déplacement des colonnes sur le site de Kettara (Avril 2012). Toutefois, quelques données provenant de ces instruments ont quand bien même permis d'estimer les teneurs en eau volumiques durant la période considérée (septembre 2012). A 10 et 40

cm de profondeur, ces valeurs étaient approximativement de 0.07 et de 0.09 (Fig. 5.5), confirmant ainsi la libération de l'eau stockée lors de l'événement extrême.

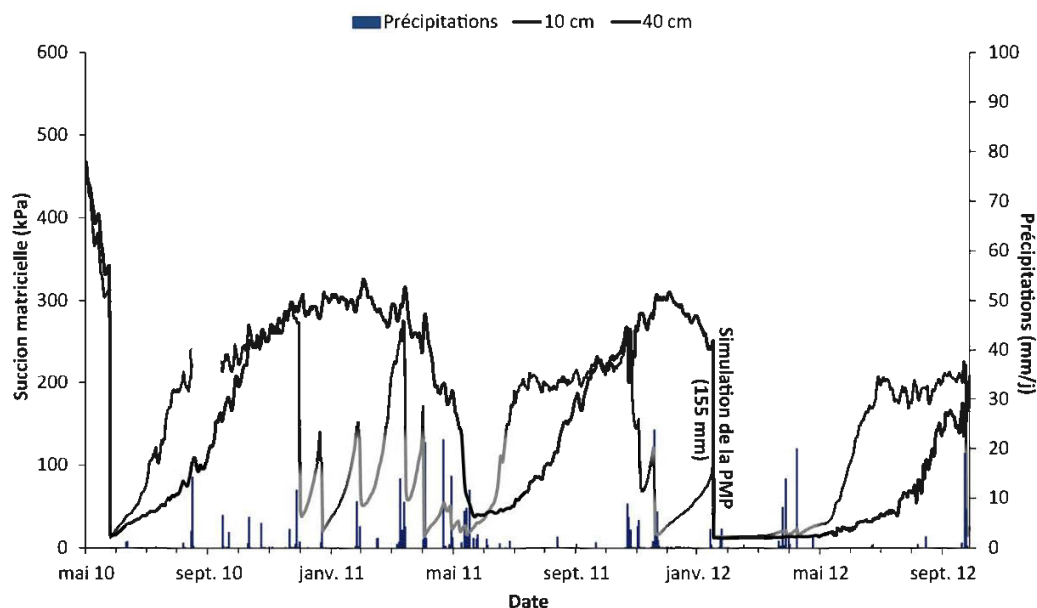


Figure 5.4 Évolution temporelle des succions matricielles à 10 et 40 cm de profondeur pour la colonne constituée de 50 cm de rejets calcaires phosphatés.

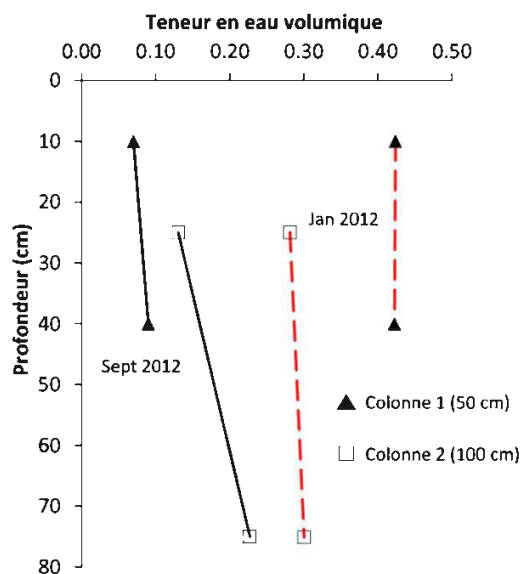


Figure 5.5 Profil des teneurs en eau volumiques dans les colonnes instrumentées de 50 (colonne 1) et 100 (colonne 2) cm de rejets calcaires phosphatés huit mois après la simulation de la PMP.

Les résultats présentés aux chapitres 2 (colonnes instrumentées) et 4 (cellules expérimentales) ont également montré qu'après une précipitation extrême (PMP), la couche de rétention d'eau d'une épaisseur de 100 cm empêchait la percolation à travers le recouvrement mais prenait plus de temps avant de recouvrer sa capacité de stockage initiale. Par exemple, les figures 5.2 (a et b) et 5.5 montrent que huit mois (environ 240 jours) après la simulation de l'événement extrême, les teneurs en eau volumiques à 75 cm de profondeur sont toujours aux alentours de 0.22 et 0.17. Ainsi, bien que ces recouvrements n'aient pas généré de percolation durant la simulation de la PMP, leur capacité de stockage est affectée par la présence d'une zone d'accumulation temporaire située entre 50 et 100 cm de profondeur.

De plus, il est intéressant de noter que cette zone d'accumulation temporaire semble affecter les teneurs en eau volumiques à la surface du recouvrement. D'après la figure 5.5, huit mois après la simulation de la PMP la teneur en eau volumique située à 25 cm de profondeur dans la colonne 2 (0.13) est supérieure à celle mesurée à 40 cm dans la colonne 1 (0.09). D'après la figure 4.5 proposée dans le chapitre 4, neuf mois après la simulation de la PMP (saison sèche de 2013), les teneurs en eau volumiques à 10 cm de profondeur (≈ 0.10) dans les cellules constituées de 100 cm de rejets calcaires phosphatés sont toujours supérieures aux teneurs en eau volumiques mesurées durant la saison sèche de 2012 (≈ 0.05); la cellule 2 où la PMP n'a pas été appliquée montre des teneurs en eau volumiques similaires durant ces périodes et à ces mêmes profondeurs. En effet, pour une même distance par rapport à la surface (0-50 cm), les teneurs en eau volumiques sont inférieures dans le recouvrement de 50 cm par rapport à celui de 100 cm d'épaisseur. Ceci induit une plus grande capacité de stockage dans les 50 premiers centimètres du recouvrement constitué de la couche SR la moins épaisse. Des conditions hydriques différentes à 50 cm de profondeur peuvent expliquer ce phénomène. Dans le cas du recouvrement de 50 cm, les conditions sont celles de l'interface, entre le matériau grossier sous-jacent et les rejets

phosphatés, alors que dans le cas du recouvrement de 100 cm, les conditions sont celles retrouvées à cette profondeur directement dans le matériau SR. Ainsi, ces observations valident les prédictions numériques non-hystérétiques simulées pour cette même condition extrême (chapitre 3, §3.7.1) et montrent bien que l'épaisseur de la couche SR (ou la position du bris capillaire) affecte les composantes du bilan hydrique ainsi que la performance de tels recouvrements (pour plus d'information, voir Khire et al. 2000).

Les résultats du chapitre 4 ont ensuite montré que le taux de libération de l'eau stockée vers l'atmosphère était différent selon le type de matériau constituant la couche SR. Le matériau plus fin, appelé rejets de concentrateur calcaires phosphatés (*phosphate limestone tailings*), a notamment mis davantage de temps à libérer l'eau stockée après l'événement extrême. Afin de mieux comprendre le comportement transitoire de cette zone d'accumulation pour les différents matériaux testés, des prédictions numériques (HYDRUS-1D) sur plusieurs années ont été réalisées avec les mêmes conditions (initiales et frontières) et paramètres que ceux présentés dans le chapitre 3. Dans chaque cas, le modèle numérique a été initié à partir des succions matricielles provenant d'une simulation préliminaire en régime permanent, représentative d'un recouvrement SR (100 cm) où la PMP a été appliquée. La figure 5.6 montre l'évolution des teneurs en eau volumiques prédites à 75 cm de profondeur (zone d'accumulation) pour tous les matériaux SR testés dans la présente thèse. Les paramètres de van Genuchten (MWC) et les conductivités hydrauliques saturées utilisés sont présentés dans les chapitres 3 et 4.

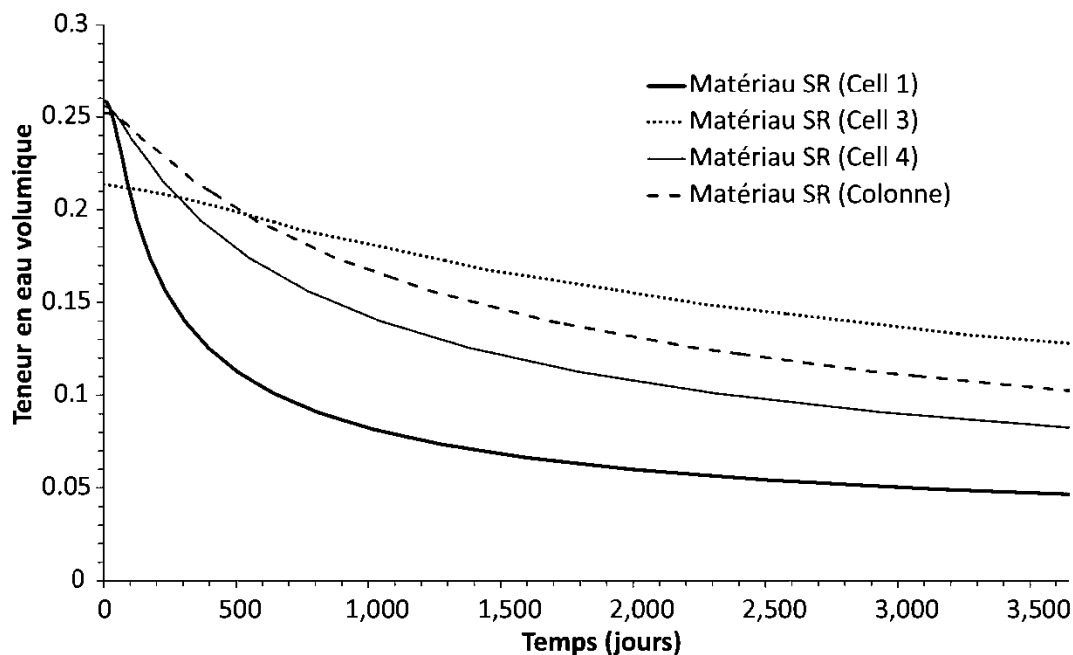


Figure 5.6 Prédiction des teneurs en eau volumiques à 75 cm de profondeur après la simulation d'un événement extrême (PMP).

Concrètement, ce travail numérique confirme la présence d'une zone d'accumulation temporaire dans la partie inférieure (75-100 cm) des matériaux SR durant plusieurs années. Plus le matériau SR est fin, plus la valeur de la conductivité hydraulique saturée diminue et plus l'eau accumulée en profondeur met du temps à être libérée dans l'atmosphère. Dans le cas d'un recouvrement SR constitué de 100 cm de rejets calcaires phosphatés (matériau tamisé < 1 mm – Colonne et Cell 4), il faut attendre une période supérieure à 10 ans (> 3,650 jours) pour que les eaux accumulées à 75 cm de profondeur, suite à un événement de précipitation extrême, soient libérées dans l'atmosphère et que le matériau SR retourne à sa capacité de stockage initiale. Dans le cas du matériau SR le plus grossier (Cell 1), une teneur en eau volumique d'environ 0.10 est atteinte environ deux ans après l'événement extrême, alors que dans le cas des rejets de concentrateur calcaires phosphatés (Cell 3) il faut attendre une période supérieure à 20 ans.

5.1.5. Impact d'événements extrêmes rapprochés pour le cas à l'étude

Suite à l'application de la PMP sur des recouvrements constitués de 100 cm de rejets calcaires phosphatés, la section précédente montre une perte temporaire de la capacité de stockage des matériaux SR. Afin de déterminer l'influence de ce comportement sur la performance à long terme des recouvrements, des simulations numériques d'événements extrêmes ont été réalisées à une certaine fréquence. Généralement, l'approche employée pour évaluer la robustesse d'un système de recouvrement consiste à simuler successivement durant 10 ans, l'année (sur les trois à cinq dernières années) où les précipitations sont les plus importantes (e.g., Benson et al. 1998; Boehm et al. 1998; Winkler 1999; Khire et al. 2000). Dans les conditions de la présente étude et afin de véritablement tester la performance des systèmes SR à long terme, l'approche de Zhan et al. (2001) qui consiste à réaliser une simulation d'événements extrêmes rapprochés a été préférée. Pour ce faire le modèle numérique (100 cm) détaillé dans le chapitre 3 a été utilisé. Les paramètres de van Genuchten (MWC) et les conductivités hydrauliques saturées de tous les matériaux SR utilisés sont présentés dans les chapitres 3 et 4.

La figure 5.7 montre les composantes prédites des bilans hydriques (infiltration - a, quantité d'eau stockée - b, évaporation - c et percolation - d) pour les différents matériaux SR étudiés dans la présente étude. Plus le matériau est fin, plus la conductivité hydraulique saturée est faible et plus les risques de percolation pour des événements extrêmes rapprochés sont importants. Durant les quatre premières années où la PMP est appliquée, les matériaux SR à granulométrie plus fine présentent une accumulation progressive des eaux stockées (Fig. 5.7b) suivie d'une rupture des effets de barrière capillaire (Fig. 5.7d). Cependant, alors que les rejets de concentrateur calcaires phosphatés (Cell 3) génèrent de la percolation à partir de la quatrième année où la PMP est appliquée (Fig. 5.7d), le matériau SR plus grossier

ayant une conductivité hydraulique saturée plus élevée (Cell 1) ne génère aucune percolation pour la même période. La figure 5.7c confirme les résultats précédents (§5.1.3) et montre bien une capacité de libération des eaux nettement supérieure pour ce matériau, ce qui en fait un matériau plus approprié comme composante principale d'un recouvrement alternatif constitué d'une couche SR de 100 cm d'épaisseur.

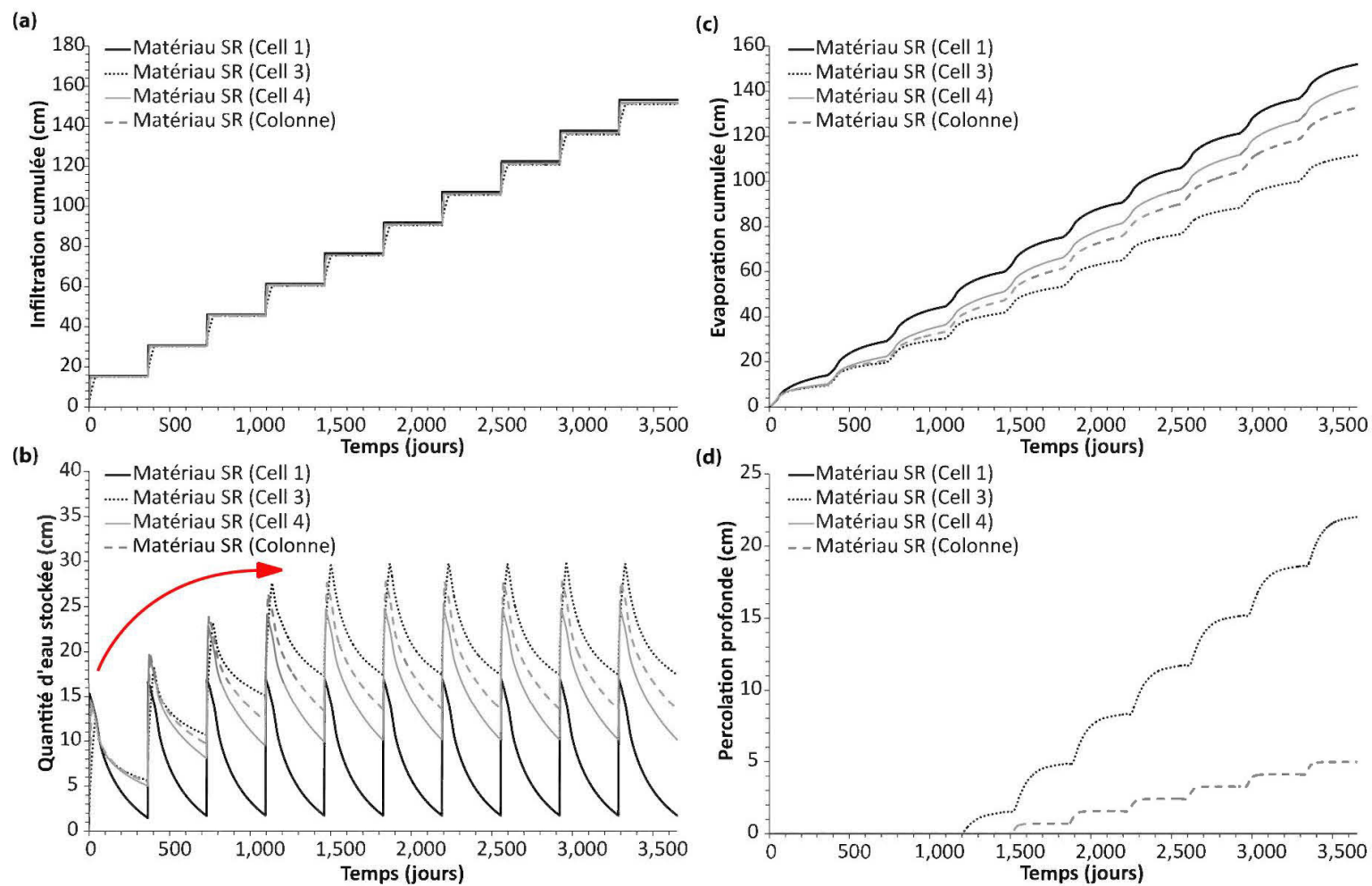


Figure 5.7 Prédiction des composantes principales des bilans hydriques des différents matériaux SR testés dans le cas d'événements de précipitation extrêmes rapprochés.

5.2. Comparaison de prédictions numériques non-hystérétiques

De nombreux codes numériques, notamment basés sur l'équation de Richards (1931), peuvent simuler un écoulement uniforme en régime transitoire au sein d'un milieu poreux non-saturé. Toutefois, des travaux récents ont montré que l'utilisation de codes distincts pouvait mener à des prédictions sensiblement différentes (e.g., Ogan et al. 1999; Scanlon et al. 2002; Benson et al. 2004; Benson 2007; Ogorzalek et al. 2008; Bohnhoff et al. 2009).

Généralement, deux approches numériques sont utilisées pour prédire l'écoulement de l'eau à travers des sols non saturés soumis à des conditions frontières données, soit la méthode par différences finies (e.g., UNSAT-H – Fayer 2000) et celle des éléments finis (e.g., HYDRUS – PC Progress; SVFlux – SoilVision; Vadose/W – GeoSlope). Bien que la méthode des éléments finis ait récemment augmenté en popularité, la grande majorité des études numériques retrouvée dans la littérature sur les systèmes de recouvrement « store-and-release » a été menée à partir du code numérique UNSAT-H (e.g., Fayer et al. 1992; Khire et al. 1997, 1999, 2000; Benson et al. 2004; Scanlon et al. 2005; McGuire et al. 2009). Pour plus d'information concernant le fonctionnement général de ces méthodes numériques le lecteur est invité à parcourir l'ouvrage de Bussière (1999) ainsi que les travaux de Forsyth (1991) et Therrien et Sudicky (1996, 2001).

Dans le chapitre 3, l'influence des effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau est évaluée à partir du code numérique HYDRUS-1D. Ce dernier a été privilégié sachant, qu'à la connaissance de l'auteur, il est le seul à intégrer les effets d'hystérésis dans les deux fonctions hydriques (courbe de rétention d'eau et conductivité hydraulique); le code numérique UNSAT-H intègre uniquement les effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau. Cependant, et indépendamment

des effets d'hystérésis, des essais préalables ont été menés afin de déterminer le code numérique le plus approprié sous des conditions climatiques représentatives du site à l'étude dans cette thèse. Cette étape préliminaire de validation a été amorcée à partir de trois codes numériques : HYDRUS-1D, UNSAT-H et Vadose/W. Dans les trois cas, la CRE principale en mouillage du matériau SR (i.e., rejets calcaires phosphatés) a été utilisée durant les simulations numériques respectives. Pour rappel, une des recommandations finales du chapitre 3 suggère l'utilisation de cette CRE afin de garantir les objectifs de percolation ou d'évaluer, de façon préliminaire, la performance d'un recouvrement hydrogéologique à long terme en climat semi-aride à aride.

Afin de discuter le choix du code numérique privilégié dans cette étude, la présente section du chapitre 5 propose une comparaison des prédictions de deux codes numériques distincts, HYDRUS-1D (version 4.15 – Šimůnek et al. 2012) et UNSAT-H (version 3.0 – Fayer 2000), et ce, pour des données d'entrée similaires. En raison d'un temps de calcul supérieur et qu'il n'intègre pas les effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau, le travail de validation préliminaire à partir du code VADOSE/W n'a pas été achevé.

5.2.1. Conditions initiales, propriétés des matériaux et conditions frontières

Les conditions initiales ainsi que les paramètres numériques utilisés sous HYDRUS-1D sont présentés dans le chapitre 3 (§3.3.2). Dans le cas de la simulation numérique opérée sous UNSAT-H⁴³, le domaine a été discrétisé en 81 nœuds avec des intervalles de 10 mm; des pas de temps de 0.25 h et 1.0×10^{-5} h ont également été appliqués. Pour chacun des nœuds, une succion matricielle initiale a été spécifiée (voir chapitre 3, Fig. 3.4a).

⁴³ Voir Annexe I.

Tel que mentionné précédemment, la CRE principale en mouillage des rejets calcaires phosphatés a été utilisée dans les deux simulations numériques. Cette dernière ainsi que la fonction de perméabilité correspondante sont présentées dans les figures 3.1 et 3.3. Les fonctions hydriques utilisées pour le matériau grossier (i.e., bris capillaire) sont également présentées au sein de ces figures ainsi que du tableau 3.1. Pour plus de détails sur les propriétés des matériaux, le lecteur est invité à consulter le chapitre 3.

Des conditions frontières similaires ont été respectivement définies en haut (interactions sol-atmosphère) et en bas (drainage libre) des profils numériques verticaux. A ce niveau, il est important de mentionner que les codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H possèdent des méthodes d'implémentation des interactions sol-atmosphère sensiblement équivalentes. En effet, pour ces codes l'évaporation réelle est fixée à sa valeur potentielle quand la succion matricielle à la surface du sol est comprise entre 0 et une valeur minimale déterminée (h_{CritA} pour HYDRUS ou HDRY pour UNSAT-H); dans les deux cas, cette dernière a été fixée à 10,000 kPa (pour plus d'information, voir chapitre 3, §3.3.3). Enfin, les mêmes données météorologiques (précipitations et évaporations potentielles journalières) ont été appliquées sous UNSAT-H et HYDRUS-1D (chapitre 3, Fig. 3.5).

5.2.2. Comparaison des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles prédites

Les comparaisons des teneurs en eau volumiques ainsi que des succions matricielles prédites à 10, 25 et 40 cm de profondeur sont respectivement montrées dans les figures 5.8 et 5.9; les mesures expérimentales de terrain (chapitre 2) permettant la validation des codes numériques y sont également présentées. Dans les deux cas

numériques, et ce, avec des paramètres d'entrée similaires, les évolutions temporelles prédites sont assez proches et correspondent bien avec celles mesurées. Toutefois, les prédictions numériques calculées à partir du code numérique HYDRUS-1D donnent des valeurs de ψ légèrement supérieures à celles calculées à partir du code UNSAT-H, et ce, particulièrement à 10 et 25 cm de profondeur. Ainsi, les valeurs de θ calculées à partir du code UNSAT-H sont légèrement supérieures à celles du code HYDRUS-1D pour ces mêmes profondeurs.

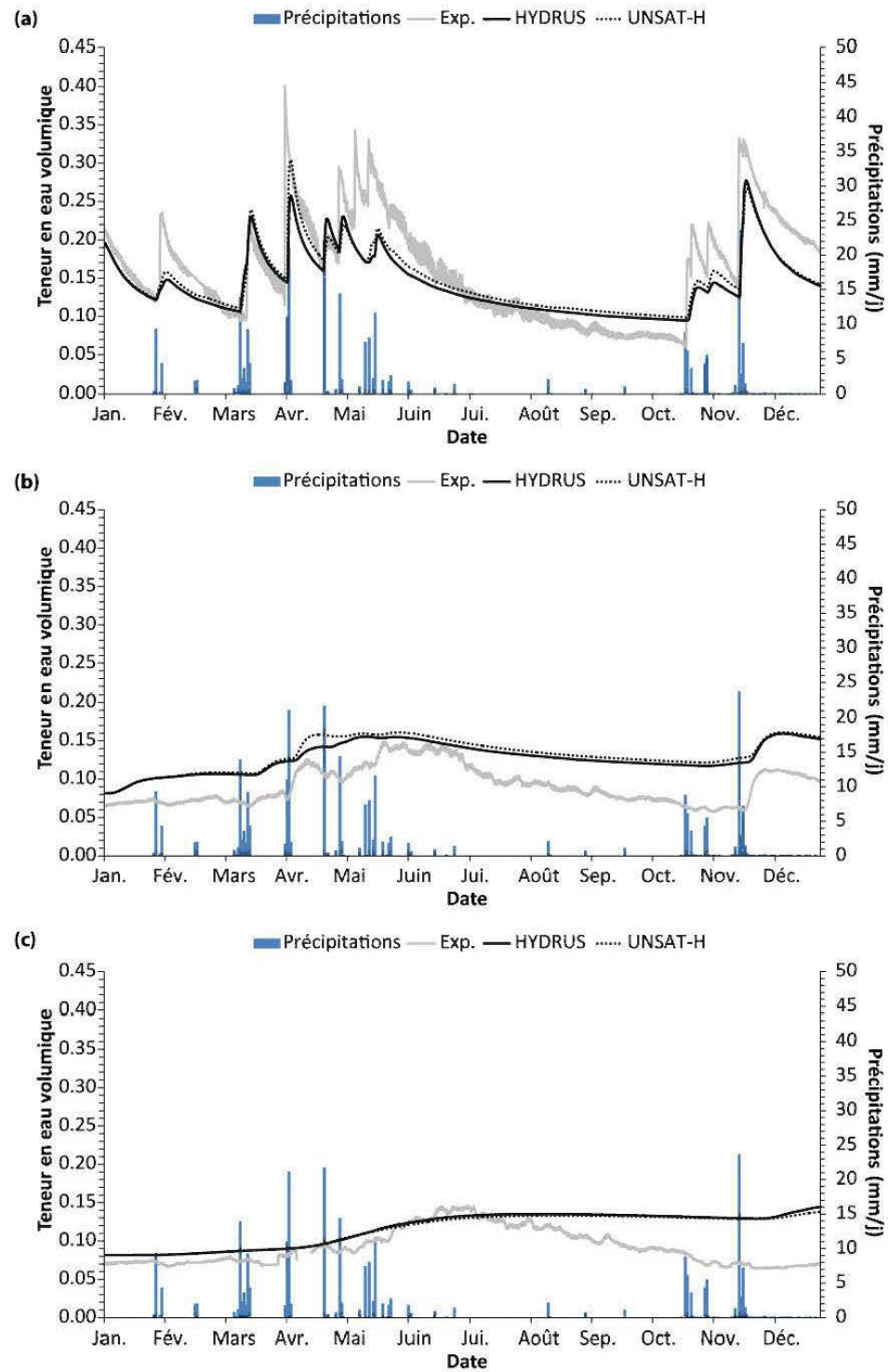


Figure 5.8 Comparaison des teneurs en eau volumiques prédites à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm à partir des codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H.

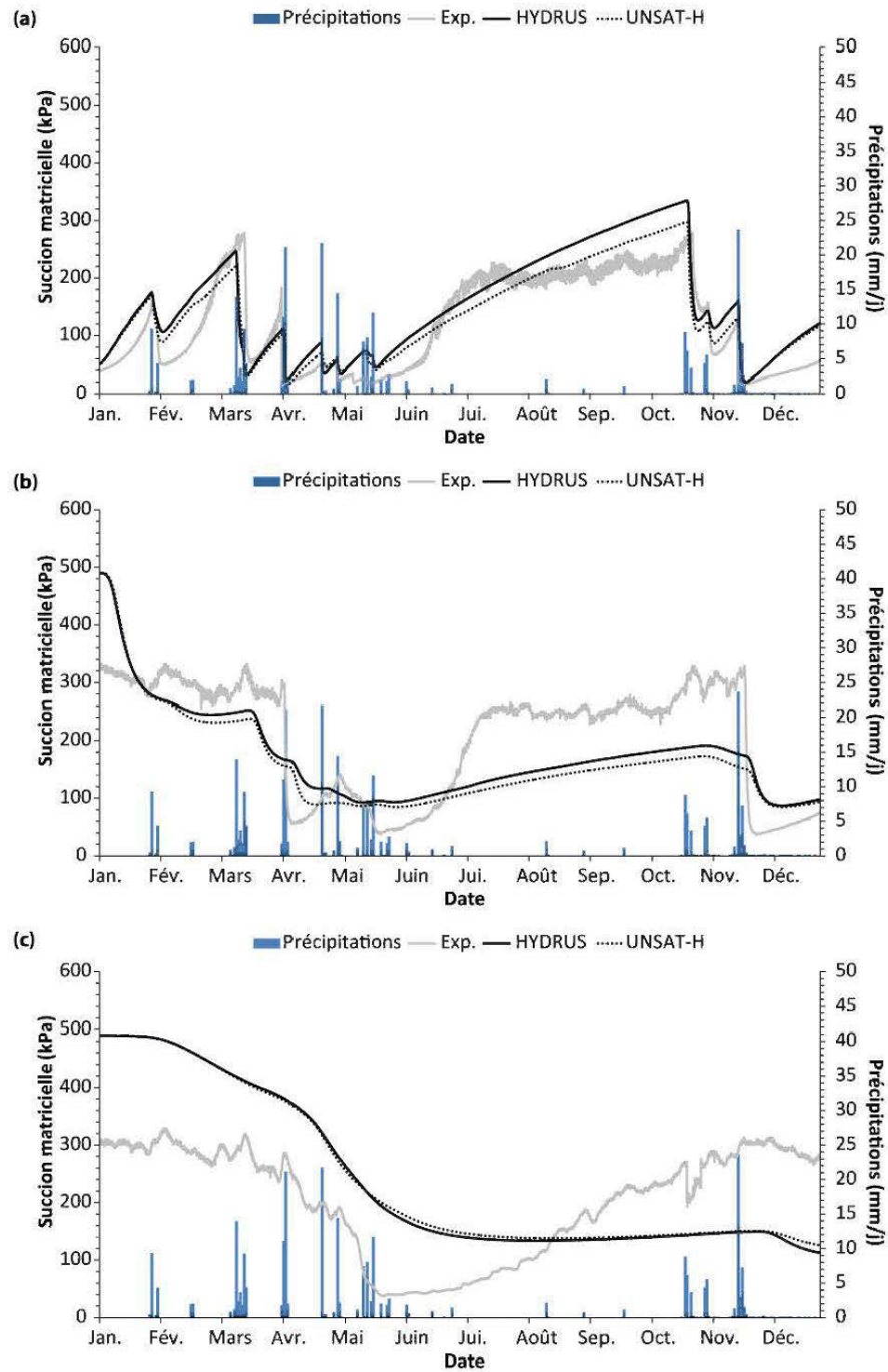


Figure 5.9 Comparaison des succions matricielles prédites à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm à partir des codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H.

5.2.3. Comparaison des bilans hydriques prédits

La figure 5.10 présente l'évolution temporelle des composantes principales prédites du bilan hydrique (i.e., variation d'eau stockée, infiltration, évaporation réelle, ruissellement) à partir des codes numériques UNSAT-H et HYDRUS-1D. Il est important de noter que le code numérique UNSAT-H ne permet pas une accumulation des précipitations à la surface du profile comme le propose le code HYDRUS-1D (voir chapitre 3). Le ruissellement correspond alors à la part du taux de précipitation en excès par rapport au taux d'infiltration.

Concrètement, bien que les variations d'eau stockée semblent assez analogues dans les deux cas (Fig. 5.10a), les autres composantes du bilan hydrique décrivent des évolutions différentes. En effet (par rapport à HYDRUS-1D), le code numérique UNSAT-H a tendance à sous-estimer les infiltrations des eaux météoriques (Fig. 5.10b) et, conséquemment, à surestimer le ruissellement (= 40 mm); le code HYDRUS-1D prédit un ruissellement cumulé inférieur à 3 mm (Fig. 5.10d). La sous-estimation des infiltrations d'eau obtenue à partir du code UNSAT-H (ou la surestimation des eaux de ruissellement), conduit alors à une sous-estimation de l'évaporation cumulée d'environ 37 mm par rapport au code HYDRUS-1D (Fig. 5.10c). Finalement, le code HYDRUS-1D présente des composantes prédites du bilan hydrique plus proches des mesures expérimentales (Exp.) de terrain.

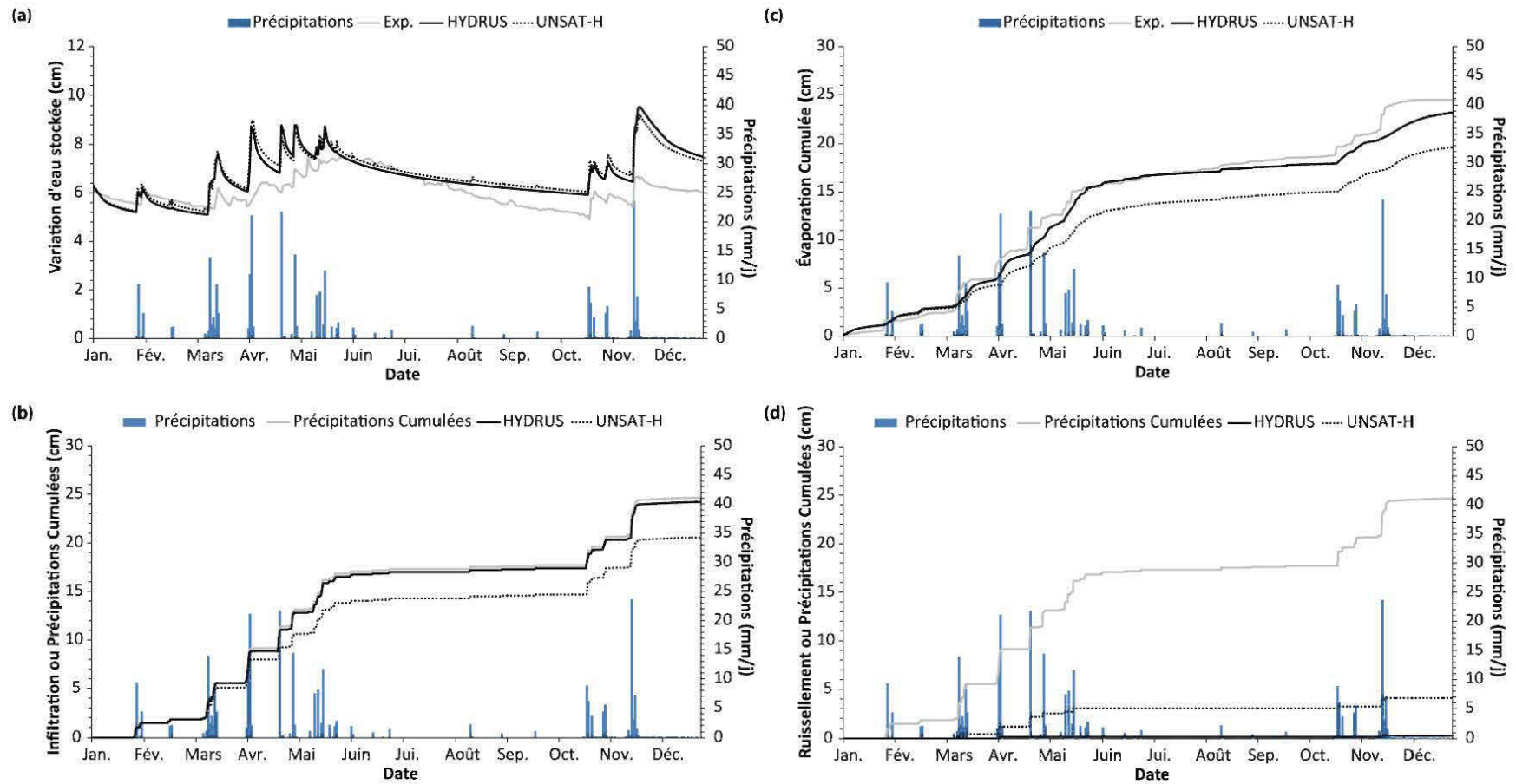


Figure 5.10 Comparaison des composantes du bilan hydrique prédites à partir des codes numériques HYDRUS-1D et UNSAT-H : (a) variation d'eau stockée, (b) infiltration cumulée, (c) évaporation cumulée, (d) ruissellement cumulé (nul durant les essais de terrain).

Dans une étude comparative récente, Scanlon et al. (2002) ont mis en évidence des problèmes récurrents concernant les prédictions numériques ruissellement-infiltration pour la grande majorité des codes. La surestimation de la composante liée au ruissellement à partir du code UNSAT-H, où la sous-estimation de celle liée à l'infiltration, a également été abordée dans la littérature à plusieurs reprises (e.g., Benson et al. 2004; Benson 2007; Bohnhoff et al. 2009; Ogorzalek et al. 2008). Selon ces auteurs, les écarts d'estimation de ces composantes prédites proviendraient essentiellement de la sensibilité de la méthode de discrétisation temporelle des précipitations. En effet, d'après la figure 5.7d le ruissellement apparaît principalement après des événements de précipitation supérieurs à 20 mm.

L'interprétation des composantes prédites de bilan hydrique en vue de l'évaluation de la performance d'un recouvrement hydrogéologique est alors fortement liée à l'approche numérique sélectionnée. Quoiqu'il en soit, la validation de prédictions numériques à partir de mesures de terrain semble une étape fondamentale durant le design d'un système de recouvrement; dans la présente étude, le choix du code HYDRUS-1D était finalement le plus approprié.

5.3. Propositions préliminaires de restauration du site minier abandonné de Kettara

Une des principales contributions pratiques attendues de la présente étude concerne la soumission de propositions préliminaires en vue de la restauration de sites miniers générateurs de drainage contaminé en climat semi-aride à aride, et plus particulièrement pour le cas du site minier abandonné de Kettara, au Maroc. Conséquemment, cette dernière section du chapitre 5 vise à informer le lecteur des différentes possibilités offertes par l'utilisation de rejets calcaires phosphatés en tant que composante principale d'un système de recouvrement alternatif SR.

5.3.1. Rappel sur le potentiel de neutralisation des rejets calcaires phosphatés

Communément, en raison d'un potentiel de neutralisation élevé (entre 500 et 680 kg CaCO₃/t - Hakkou et al. 2009), les matériaux calcaires et/ou phosphatés ont été principalement étudiés en tant que composante de systèmes de traitement du DRA (e.g., Kalin et al. 2005; Hakkou et al. 2009; Genty 2012; Ouakibi et al. 2013). Toutefois, des études récentes ont montré que des processus réactionnels, tel que la précipitation de gypse (Soler et al. 2008), pouvaient affecter la performance de ces systèmes ou que leur efficacité pouvait être nettement remise en question en présence de concentration en fer élevée dans les eaux à traiter (pour plus d'information, voir Hammarstrom et al. 2003 et Genty 2012). Nonobstant ces remarques, à partir des résultats obtenus dans les chapitres 2, 3 et 4, plusieurs propositions de restauration peuvent être envisagées en vue de la restauration du site minier de Kettara. La section suivante suggère une option de restauration principale et d'autres potentielles, dont une qui prendrait en considération la forte capacité de neutralisation des rejets calcaires phosphatés (Hakkou et al. 2009).

5.3.2. Propositions préliminaires de restauration

Les propositions préliminaires de restauration du site minier abandonné de Kettara sont essentiellement basées sur l'épaisseur de la couche de rejets calcaires phosphatés. Plusieurs observations provenant des modélisations physiques et numériques ont été réalisées à ce sujet dans les différents chapitres de cette étude :

- Sous des conditions climatiques semi-arides à arides naturelles, un recouvrement constitué de 50 cm de rejets calcaires phosphatés permet le contrôle du DRA. Les eaux météoriques stockées lors des événements de précipitation sont totalement libérées dans l'atmosphère durant les périodes sèches;
- Sous des conditions climatiques extrêmes, une rupture du bris capillaire est observée pour des recouvrements constitués de 50 cm de rejets

calcaires phosphatés alors que des recouvrements de 100 cm ne génèrent pas de percolation profonde;

- Dans le cas d'un recouvrement constitué de 50 cm de rejets calcaires phosphatés et sous des conditions extrêmes, le bris capillaire joue un rôle beaucoup plus prononcé sur les différentes composantes du bilan hydrique (Fig. 5.11a). Bien qu'une percolation non-négligeable soit constatée, ces recouvrements possèdent une capacité de libération supérieure; une épaisseur de 100 cm de rejets calcaires phosphatés favorise la formation d'une zone d'accumulation en profondeur diminuant temporairement la capacité de stockage (Fig. 5.11b).

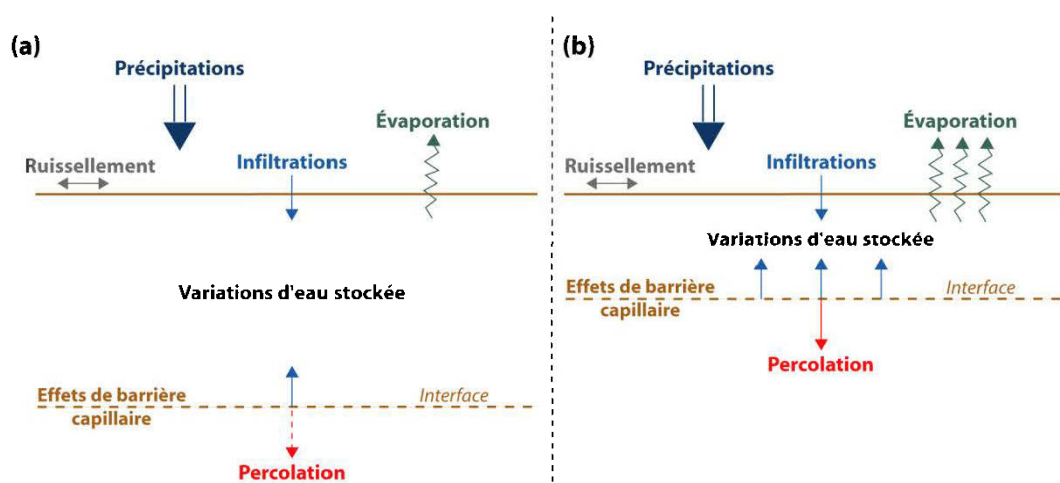


Figure 5.11 Comportement hydrogéologique de deux recouvrements alternatifs constitué de 100 (a) et 50 (b) cm de rejets calcaires phosphatés suite à la simulation d'un événement extrême.

Conséquemment, la proposition principale correspond à une configuration classique d'un système alternatif constitué d'un bris capillaire (épaisseur minimale de 30 cm). La couche SR serait constituée d'une épaisseur de 100 cm de rejets calcaires phosphatés à granulométrie naturelle (similaire à celle utilisée dans la cellule 1, chapitre 4) et permettrait le contrôle d'un drainage minier contaminé sous des conditions climatiques normales et extrêmes (Fig. 5.12a). Même si le processus de libération des eaux accumulées en profondeur est plus lent (§5.1.3 et

5.1.4), la période de retour (60,000 ans) de l'événement extrême considéré dans cette étude ne devrait pas remettre en question la performance d'un tel système à long terme.

Toutefois, une autre option pourrait être étudiée. Elle consisterait à déterminer l'épaisseur de la couche SR optimale (entre 50 et 100 cm), permettant l'utilisation maximale de la capacité stockage-libération des rejets calcaires phosphatés tout en réduisant assurément les risques de percolation avec les rejets réactifs au niveau des parties inclinées du système. L'évaluation d'une telle épaisseur impliquerait alors d'étendre les travaux de recherche à partir de simulations numériques en 2D.

Une dernière proposition consisterait à utiliser le potentiel de neutralisation des rejets calcaires phosphatés tout en favorisant au maximum le processus de libération des eaux météoriques vers l'atmosphère (Fig. 5.12b). La configuration de ce système comprendrait alors un bris capillaire de 30 cm d'épaisseur (épaisseur minimale) disposé entre deux couches de rejets calcaires phosphatés de 50 cm. Durant des événements de précipitation extrêmes ($> 140 \text{ mm/j}$ = capacité de stockage d'une couche SR de 50 cm), la couche de rejets calcaires phosphatés inférieure permettrait de neutraliser le drainage contaminé résultant de la percolation temporaire des infiltrations d'eau dans le bris capillaire réactif. Toutefois, sous des conditions climatiques naturelles, cette configuration pourrait diminuer singulièrement la longueur de diversion au niveau des parties inclinées du système et conduire véritablement à des situations à risques dans le cas d'événements de précipitation importants. En effet, plus l'épaisseur de la couche SR est faible, plus la longueur de diversion diminue (e.g., Ross 1990; Steenhuis et al. 1991). Cela signifie qu'il y aurait percolation dans la pente et génération de DRA lors d'événements de précipitation extrêmes. Pour contrer cette possibilité, l'ajout d'un drain calcaire pourrait diminuer les risques de production de DRA dans l'environnement (Fig. 5.12) (e.g. Ouakibi et al. 2013). À noter que cette option n'a pas été étudiée dans ce travail et reste à approfondir.

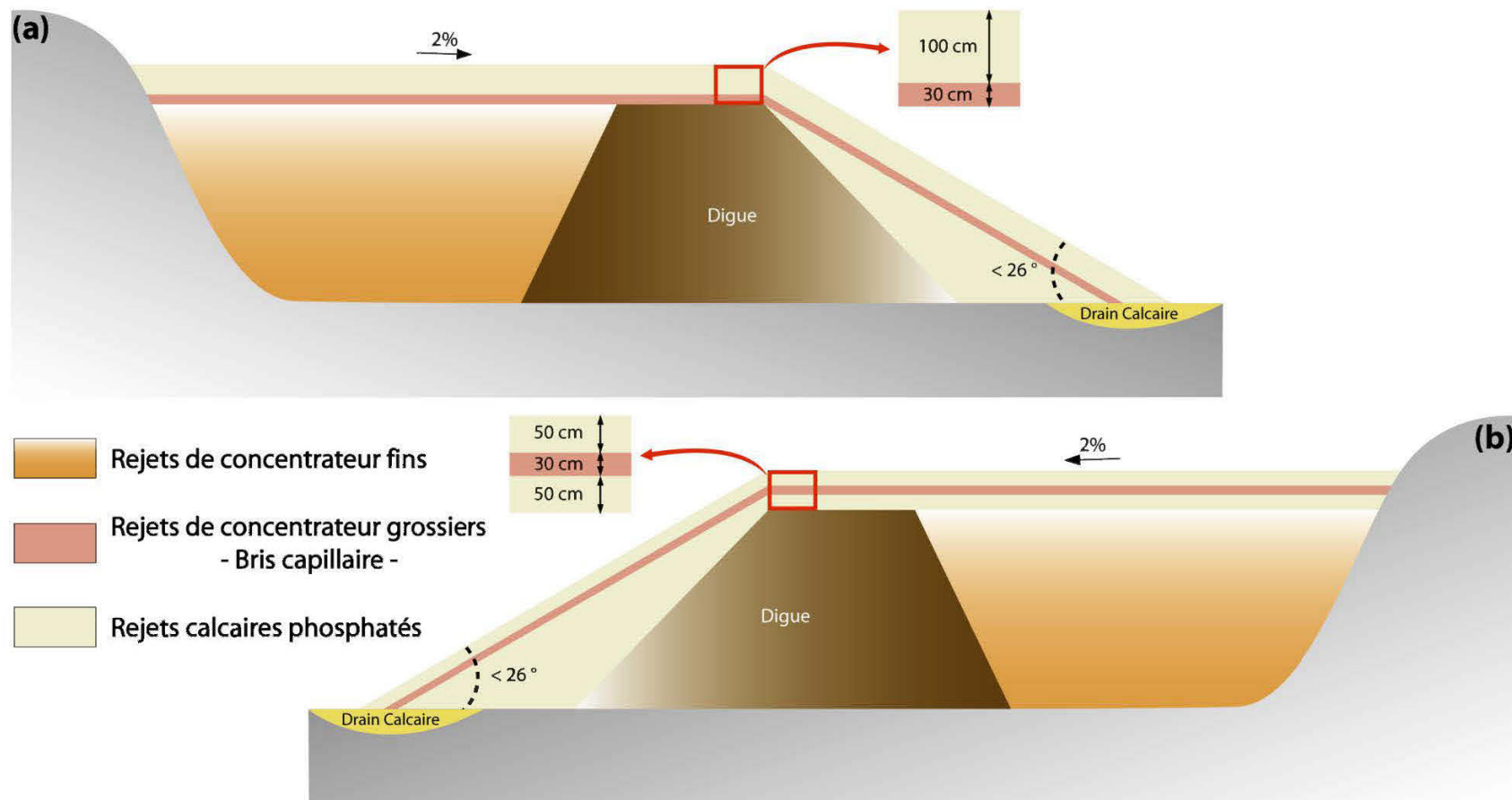


Figure 5.12 Propositions préliminaires de systèmes de recouvrement alternatifs constitués de rejets calcaires phosphatés en vue de la restauration de sites miniers générateurs d'un drainage contaminé en climat semi-aride à aride : (a) proposition principale, (b) proposition potentielle.

5.3.3. Évaluation des effets de la pente

Tel que stipulé dans les chapitres 2 et 4, durant des événements de précipitation importants une accumulation des eaux à l'interface peut conduire à une rupture progressive des effets de barrière capillaire. Dans un système incliné, la zone de rupture située à l'interface correspond à la limite de bas de pente (Ross 1990), en d'autres termes l'endroit où la valeur de ψ est équivalente à la pression d'entrée d'eau ($\psi_w \approx 2.5$ kPa) du matériau grossier (i.e., bris capillaire). Cette limite de bas de pente détermine la longueur de diversion d'un système incliné pour des conditions climatiques données (e.g., Ross 1990; Steenhuis et al. 1991; Stormont 1995); elle peut être évaluée analytiquement (e.g. Ross 1990; Steenhuis et al. 1991; Morel-Seytoux 1994; Parent et Cabral 2006) et à partir de simulations physiques et/ou numériques (e.g., Bussière 1999; Zhan et al. 2001; Bussière et al. 2003; Abdolazadeh et al. 2011; Rahardjo et al. 2012). Dans le cas présent, l'évaluation de la limite de bas de pente à partir d'une planche d'essai inclinée (Fig. 5.13) permettrait la validation de simulations numériques et donc l'évaluation précise de la longueur effective du bris capillaire (L_{eff}) pour différents scénarios. En cas de précipitation extrême, l'objectif est d'avoir une valeur de L_{eff} égale à la longueur de pente réelle, diminuant ainsi les risques de percolation avec les rejets réactifs.

En résumé, bien que les principales étapes de la conception finale d'un système de recouvrement SR aient été réalisées dans la présente étude (Fig. 5.14), les propositions de restauration n'ont été validées qu'au niveau des parties horizontales du recouvrement. Une fois l'évaluation du comportement hydrogéologique des parties inclinées investiguée, une modélisation numérique finale devrait alors permettre la validation d'une proposition de restauration concrète pour l'ensemble du site. Les étapes restantes, notamment en vue de la restauration du site minier abandonné de Kettara, sont indiquées en jaune dans la figure 5.14.

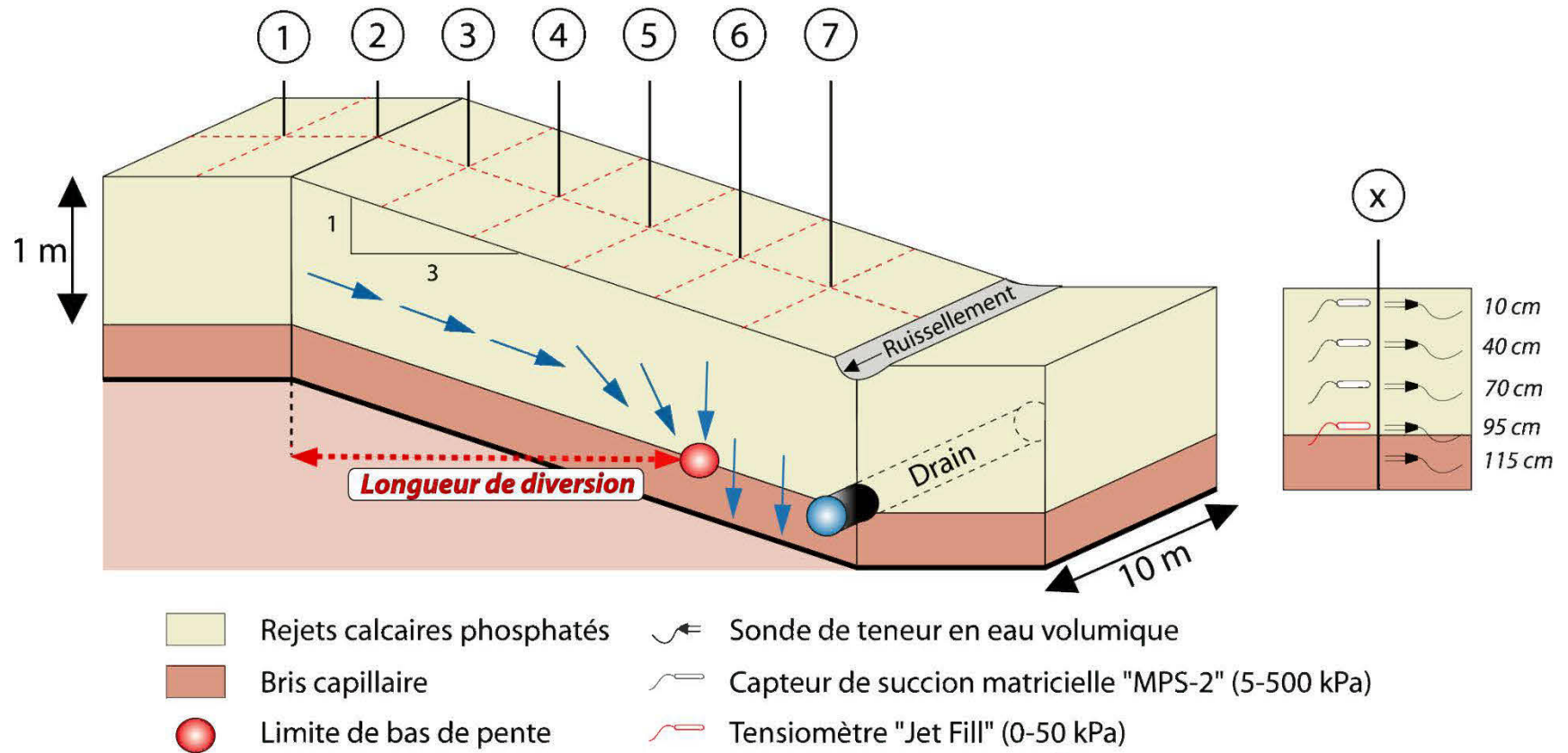


Figure 5. 13 Proposition schématique d'un système incliné (2D) pour l'évaluation de la limite de bas de pente sous des conditions de précipitation extrêmes.



Figure 5.14 Diagramme des principales étapes intervenant lors de la conception d'un recouvrement SR (adapté de Bussière et al. 2007b).

Références

- Abdolahzadeh, A.M., Lacroix Vachon, B., Cabral, A.R., 2011. Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. *Can. Geotech. J.*, 48(7), 996-1009.
- Aboukhaled, A., Alfaro, J.F., Smith, M., 1986. *Lysimeters*. FAO Irrig. and Drain. United Nations Food Agric. Org. Rome, 39, 79 p.
- Baker, J.M., Norman, J.M., 2002. Evaporation from natural surfaces. 1047-1074. In Dane, J.H., Topp, G.C. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 4. Physical methods*. SSSA Book Ser. 5., Madison, WI.
- Benson, C.H., 2007. Modeling unsaturated flow and atmospheric interactions. 'Theoretical and numerical unsaturated soil mechanics' Schanz T ed., Springer 187-202.
- Benson, C.H., Abichou, T., Albright, W.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., 2001. Field evaluation of alternative earthen final covers. *Int. J. Phytorem.* 3, 1–21.
- Benson, C.H., Albrecht, B., Motan, E., Querio, A., 1998. Equivalency assessment for an alternative final cover proposed for the Greater Wenatchee Regional Landfill and Recycling Center. *Envir. Geotech. Rep. No. 98-6*, Dept. of Civ. and Envir. Eng., Univ of Wisconsin-Madison.
- Benson, C.H., Bohnhoff, G., Apiwantragoon, P., Ogorzalek, A., Shackelford, C., Albright, W., 2004. Comparison of model predictions and field data for ET covers. In *Tailings and Mine Wastes*. Taylor and Francis, 137-142.
- Boehm R., Benson, C., Foose, G., McGuire, P., 1998. Performance of two unvegetated alternative earthen final covers. Rep. Prepared for city of Glendale, Arizona, RUST Environment and Infrastructure, Sheboygan, Wis.
- Bohnhoff, G.L., Ogorzalek, A.S., Benson, C.H., Shackelford, C.D., Apiwantragoon, P., 2009. Field data and water-balance predictions for a monolithic cover in a semiarid climate. *J. of Geotech. and Geoenviron. Eng.* 135(3), 333-348.

- Bowen, I.S., 1926. The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. *Phys. Rev.* 27, 779-787.
- Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. Diss. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R., 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007a. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Can. Geotech. J.* 44, 245-265.
- Bussière, B., Wilson, G.W., Maqsood, A., 2007b. Store-and-release and store-divert-and-release covers. Rapport PERCAN, chapitre 3. UQAT, Rouyn-Noranda, Qc.
- Corwin, D.L., 2000. Evaluation of a simple lysimeter-design modification to minimize sidewall flow. *Journal of Contaminant Hydrology*, 42, 35-49.
- Dwyer, S.F., 2003. Water balance measurements and computer simulation of landfill covers. Ph.D. Diss., Univ. of New Mexico, Albuquerque, NM, USA.
- Dyer, A.J., 1961. Measurement of evapotranspiration and heat transfer in the lower atmosphere by an automatic eddy-correlation technique. *Q.J. Roy. Meteorol. Soc.* 87, 401-412.
- Evett, S.R., Tolk, J.A., Howell, T.A., 2006. Soil profile water content determination: sensor accuracy, axial response, calibration, temperature dependence and precision. *Vadose Zone J.* 5, 894-907.
- Evett, S.R., Schwartz, R.C., Tolk, J.A., Howell, T.A., 2009. Soil profile water content determination: Spatiotemporal variability of electromagnetic and neutron probe sensors in access tubes. *Vadose Zone J.* 8(4), 926-941.

- Evett, S.R., Kustas, W.P., Gowda, P.H., Anderson, M.C., Prueger, J.H., Howell, T.A., 2012a. Overview of the Bushland evapotranspiration and agricultural remote sensing experiment 2008 (BEAREX08): A field experiment evaluating methods for quantifying ET at multiple scales. *Advances in Water Resources* 50, 4-19.
- Evett, S.R., Schwartz, R.C., Howell, T.A., Baumhardt, R.L., Copeland, K.S., 2012b. Can weighing lysimeter ET represent surrounding field ET well enough to test flux station measurements of daily and sub-daily ET? *Advances in Water Resources* 50, 79-90.
- Fayer, M.J., Gee, G.W., 1997. Hydrologic model tests for landfill covers using field data. 'Landfill capping in the semi-arid west: problems, perspectives, and solutions'. *Env. Sci. and Res. Foundation* 53-68.
- Fayer, M.J., 2000. UNSAT-H version 3.0: unsaturated soil water and heat flow model, theory, user manual and examples, Pacific Northwest National Laboratory, 13249.
- Fayer, M.J., Gee, G.W., 2006. Multiple-year water balance of soil covers in a semiarid setting. *J. Environ. Qual.* 35, 366-377.
- Forsyth, P., 1991. A control volume finite element approach to NAPL groundwater contamination. *SIAM J. Sci. Statist. Comput.*, 12(5), 1029-1057.
- Genty, T., 2012. Comportement Hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer. Ph.D. Diss., UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
<http://depositum.uqat.ca/269/1/thomasgenty.pdf>.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water Environ.* 28(3), 206-218.

- Hammarstrom, J.M., Sibrell, P.L., Belkin, H.E., 2003. Characterization of limestone reacted with acid-mine drainage in a pulsed limestone bed treatment system at the Friendship Hill National Historic Site Pennsylvania, USA. *Applied Geochemistry* 18, 1705-1721.
- Hillel, D., Gairon, S., Falkenflug, V., Rawitz, E., 1969. New design of a low-cost hydraulic lysimeter system for field measurement of evapotranspiration. *J. Agric. Res.* 19(2), 57-63.
- Howell, T.A., Schneider, A.D., Jensen, M.E., 1991. History of lysimeter design and use for evapotranspiration measurements. In *Lysimeters for Evapotranspiration and Environmental Measurements*, Allen, R.G., Howell, T.A., Pruitt, W.O., Walter, I., Jensen, M.E. (ed). Proc. Int. Symp. Lysimetry, NY, 1-9.
- Kalin, M., Fyson, A., Wheeler, W.N., 2005. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, 366, 395-408.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1997. Water balance modeling of earthen final covers. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng.* 133(8), 744-754.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *J. of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 125(6), 518-527.
- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 2000. Capillary barriers: design variables and water balance. *J. Geotech. and Geoenv. Eng.* 126, 695-708.
- Kohnke, H., Dreirelbis, F.R., Davidson, J.M., 1940. A survey and discussion of lysimeters and A bibliography on their construction and performance. United States Department of Agric. Miscellaneous Publication. Washington D.C., 372, 68 p.
- McGuire, P., Andraski, B.J., Archibald, R.E., 2009. Case study of a full-scale evapotranspiration cover. *J of Geotech. and Geoenv. Eng.* 316-332.

- Morel-Seytoux, H.J., 1994. Steady-state effectiveness of a capillary barrier on a sloping interface. 14th Hydrology Days, Hubert J. Morel-Seytoux (ed), Hydrology Days Publications, 57 Selby La, Atherton, CA 94027-3926, 335-346.
- Nyhan, J.W., 2005. Seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone J.*, 26, 466-480.
- Ogan, B.D., Wilson, G.V., Albright, W.H., Gee, G.W., Fayer, M.J., Rock, S., 1999. Sensitivity analysis and validation of numerical models used in the design of alternative landfill covers. Annual Meeting, Soil Sci. Soc. of Am., Salt Lake City, Utah.
- Ogorzalek, A.S., Bohnhoff, G.L., Shackelford, C.D., Benson, C.H., Apiwantragroon, P., 2008. Comparison of field data and water-balance predictions for a capillary barrier cover. *J. of Geotech. and Geoenviron. Eng.* 134(4), 470-486.
- Ouakibi, O., Loqman, S., Hakkou, R., Benzaazoua, M., 2013. The potential use of phosphatic limestone wastes in the passive treatment of AMD: a laboratory study. *Mine Water Environ.* doi:10.1007/s10230-013-0226-8.
- Parent, S.E., Cabral, A., 2006. Design of inclined covers with capillary barrier effect. *Geotech. & Geol. Eng.*, 24(3), 689-710.
- Rana, G., Katerji, N., 2000. Measurement and estimation of actual evapotranspiration in the field under Mediterranean climate: a review. *European Journal of Agronomy* 13, 125-153.
- Rahardjo, H., Santoso, V.A., Leong, E.C., Ng, Y.S., Hua, C.J., 2012. Performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier system. *J. of Geotech. and Geoenviron. Eng.*, 138, 481-490.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1, 318-333.
- Rose, C.W., Sharma, M.L., 1984. Summary and recommendations of the workshop on evapotranspiration of plant communities. *Agric. Wat. Manag.*, 8, 325-342.

- Ross, B., 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26, 2625-2629.
- Scanlon, B.R., Christman, M., Reedy, R.C., Porro, I., Šimůnek, J., Flerchinger, G.N., 2002. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resour. Res.* 38(12), 1323-1339.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., Dwyer, S.F., 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern. USA *Vadose Zone J.* 4, 55–71.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M.Th., 2012. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variability-saturated media. Version 4.15, Dep. of Env. Sci. Univ. of California Riverside.
- Soler, J.M., Boi, M., Mogollon, J.L., Cama, J., Ayora, C., Nico, P.S., Tamura, N., Kunz, M., 2008. The passivation of calcite by acid mine water: column experiments with ferric sulfate and ferric chloride solutions at pH 2. *Applied Geochemistry* 23, 3579-3588.
- Steenhuis, T.S., Parlange, J-Y. and Kung, K-J.S., 1991. Comment on “The diversion capacity of capillary barriers” by Benjamin Ross. *Water Resources Research*, 27 (8), 2155-2156.
- Stormont, J. C., 1995. The effectiveness of two capillary barrier on a 10% Grade. *Geotech. and Geol. Eng.*, Vol. 14, 243-267.
- Therrien, R., Sudicky, E.A., 1996. Three-dimensional analysis of variably saturated flow and solute transport in discretely fractured porous media. *J. Contam. Hydrol.*, 23, 1-44.
- Therrien, R., Sudicky, E.A., 2001. Well bore boundary conditions for variably saturated flow modeling. *Advances in Water Resources*, 24, 195-201.

- Verstraeten, W.W., Veroustrate, F., Feyen, J., 2008. Assessment of evapotranspiration and soil moisture content across different scales of observation. *Sensors*, 8, 70-117.
- Winlker, W., 1999. Thickness of monolithic covers in arid and semiarid climates. MS Thesis, Univ. of Wisconsin-Madison.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, H., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. SME Annual Meeting, Denver, Colorado, 1-9.

CHAPITRE 6

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1. Sommaire

Présentement, de plus en plus de travaux de recherche concernant des systèmes de recouvrement hydrogéologiques (aussi appelés couvertures sèches) sont investigués pour prévenir la formation d'un drainage minier contaminé (DRA ou DNC) à long terme. La finalité de ces travaux vise ultimement à proposer aux opérateurs miniers de nouvelles techniques de restauration d'aires d'entreposage de rejets miniers solides adaptées aux conditions climatiques locales. En climat semi-aride à aride, les systèmes de recouvrement alternatifs SR, pour le contrôle d'un drainage contaminé par réduction des infiltrations d'eau, sont souvent considérés comme l'option la plus appropriée. Ces derniers sont essentiellement développés autour de l'utilisation d'un matériau de rétention d'eau (SR) avec des propriétés hydrogéologiques spécifiques, favorisant le stockage des eaux météoriques durant les périodes humides ainsi que leur libération durant les périodes sèches. Toutefois jusqu'à ce jour, les systèmes alternatifs ont principalement été étudiés ou appliqués au niveau d'aires d'entreposage de rejets municipaux, industriels ou radioactifs.

L'objectif principal du présent travail consistait à évaluer le comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif SR, dont la couche de rétention d'eau

est constituée de rejets calcaires phosphatés, en climat semi-aride à aride. Cette évaluation a notamment été effectuée dans le cadre d'un programme de recherche sur la restauration d'un site minier abandonné (parc à rejets de Kettara - Maroc) situé à proximité d'une exploitation de phosphates sédimentaires. Par conséquent, ce travail a consisté à évaluer la performance d'un matériau, peu valorisé pour le moment, comme composante principale d'un système de recouvrement alternatif. L'approche opérée dans la présente étude pour évaluer le comportement hydrogéologique d'un tel recouvrement peut-être divisée en trois étapes :

1. Évaluation des rejets calcaires phosphatés en tant que composante d'un recouvrement alternatif SR en climat semi-aride. La réalisation d'essais en colonnes instrumentées de terrain a permis d'estimer la capacité stockage-libération du matériau SR et ainsi d'établir, préalablement, son aptitude à contrôler la formation d'un drainage minier contaminé sous des conditions climatiques naturelles et extrêmes.
2. Modélisation numérique des effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau du matériau SR (rejets calcaires phosphatés). Cette étape a évalué l'influence des effets d'hystérésis sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif en vue de l'amélioration des prédictions numériques; la présence des effets d'hystérésis dans la CRE du matériau SR avait été observée et brièvement abordée à l'étape 1.
3. Évaluation hydrogéologique d'un recouvrement alternatif SR constitué de rejets miniers phosphatés à partir de cellules expérimentales de terrain. La réalisation d'essais (à l'échelle pilote) directement sur un site minier générateur d'un important DRA, a permis de vérifier les résultats préalables et de conclure sur la capacité de ce type de matériau SR à contrôler la production d'un drainage minier contaminé en climat semi-aride à aride. À noter que des rejets miniers phosphatés de différentes textures et des recouvrements de différentes configurations ont été

testés dans quatre cellules expérimentales soumises à des conditions climatiques naturelles et extrêmes.

Les hypothèses de travail permettant d'atteindre l'objectif principal ont été validées dans les différents chapitres de la présente étude. Les conclusions et recommandations spécifiques des chapitres 2, 3, 4 et 5 sont résumées dans les sections suivantes.

6.2. Chapitre 2

Dans ce chapitre, la valorisation de rejets calcaires phosphatés en tant que composante principale d'un recouvrement SR a été évaluée à partir d'un premier travail de caractérisation multidisciplinaire ainsi que de simulations physiques (essais en colonnes instrumentées) de terrain en climat semi-aride. Dans un premier temps, les travaux de caractérisation ont permis d'évaluer les propriétés physiques et hydrogéologiques des différents matériaux (e.g., courbes granulométriques, limites de consistance, conductivités hydrauliques saturées, courbes de rétention d'eau, fonctions de perméabilité). L'étude des propriétés chimiques du matériau SR a quant à elle validé le caractère inerte des rejets miniers phosphatés déjà mentionné dans une étude antérieure.

Des simulations physiques de terrain en colonnes instrumentées ont été réalisées afin d'estimer la capacité stockage-libération du matériau SR. Deux configurations constituées de 50 et 100 cm de rejets calcaires phosphatés (< 1 mm), recouvrant 30 cm de rejets grossiers réactifs de Kettara (bris capillaire), ont alors été exposés à des conditions climatiques naturelles et extrêmes (155 mm/j). Le comportement hydrogéologique de ces recouvrements a été évalué sur une période d'environ un an et demi (de mai 2010 à janvier 2012) à partir des données météorologiques locales, de

sondes de teneur en eau volumique et de capteurs de succion matricielle. Ces instruments ont été placés à 10 et 40 cm de profondeur dans la couche SR constituée de 50 cm de rejets calcaires phosphatés ainsi qu'à 25 et 75 cm de profondeur pour celle de 100 cm d'épaisseur.

Dans les deux cas testés, les rejets calcaires phosphatés ont efficacement stocké et libéré les eaux météoriques sous des conditions climatiques naturelles; seuls les senseurs situés à 10, 25 et 40 cm de profondeur ont été affectés. Cependant, sous des conditions climatiques extrêmes, une rupture des effets de barrière capillaire a été observée au niveau de la colonne constituée de la couche SR de 50 cm d'épaisseur (\approx 20 mm de DRA a percolé à travers la colonne). Pour la seconde colonne, aucune percolation n'a été mesurée mais les instruments situés à 75 cm de profondeur ont été affectés par la simulation extrême. En outre, des effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau des rejets calcaires phosphatés ont été observés lors des essais en colonnes.

En conclusion, le chapitre 2 valide le potentiel des rejets calcaires phosphatés en tant que composante principale d'un recouvrement alternatif constitué d'un bris capillaire et résume les principaux aspects à étudier lors du design d'un tel système (e.g., propriétés hydrogéologiques du matériau SR, conditions climatiques, événements extrêmes, bris capillaire). Concrètement, suite aux résultats obtenus dans les essais en colonnes, une épaisseur comprise entre 50 et 100 cm de rejets calcaires phosphatés est conseillée pour le contrôle d'un drainage minier contaminé en climat semi-aride. Cependant, des travaux de terrain à une échelle intermédiaire, plus réaliste (cellule expérimentale de 10 x 10 m), sont recommandés ainsi que des simulations numériques visant à simuler différents scénarios et à évaluer l'importance des paramètres clés des recouvrements de type SR. Afin d'améliorer les prédictions du

comportement hydrogéologique de tels recouvrements à long terme, il est également suggéré d'intégrer les effets d'hystérésis dans la CRE.

L'approche utilisée dans cette étude, et ce, bien qu'elle ait permis d'atteindre ses principaux objectifs, pourrait être améliorée. Dans le cas d'une étude similaire et indépendamment des conditions climatiques, l'auteur recommande :

- L'installation directe des colonnes instrumentées sur un système de pesage approprié (e.g., balance plate-forme) afin de quantifier plus rigoureusement le taux d'évaporation réelle par évaporation ou évapotranspiration (concept du lysimètre pesable);
- L'utilisation d'instruments de mesure en plus grand nombre afin de diminuer au maximum les erreurs liées au calcul de l'eau stockée dans le recouvrement, ce qui permettrait une évaluation plus précise du bilan hydrique.

À noter que la conception des essais en colonnes instrumentées de terrain au Maroc (séjour de 3 mois) a impliqué de relever certains défis. Le criblage manuel des rejets calcaires phosphatés (< 1 mm) ainsi que la préparation des colonnes de terrain a été une étape longue et parfois fastidieuse. Une formation de base sur les différents instruments de mesure (sondes de teneur en eau ECH₂O, capteurs de succion matricielle MPS-1), et plus particulièrement sur la méthode de transfert des données (hebdomadaire), a également été partagée durant cette étape avec le personnel en place. La recherche puis la mise à disposition des données météorologiques brutes représentatives de la région de Marrakech a pris un certain temps et a nécessité plusieurs interactions. Une technique « artisanale » pour l'évaluation de la quantité des précipitations journalières avait notamment été utilisée au préalable. Enfin, l'absence d'instruments de mesure spécialisés et la nouveauté du projet pour le personnel en place a augmenté la difficulté de la tâche à réaliser.

6.3. Chapitre 3

Des effets d'hystérésis dans la CRE du matériau SR testé en colonnes ont été clairement observés au chapitre 2. Dans ce chapitre, l'influence des effets d'hystérésis sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR a été investiguée numériquement. Dans un premier temps, le comportement hystérétique des rejets calcaires phosphatés a été évalué à partir d'essais en laboratoire. Ensuite, une comparaison des mesures expérimentales des essais en colonnes instrumentées (chapitre 2) avec des prédictions de simulations hystérétique et non-hystérétique (basée sur la courbe principale en mouillage du matériau SR) a été réalisée sur une période d'un an, sous des conditions naturelles et extrêmes représentatives d'un climat semi-aride.

La caractérisation des effets d'hystérésis en laboratoire a validé le fort comportement hystérétique observé sur le terrain (degré d'hystérésis ≈ 11). De plus, les résultats de l'analyse comparative ont montré que les succions matricielles prédites à partir de simulations hystérétique et non-hystérétique sont respectivement mieux corrélées avec les mesures de terrain durant les périodes sèches et humides. Dans les deux cas, les valeurs prédites des teneurs en eau volumiques ou des composantes du bilan hydrique ont décrit des évolutions temporelles relativement similaires sous des conditions climatiques semi-arides naturelles. Cependant, pour des conditions de précipitation extrêmes (155 mm/j), la prédiction de la percolation profonde obtenue à partir de la simulation non-hystérétique (12 mm) a été plus représentative des mesures de terrain (20 mm) que celle de la simulation hystérétique (0.9 mm).

Les principales conclusions peuvent être résumées comme suit. Les comparaisons entre les mesures de terrain et les valeurs prédites des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles montrent que le modèle numérique (HYDRUS-1D) peut

prédire relativement bien le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR. Dans ce cas particulier, les prédictions hystérétiques caractérisent un recouvrement avec une performance supérieure (i.e. moins de percolation). Toutefois, l'influence des effets d'hystérésis sur l'écoulement d'eau transitoire en milieu non-saturé est considérée comme faible. De plus, les prédictions hystérétiques sont affectées par le paramètre principal caractérisant les interactions sol-atmosphère (h_{CritA}). Finalement, afin d'évaluer la performance à long terme d'un recouvrement SR et de prédire au mieux la percolation profonde réelle, le chapitre 3 recommande (pour les conditions du site à l'étude) l'utilisation de simulations numériques non-hystérétiques basées essentiellement sur la courbe principale en mouillage du matériau SR. D'autres comparaisons avec des investigations de terrain à échelle réelle (ou pilote) dans d'autres conditions (climatiques et configurations de recouvrement) sont également recommandées afin d'évaluer plus précisément l'influence des effets d'hystérésis sur les prédictions du comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR.

Suite à ce travail l'auteur conseille d'étudier davantage les points suivants :

- La réalisation et l'application généralisée d'un guide méthodologique de laboratoire en vue de la caractérisation du comportement hystérétique de différents matériaux à textures variées (amélioration des méthodes pour mesurer les CRE principales et intermédiaires, comparaison avec des modèles prédictifs, etc.);
- La mesure expérimentale des fonctions de perméabilité des matériaux SR afin de préciser davantage les prédictions numériques en vue du design final d'un recouvrement alternatif;
- L'exécution de simulations numériques additionnelles prenant en considération des possibles évolutions des propriétés hydrogéologiques du

matériau SR à long terme (e.g., augmentation de la conductivité hydraulique saturée lorsque les matériaux ont une certaine plasticité);

- L'évaluation de l'influence des effets d'hystérésis (CRE et fonction de perméabilité) sur le comportement de recouvrements hydrogéologiques pour des conditions climatiques distinctes et différents matériaux;
- L'intégration de l'effet d'hystérésis dans un code numérique où les interactions sol-atmosphère sont prises en compte de façon différente (e.g. approche de Wilson dans le logiciel Vadose/W de la suite GeoStudio) et comparaison avec l'approche proposée dans HYDRUS et UNSAT-H.

Les principaux défis relevés en lien avec ce chapitre concernent la validation de prédictions numériques à partir de données de terrain ainsi que le développement d'une méthodologie permettant la caractérisation des effets d'hystérésis dans le CRE d'un matériau à granulométrie fine. Outre les analyses de sensibilité et les analyses paramétriques réalisées dans ce travail, plus d'une vingtaine de simulations numériques (indépendamment des autres simulations effectuées sous UNSAT-H et Vadose/W) a été nécessaire, avec toutes les complications associées à cet exercice (apprentissage des logiciels, vérification des codes, validation des résultats et des approches, problèmes de convergence, etc.). De plus, l'évaluation du comportement hystérétique des rejets calcaires phosphatés a dû être investigué à partir d'une approche novatrice basée sur la combinaison de trois méthodes de laboratoire distinctes : colonne instrumentée, cellule pressurisée et solutions salines saturées. L'application de ces techniques (sans approche standardisée) a nécessité un investissement en temps important.

6.4. Chapitre 4

L'objectif du quatrième chapitre était de valider les différentes simulations (physiques et numériques), réalisées au préalable (chapitres 2 et 3), à une échelle plus réaliste. Pour ce faire, quatre cellules expérimentales de terrain (10 x 10 m) ont été conçues directement sur un site minier abandonné générateur de DRA (Kettara) situé à proximité de mines de phosphates sédimentaires. Les cellules, notamment inspirées de travaux présentés dans la littérature (e.g., Yanful et al. 1993; Woysner et Yanful 1995; Adu-Wusu et Yanful 2006; Abdolazadeh et al. 2011) ont été constituées de rejets miniers phosphatés avec des textures et des épaisseurs (50 et 100 cm) distinctes, dont deux similaires aux essais en colonnes instrumentées (< 1 mm ; chapitre 2). Les deux autres cellules expérimentales comprenaient respectivement 100 cm de rejets à granulométrie naturelle et 100 cm de rejets de concentrateur calcaires phosphatés. Le comportement hydrogéologique de ces parcelles a été évalué durant un an et demi (d'avril 2012 à août 2013), sous des conditions naturelles et extrêmes (155 mm/24h), à l'aide d'une station météorologique complète ainsi que de sondes de teneur en eau et de capteurs de succion matricielle. Ces instruments ont été placés à 10, 25, 50 et 75 cm de profondeur dans les recouvrements constitués de 100 cm de rejets miniers phosphatés et à 10 et 40 cm dans celui de 50 cm d'épaisseur.

Dans chacun des cas testés, les rejets miniers phosphatés ont efficacement stocké et libéré les eaux météoriques sous des conditions climatiques naturelles; seuls les instruments de mesure situés à 10 et 25 cm de profondeur ont été affectés par les précipitations naturelles. Sous des conditions de précipitation extrêmes, les sondes et capteurs situés à 10 à 75 cm de profondeur l'ont également été, mais aucune percolation n'a été détectée dans la couche de bris capillaire. Plusieurs mois après la simulation de l'événement extrême, une zone d'accumulation située à proximité de l'interface du bris capillaire a persisté, sans toutefois générer de percolation profonde.

Une succion matricielle élevée ($> 3,000$ kPa) à la surface des recouvrements SR a entraîné une diminution du taux d'évaporation réelle durant les mois suivants la simulation, comme mentionné par Wilson et al. (1994). Cependant, le matériau à granulométrie naturelle a mis en évidence une capacité de libération supérieure par rapport aux rejets de concentrateur calcaires phosphatés ainsi qu'une plus faible susceptibilité aux phénomènes de dessiccation. En effet, seule la cellule avec rejets de concentrateur a vu apparaître des fentes de dessiccation (peu profondes, < 10 cm) à la surface du recouvrement.

En résumé, les essais en cellule expérimentale de terrain valident les différentes simulations réalisées aux chapitres précédents. Les résultats montrent qu'une épaisseur de rejets miniers phosphatés de 100 cm permet effectivement de contrôler la production d'un drainage minier contaminé sous des conditions climatiques, naturelles et extrêmes, représentatives d'un climat semi-aride à aride. De plus, ce chapitre ne suggère pas l'utilisation des rejets de concentrateur calcaires phosphatés en tant que premier choix; les rejets calcaires phosphatés à granulométrie naturelle (sable-silteux) sont préférés. Toutefois, des recouvrements constitués de 100 cm de rejets calcaires phosphatés peuvent favoriser la formation d'une zone d'accumulation temporaire à proximité de l'interface. De ce fait, la capacité de stockage du recouvrement est temporairement affectée durant les saisons subséquentes à l'événement extrême, ce qui peut modifier sa capacité à contrôler la percolation (cet aspect est discuté plus en détails au chapitre 5).

D'autres aspects devraient également être investigués à la suite de ces travaux de terrain en cellule expérimentale :

- L'intégration d'une végétation pérenne et variée afin de diminuer les risques d'érosion, voire d'augmenter le processus de libération des eaux météoriques par évapotranspiration;

- L'évaluation de la conductivité hydraulique à partir d'essais *in situ* ainsi que l'estimation du taux d'infiltration (i.e., flux) calculé à partir des succions matricielles mesurées à différentes profondeurs (e.g., Zhan et al. 2013);
- L'évaluation à l'aide de modélisations physiques et numériques d'un système incliné. En 2D, l'eau accumulée à proximité de l'interface pourrait provoquer une diminution de la longueur de diversion et générer une rupture des effets de barrière capillaire.
- L'évaluation de l'évolution naturelle (amélioration ou détérioration) de la capacité SR des rejets calcaires phosphatés. L'évolution des propriétés physiques (e.g., diminution de la porosité, induration superficielle), chimiques et minéralogiques (e.g., cristallisation secondaire de calcite régie par l'évaporation de surface, baisse du pH à l'interface) de la couche SR pourrait effectivement affecter le comportement hydrogéologique du recouvrement à long terme.

À noter que lors de la conception des cellules expérimentales de terrain (séjour de quatre mois) ainsi que de la simulation de la PMP (séjour d'un mois), plusieurs défis ont été relevés, notamment :

- L'obtention des autorisations nécessaires pour la conception des cellules ainsi que l'achat et l'acheminement d'instruments de mesure jusqu'au Maroc;
- La mise à disposition et le transport de plus de 1,000 tonnes de rejets miniers phosphatés et de plus de 45 m³ d'eau jusqu'au site abandonné de Kettara;
- La construction et l'instrumentation des cellules de terrain dans des conditions de travail difficiles et avec peu de personnel technique qualifié;
- Le développement d'une technique de criblage pour des travaux à une échelle intermédiaire ainsi que d'une technique pour simuler la PMP;

- La formation d'un préposé (du village de Kettara) pour les opérations de gardiennage, d'entretien des instruments, de collecte et de transfert des données à long terme;
- Un suivi et un traitement des données à distance en temps réel pour faire face aux problèmes rencontrés.

Toutes ces responsabilités ont été assumés par le candidat sur place et à distance.

6.5. Chapitre 5

Les chapitres 2, 3 et 4 ont permis d'évaluer le comportement hydrogéologique de recouvrements SR en climat semi-aride à aride. Toutefois, certains aspects ont mérité d'être discutés plus en détails. Par conséquent, l'influence de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau (i.e., position du bris capillaire) (chapitre 2 et 4), l'influence de la texture des rejets miniers phosphatés sur le comportement transitoire des zones d'accumulation (chapitre 4), ainsi que l'impact d'événements extrêmes rapprochés sur la performance de ces recouvrements ont été évalués dans ce chapitre. D'autres aspects ont également été discutés tels que la précision de la méthode du bilan hydrique, largement utilisée dans la présente étude, ainsi qu'une comparaison des prédictions non-hystérétiques de deux codes numériques fréquemment utilisés (HYDRUS et UNSAT-H). Enfin, différentes propositions de restauration préliminaires du site minier de Kettara, basées sur la valorisation des rejets calcaires phosphatés, ont été suggérées à la fin de ce chapitre.

Les principales conclusions peuvent être résumées en trois points. Tout d'abord, la méthode du bilan hydrique est considérée comme appropriée pour l'évaluation du comportement hydrogéologique de recouvrement SR sous des conditions climatiques semi-arides à arides. De plus, bien que des problèmes concernant les prédictions numériques ruissellement-infiltration soient généralement constatés (e.g., Scanlon et

al. 2002), HYDRUS procure des prédictions plus en adéquation avec les mesures de terrain de la présente étude que le code UNSAT-H. Ce dernier a tendance à sous-estimer les infiltrations et surestimer le ruissellement.

Ensuite, sous des conditions extrêmes, l'épaisseur de la couche SR affecte les composantes principales du bilan hydrique. Bien que des couches SR de 50 cm d'épaisseur génèrent de la percolation, elles permettent de recouvrer leur capacité de stockage initiale plus rapidement que des couches SR de 100 cm. En effet, la capacité de libération de recouvrements constitués d'une couche SR de 100 cm de rejets miniers phosphatés est inférieure et une zone d'accumulation des eaux stockées, suite à un événement extrême, persiste pendant plusieurs années au niveau de l'interface de ces recouvrements. Toutefois, des résultats de simulations numériques complémentaires ont montré qu'une texture appropriée du matériau SR permet d'améliorer la libération des eaux accumulées en profondeur. Des simulations d'évènements extrêmes rapprochés valident ce point et montrent que plus le matériau SR est fin, plus sa conductivité hydraulique est faible et plus les recouvrements de 100 cm sont susceptibles de générer de la percolation à long terme. A l'inverse, un matériau SR avec une granulométrie plus grossière et une conductivité hydraulique saturée plus élevée, mais ayant toujours une bonne capacité de rétention d'eau, ne génère pas de percolation après une simulation d'évènements extrêmes rapprochés. Ainsi, la simulation d'évènements extrêmes répétés à une certaine fréquence est une étape importante durant le design d'un recouvrement SR.

Enfin, dans le cas du site minier abandonné de Kettara (Maroc), la valorisation des rejets calcaires phosphatés comme composante principale d'un recouvrement SR permet le contrôle du DRA. En 1D, une couche SR de 100 cm d'épaisseur est effectivement considérée comme une configuration appropriée pour des conditions climatiques naturelles et extrêmes. Toutefois, en raison de la capacité de

neutralisation élevée de ces rejets miniers (Hakkou et al. 2009), d'autres propositions peuvent être envisagées afin d'améliorer l'efficacité des recouvrements à court et long termes. Ces propositions ainsi que les dernières étapes à réaliser avant la restauration du site minier abandonné de Kettara sont présentées dans le chapitre 5. À noter que les recouvrements hydrogéologiques placés sur des résidus oxydés sont généralement associés à des technologies complémentaires. En climat humide, des couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC) ou des biofiltres passifs sulfato-réducteurs (e.g., Bussière et al. 2009) sont généralement associées à des drains calcaires anoxiques ou oxiques. Par conséquent, dans l'éventualité d'une percolation dans les rejets grossiers réactifs de Kettara, l'intégration d'un drain calcaire est recommandée lors de la conception finale du recouvrement SR.

6.6. Dernières remarques

Les chapitres 2, 3, 4 et 5 de la présente étude ont apporté des éléments de réponse à la problématique initiale et ont notamment permis d'élaborer une approche méthodologique concrète concernant le design de recouvrements alternatifs SR pour des sites miniers situés en climat semi-aride à aride. L'originalité de l'approche proposée dans ce travail concerne l'utilisation de rejets calcaires phosphatés, peu valorisés comme matériau de construction, en tant que composante principale d'un système de recouvrement SR. De plus, bien que la plupart des études récentes recommandent l'utilisation de code numérique hystérétique pour prédire le comportement hydrogéologique de tels recouvrements à court et long termes, cette étape est généralement négligée. Enfin, l'importance d'intégrer les conditions extrêmes dans le design de recouvrement alternatif SR a été mise en lumière via des outils de modélisation physiques et numériques.

Dans le cas de la mine de Kettara, l'application des connaissances développées dans cette étude permettrait de restaurer le premier site minier abandonné du Maroc. En effet, les responsables disposent maintenant de l'information nécessaire pour démarrer ce programme de restauration.

Références

- Abdolazadeh, A.M., Lacroix Vachon, B., Cabral, A.R., 2011. Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. *Can. Geotech. J.*, 48(7), 996-1009.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., 2006. Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Can. Geotech. J.*, 43, 1-18.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.M., Aubertin, M., Maqsoud, A., Cyr, J., 2009. Restauration du système minier Lorraine, Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets, revue francophone d'écologie industrielle*, 54, 49-64.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2009. Laboratory evaluation of the use of alkaline phosphate wastes for the control of acidic mine drainage. *Mine Water and the Env.*, 28(3), 206-218.
- Scanlon, B.R., Christman, M., Reedy, R.C., Porro, I., Šimůnek, J., Flerchinger, G.N., 2002. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resour. Res.* 38(12), 1323-1339.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L. 1994. Coupled soil-atmosphere modeling for soil evaporation. *Can. Geotech. J.*, 31, 151-161.
- Woyshner, M.R., Yanful, E.K., 1995. Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Can. Geotech. J.*, 32, 601-609.
- Yanful, E.K., Riley, M.D., Woyshner, M., Duncan, J., 1993. Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick. *Can. Geotech. J.*, 30, 588-599.

Zhan, G., Milczarek, M., Keller, J., Giraud, J., 2013. The AA leach pad cover design – a successful reclamation project at a Nevada gold mine. Reliable mine water technology. IMWA, Golden, Colorado, US.

Rapport-Gratuit.com

ANNEXE A : ÉCOULEMENT NON SATURÉ EN MILIEU POREUX

L'équation définissant un écoulement non saturé en milieu poreux, basée sur la loi de Darcy ainsi que le principe de conservation de la masse, est rappelée dans la présente annexe. Pour plus d'information sur ces notions fondamentales, le lecteur pourra également consulter Hillel (1980) et Fredlund et Rahardjo (1993).

Pour rappel, un débit (hydraulique) correspond au rapport de la quantité (volume ou masse) d'un fluide traversant une section sur la durée d'un écoulement :

$$Q = \frac{dV}{dt} = \frac{dm}{\rho dt} \text{ ou } Q = \frac{Sdl}{dt} = Sq \quad (\text{A.1})$$

Où V volume [L^3], t temps [T], m masse [M], ρ masse volumique du fluide [$M L^{-3}$], S surface [L^2], l longueur [L], q débit spécifique ou vitesse de Darcy [$L T^{-1}$].

Les équations subséquentes sont uniquement proposées pour un écoulement unidimensionnel (suivant l'axe x d'un repère cartésien x,y,z) dans un milieu parfait et isotrope; le fluide (eau) est également supposé incompressible et parfait.

A.1. Loi de Darcy

Dans le cas d'un écoulement laminaire et isotherme au sein d'un matériau poreux saturé, la loi de Darcy permet le calcul du débit spécifique :

$$q_x = -k_{sat} \frac{\partial h}{\partial x} \quad (\text{A.2})$$

Où k_{sat} conductivité hydraulique saturée, h charge hydraulique.

Toutefois, il est important de rappeler que Richards (1931) a amélioré la loi de Darcy pour des écoulements non saturés au sein d'un matériau poreux. La conductivité hydraulique (k) d'un matériau étant fonction de la pression d'eau (ψ), le débit spécifique peut alors être calculé à partir de l'équation suivante :

$$q_x = -k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \quad (\text{A.3})$$

De plus, d'après l'équation de Bernoulli et dans les conditions de la présente étude, la charge hydraulique peut être définie comme la somme de ψ et de la charge gravitationnelle z (i.e., élévation) ($h = \psi + z$). L'équation (A.3) peut finalement s'écrire :

$$q_x = -k_x(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial x} - \frac{\partial z}{\partial x} \right) \quad (\text{A.4})$$

A.2. Équation de continuité

Usuellement, la description d'un écoulement non saturé en régime transitoire est réalisée à partir d'un volume élémentaire de sol ou d'un élément fixe. L'équation de continuité traduit alors le principe de conservation de la masse d'un écoulement au sein d'un volume connu. En d'autres termes, cette équation est généralement définie à partir d'un bilan de masse sur un volume élémentaire $dx dy dz$ (e.g., parallélépipède rectangulaire) défini dans un repère cartésien x, y, z . Toutefois, dans le cas présent, uniquement le débit spécifique (volume d'eau qui passe à travers une surface unitaire par unité de temps) dans la direction x dudit repère (1D) est considéré.

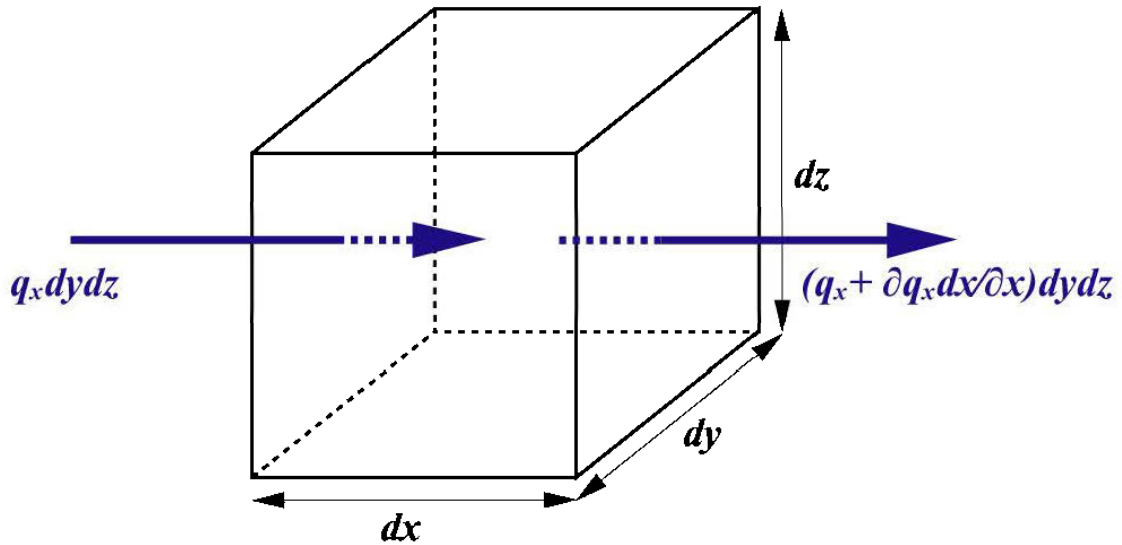


Figure A.1 Principe de conservation basé sur le débit spécifique (1D).

De ce fait, la différence entre le débit entrant et sortant s'exprime ainsi :

$$dq_x = q_x dydz - \left[q_x + \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) dx \right] dydz \quad (\text{A.5})$$

Soit,

$$dq_x = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) dx dydz \quad (\text{A.6})$$

À noter que cette différence (i.e., variation de volume) correspond également à la variation de la teneur en eau volumique θ (volume d'eau/volume total) en fonction du temps, multipliée par le volume $dx dy dz$.

$$dq_x = (\partial \theta / \partial t) dx dy dz \quad (\text{A.7})$$

À partir des équations (A.6) et (A.7), l'équation de continuité est finalement définie par :

$$(\partial \theta / \partial t) = -(\partial q_x / \partial x) \quad (\text{A.8})$$

A.3. Équation d'un écoulement non saturé en milieu poreux

Tel que stipulé précédemment, l'équation d'un écoulement non saturé en milieu poreux est basée sur la combinaison de la loi de Darcy et du principe de conservation de la masse (dans notre cas sur le débit spécifique). À partir des équations (A.4) et (A.8) :

$$(\partial\theta/\partial t) = -\frac{\partial}{\partial x} \left(-k_x(\psi) \left(\frac{\partial\psi}{\partial x} - \frac{\partial z}{\partial x} \right) \right) \quad (\text{A.9})$$

Sachant que dans un repère cartésien $\partial z/\partial x$ est égal à zéro, l'équation (A.9) définissant un écoulement non saturé en milieu poreux (1D) s'écrit finalement :

$$(\partial\theta/\partial t) = -\frac{\partial}{\partial x} \left(-k_x(\psi) \frac{\partial\psi}{\partial x} \right) \quad (\text{A.10})$$

Références

- Fredlund, D.G., Rahardjo, H., 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons, NYC, NY, USA.
- Hillel, D., 1980. Fundamentals of physics. Academic press Inc., NY, pp. 413.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics 1, 318-333.

ANNEXE B : CALIBRATION DES INSTRUMENTS DE MESURE (SONDES DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE ET TENSIONNÈTRES)

Cette annexe expose les courbes de calibration des différents instruments de mesure impliqués dans l'évaluation du comportement hydrogéologique du recouvrement « store-and-release » constitué de rejets calcaires phosphatés (chapitres 2 et 4). Dans un premier temps, le fonctionnement des sondes ECH₂O (Decagon) ainsi que leurs avantages et limites sont rappelés. Ensuite, la méthodologie utilisée pour la calibration des sondes de teneur en eau volumique (EC-5, EC-TM et 5TM) est brièvement explicitée. Finalement, la présente divulgue les différentes courbes de calibration de ces instruments ainsi que la courbe de calibration des tensionnètres utilisés lors de la caractérisation des effets d'hystérésis en laboratoire (chapitre 3).

B.1. Sondes de teneur en eau volumique ECH₂O

Les propriétés diélectriques des matériaux, plus précisément leurs réactivités sous l'action d'un champ électrique déterminé, permettent généralement une estimation des teneurs en eau volumique. En effet, la permittivité (ou constante diélectrique) d'un matériau poreux est par définition fonction des permittivités de ses constituants; soit de l'air (1), de particules minérales (entre 2 et 5) et plus particulièrement de l'eau (environ 80). La teneur en eau d'un matériau impose incontestablement une constante diélectrique globale représentative (ou inversement).

Des techniques électromagnétiques récentes considèrent cette « dépendance » pour l'évaluation des variations temporelles de la teneur en eau volumique de matériaux poreux. Les sondes ECH₂O (Decagon), basées sur la méthode par réflectométrie dans le domaine fréquentiel (RDF), permettent cette évaluation à partir de mesures de la permittivité diélectrique. Dans la présente étude plusieurs types de sondes ECH₂O ont

été utilisées (EC-5, EC-TM et 5-TM). Le principal avantage de ces instruments de mesure est lié à la méthode d'évaluation non-destructive et non-radioactive utilisée, pour un coût, une facilité d'utilisation et une consommation d'énergie incomparables. De plus, les sondes ECH₂O génèrent une réponse avec une répétabilité, une précision ainsi qu'une résolution spatiale et temporelle assez équivalentes aux instruments basés sur la méthode par réflectométrie dans le domaine temporel (RDT) (e.g., Blonquist et al. 2005; Bogena et al. 2007).

Toutefois, les propriétés diélectriques de matériaux avec une densité, une composition minéralogique, une texture, une granulométrie, un niveau de compaction ou encore une salinité particulière peuvent engendrer des « instabilités » non-négligeables (pour des teneurs en eau volumiques équivalentes) influençant directement la réponse des sondes. Durant les dernières années, plusieurs auteurs se sont intéressés à ces questions, et plus particulièrement aux instabilités liées au type de sol (e.g., Kizito et al. 2008), à la température (e.g., Czarnomski et al. 2005; Bogena et al. 2007; Kizito et al. 2008; Saito et al. 2009; Rosenbaum et al. 2011; Varble et Chávez 2011), à la reproductibilité des mesures ou l'interchangeabilité des sondes (e.g., Sakaki et al. 2008; Rosenbaum et al. 2010), à la conductivité électrique et la salinité (e.g., Blonquist et al. 2005; Bogena et al. 2007; Kizito et al. 2008; Rosenbaum et al. 2011).

Concrètement, lors de l'utilisation de sondes de teneur en eau volumique ECH₂O, la communauté scientifique recommande l'application d'une calibration unique, propre au matériau étudié (e.g., Cobos et Chambers 2010; Sakaki et al. 2011), pouvant faire intervenir des fonctions correctives (e.g., Bogena et al. 2007; Saito et al. 2009; Rosenbaum et al. 2011) et applicable à tous les autres instruments du même type. La technique de calibration utilisée pour ce travail, décrite ci-dessous, est essentiellement basée sur la note technique de Cobos et Chambers (2010).

B.1.1. Méthodologie

Idéalement, la calibration des sondes de teneur en eau volumique doit être effective pour un matériau avec une texture homogène et une porosité proche de celle observée sur le terrain. En effet, la précision de la courbe de calibration dépend essentiellement du degré de compaction appliqué lors du procédé de calibration des sondes. Bien que non détaillée dans cette annexe, le contrôle de l'indice des vides (ou porosité) est une étape fondamentale du procédé. De plus, la calibration des différentes sondes en fonction des matériaux à l'étude impose une préparation préalable de plusieurs échantillons représentatifs avec des teneurs en eau distinctes. Le principe de base du procédé de calibration consiste alors à générer des réponses à la sortie des sondes ECH₂O, pour un volume de matériau déterminé, caractéristiques des teneurs en eau préparées précédemment (Fig. B.1).

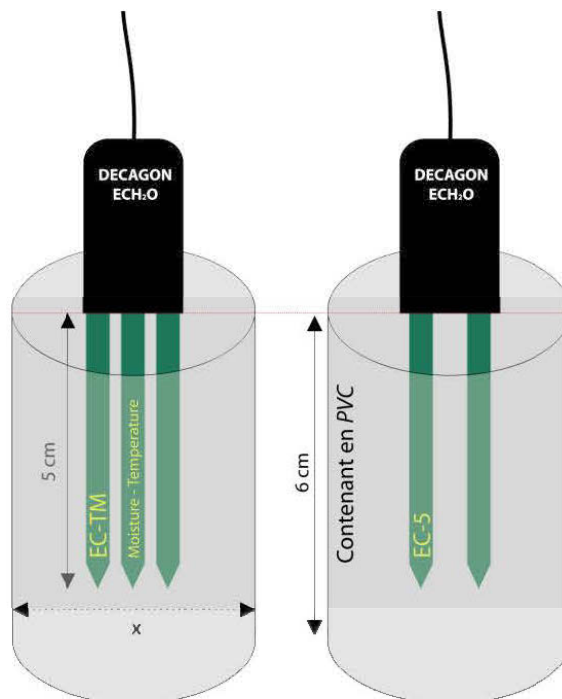


Figure B.1 Représentation schématique du procédé de calibration pour les sondes ECH₂O.

Pour ce faire, un contenant cylindrique en PVC de dimensions connues, avec une hauteur légèrement supérieure à la longueur des broches des sondes ECH₂O ainsi qu'un diamètre judicieusement sélectionné en fonction de la granulométrie du matériau, est complété par tranches successives compactées. Une fois la totalité du contenant complété, la sonde est finalement installée verticalement au centre du dispositif en veillant à ce que le matériau soit toujours en contact avec les broches des différentes sondes (Fig. B.1).

La sonde ECH₂O est évidemment connectée à un enregistreur de données, par exemple de type EM50 (Decagon). Après enregistrement de la réponse (raw counts ou mV), l'échantillon est finalement retiré de son contenant, pesé (masse humide), mis à l'étuve pendant 48 heures et repesé (masse sèche). A l'aide des relations poids-volumes, il est alors aisé d'estimer la teneur en eau volumique de l'échantillon considéré.

$$M_w = M_h - M_s \quad (\text{B.1})$$

$$V_w = \frac{M_w}{\varphi_w} \quad (\text{B.2})$$

$$\theta = \frac{V_w}{V_t} \quad (\text{B.3})$$

Où M_w masse d'eau (g), M_h masse humide du matériau (g), M_s masse sèche du matériau (g), φ_w masse volumique de l'eau (1 g/cm³), V_w volume d'eau (cm³), V_t volume total de l'échantillon (cm³), θ teneur en eau volumique (cm³/cm³).

La masse d'eau (ou volume) est déterminée par différence entre la masse humide de l'échantillon et sa masse sèche (équation B.1 et B.2). La teneur en eau volumique est quant à elle simplement obtenue par l'intermédiaire du rapport du volume d'eau

estimé sur le volume total de l'échantillon (équation B3). En définitive, les réponses des sondes (raw counts ou mV) obtenues peuvent être corrélées graphiquement avec les teneurs en eau volumiques estimées (courbe de calibration).

B.1.2. Courbes de calibration (sondes EC-5, EC-TM et 5TM)

L'illustration ci-dessous (Fig. B.2) présente les différentes courbes de calibration obtenues pour les sondes ECH₂O (EC-5, EC-TM et 5TM) en fonction des différentes composantes du recouvrement SR.

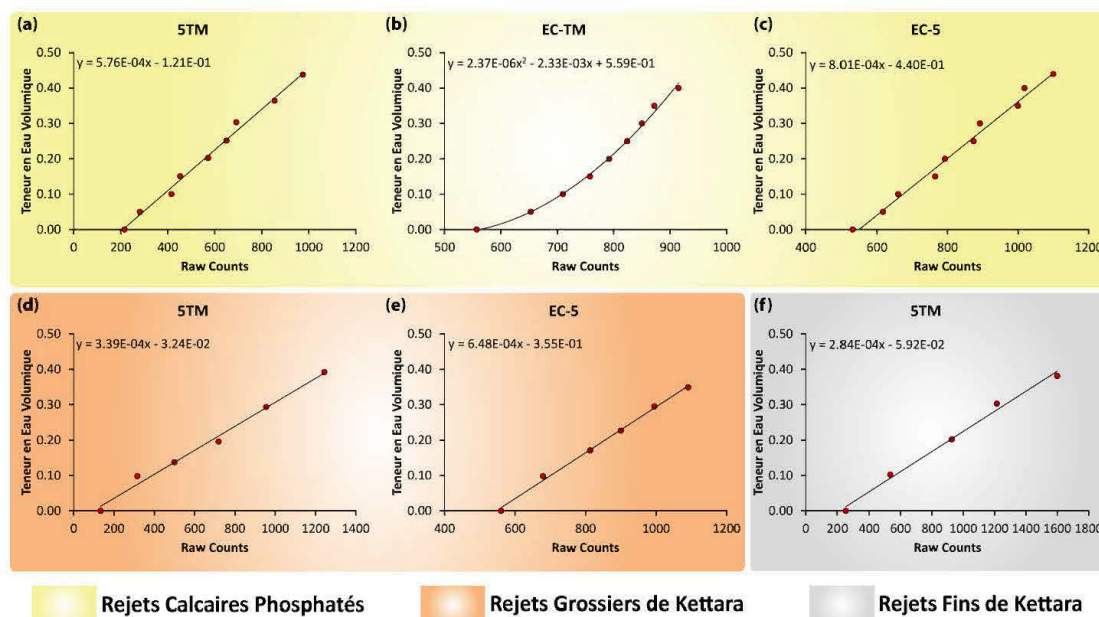


Figure B.2 Courbes de calibration des sondes EC-5, EC-TM et 5TM pour les différents matériaux du recouvrement SR.

Dans la grande majorité des cas, une régression linéaire simple a permis d'obtenir ces droites de calibration et de déterminer les équations respectives. Toutefois dans le cas de la calibration de la sonde EC-TM, intervenant au sein de la couche constituée de rejets calcaires phosphatés, une équation quadratique a été préférée. A partir des

données (raw counts ou mV) des enregistreurs situés sur le terrain, l'utilisation de ces équations a permis de déterminer précisément et directement les teneurs en eau volumiques respectives.

B.2. Calibration des tensiomètres

La droite de calibration des tensiomètres, utilisés lors de la caractérisation des effets d'hystérésis (chapitre 3), est finalement introduite dans la figure ci-dessous.

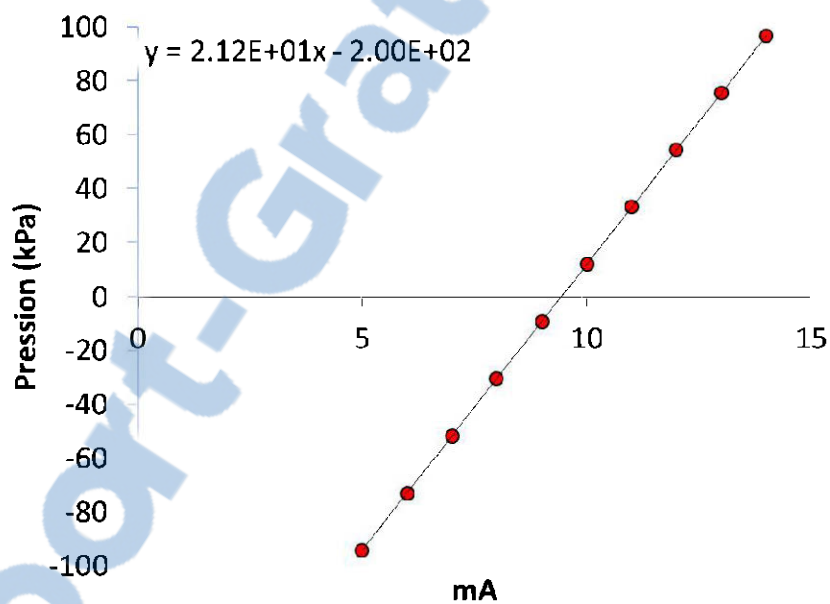


Figure B.3 Droite de calibration du tensiomètre.

Références

- Blonquist, J.M., Jones, S.B., Robinson, D.A., 2005. Standardizing characterization of electromagnetic water content sensors. Part 2. Evaluation of seven sensing systems. 4(4), 1059-1069.
- Bogena, H.R., Huisman, J.A., Oberdorste, C., Vereecken, H., 2007. Evaluation of a low-cost soil water content sensor for wireless network applications. *J. of Hydrology* 344, 32-42.
- Cobos, R.D., Chambers, C., 2010. Calibrating ECH2O Soil Moisture Sensors. Decagon Device, Application Note, p. 7.
- Czarnomski, N.M., Moore, G.W., Pypker, T.G., Licata, J., Bond, J.B., 2005. Precision and accuracy of three alternative instruments for measuring soil water content in two forest soils of the Pacific Northwest. *Can. J. For. Res.* 35(8), 1867-1876.
- Kizito, F., Campbell, C.S., Campbell, G.S., Cobos, D.R., Tear, B.L., Carter, B., Hopmans, J.W., 2008. Frequency, electrical conductivity and temperature analysis of a low-cost capacitance soil moisture sensor. *J. of Hydrology* 352, 367-368.
- Rosenbaum, U., Huisman, J.A., Weuthen, A., Vereecken, H., Bogena, H.R., 2010. Sensor-to-sensor variability of the ECH2O EC-5, TE and 5TE sensors in dielectric liquid. *Vadose Zone J.* 9, 181-186.
- Rosenbaum, U., Huisman, J.A., Vrba, J., Vereecken, H., Bogena, H.R., 2011. Correction of temperature and electrical conductivity effects on dielectric permittivity measurements with ECH₂O sensors. 10, 582-593.
- Saito, T., Fujimaki, H., Yasuda, H., Inoue, M., 2009. Empirical temperature calibration of capacitance probes to measure soil water. *Soil Sci. Am. J.* 73, 1931-1937.

- Sakaki, T., Limsuwat, A., Illangasekare, T.H., 2011. A simple method for calibrating dielectric soil moisture sensors: Laboratory validation in sands. *Vadose Zone J.* 10, 526-531.
- Sakaki, T., Limsuwat, A., Smits, K.M., Illangasekare, T.H., 2008. Empirical two-point α -mixing model for calibrating the ECH2O EC-5 soil moisture sensor in sands. *Water Resour. Res.* 44, 1-8.
- Varble, J.L., Chávez, J.L., 2011. Performance evaluation and calibration of soil water content and potential sensors for agricultural soils in eastern Colorado. *Agri. Wat. Manag.* 101, 93-106.

ANNEXE C : ESTIMATION DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE À PARTIR DU STANDARD FAO-56 PENMAN-MONTEITH

L'annexe suivante introduit le standard FAO-56 Penman-Monteith (Allen et al. 1998) recommandé par la communauté scientifique. La méthode, sa dérivée principale, ainsi que les données météorologiques impliquées sont explicitées dans la présente.

C.1. Description du standard FAO-56 Penman-Monteith

En 1990, la formule FAO-56 Penman-Monteith a été reconnue et adoptée comme la méthode la plus pertinente et la plus représentative de l'évaluation de l'évapotranspiration potentielle (ETP) pour divers écosystèmes (e.g., Allen et al. 1998). Cette équation assez complexe aux premiers abords, est aujourd'hui considérée par la communauté scientifique comme un standard.

Pour une culture de référence hypothétique avec une hauteur de couvert supposée de 0.12 m, une résistance de surface de 70 s/m et un albédo de 0.23, la formule est définie sous la forme suivante (échelle temporelle journalière) :

$$\lambda ETP = \frac{\Delta(R_n - G) + \rho_a c_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad (\text{C.1})$$

Sa dérivée usuelle (équation C.2), pour un gazon homogène en phase active de croissance, bien alimentée en eau et couvrant entièrement le sol, est présentée ci-dessous :

$$ETP = \frac{0.408\Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} U(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34 U)} \quad (\text{C.2})$$

Où R_n rayonnement net à la surface du sol ($\text{MJ/m}^2/\text{d}$), G Flux de chaleur du sol ($\text{MJ/m}^2/\text{d}$), Δ pente de la courbe de pression de vapeur saturante à la température T ($\text{kPa}/^\circ\text{C}$), ρ_a densité de l'air [$3.486P/(275 + T)$], P Pression atmosphérique (kPa), c_p chaleur spécifique de l'air humide ($1.013 \text{ kJ/kg}/^\circ\text{C}$), γ constante psychrométrique ($\text{kPa}/^\circ\text{C}$), e_a pression de vapeur effective de l'air (kPa), e_s pression de vapeur saturante de l'air (kPa), r_s résistance de surface ou stomatique (70 s/m), r_a résistance aérodynamique ($208/U \text{ s/m}$), λ chaleur latente de vaporisation (2.45 MJ/kg); U vitesse du vent à 2 m (m/s), T température moyenne ($^\circ\text{C}$). Le terme $0.34 U$ de la formule dérivée (équation C.2) correspond au rapport de la résistance de surface ou stomatique sur la résistance aérodynamique proposé dans l'équation (C. 1).

L'utilisation du standard de Penman-Monteith implique donc la mise à disposition d'une station météorologique complète (Fig. C.1) comportant des instruments de mesure spécifiques, tels que des capteurs pour mesurer la température et l'humidité relative de l'air, la vitesse des vents à 2 m du sol ainsi que le rayonnement solaire (pyranomètre, radiomètre, etc.). Le rayonnement solaire ou global correspond à la quantité d'énergie lumineuse atteignant un plan horizontal (surface du sol) après qu'une fraction du rayonnement incident ait été absorbée, réfléchi ou transmise par l'atmosphère, des nuages ou des poussières (Fig. C.2). Ce rayonnement solaire ainsi que les données journalières, maximales et minimales, de la température et de l'humidité relative de l'air sont des variables fondamentales dans l'équation de Penman-Monteith. Il est à noter que l'utilisation de températures moyennes, au lieu des températures maximales et minimales, provoque généralement une sous-estimation des valeurs journalières de l'ETP (Allen et al.1998).

D'après les équations C.1 et C.2 d'autres variables interviennent, telles que la pression de vapeur effective (réelle) de l'air ainsi que le rayonnement net. Ces dernières sont généralement estimées indirectement à partir de données

météorologiques usuelles (e.g., température, humidité relative, rayonnement solaire). Toutefois, ces variables peuvent être estimées directement; le rayonnement net peut être calculé à partir de la différence de mesures de deux pyranomètres installés sur un plan horizontal (Fig. C.1), respectivement orientés vers le haut et le bas (surface du sol), ou d'un pyrromètre.

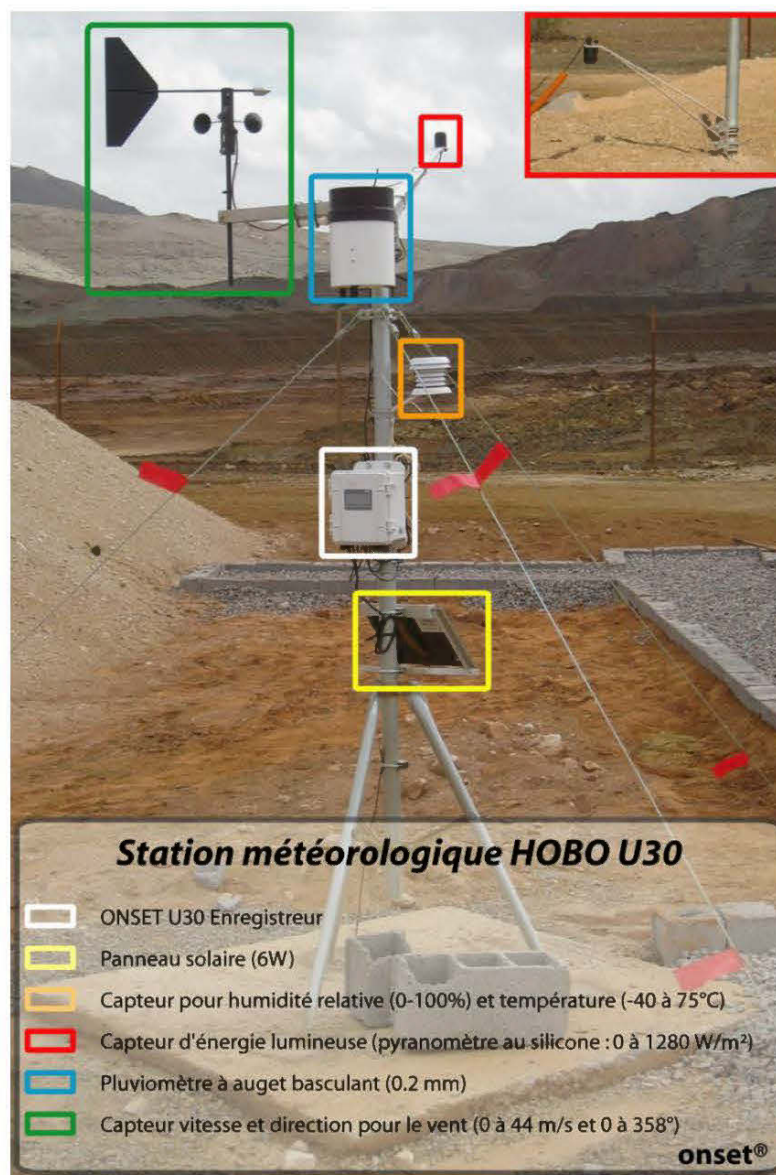


Figure C.1 Station météorologique (Site minier abandonné de Kettara).

C.2. Estimation indirecte de la pression de vapeur de l'air

La pression de vapeur réelle (e_a) peut être estimée à partir de l'humidité relative journalière maximale (RH_{max}) et minimale (RH_{min}), de données psychrométriques ou de la température du point de rosée (Allen et al. 1998). Les formules ci-dessous permettent l'estimation de la pression de vapeur réelle à partir de l'humidité relative journalière maximale et minimale.

$$e_a = \frac{e^o(T_{min}) \frac{RH_{max}}{100} + e^o(T_{max}) \frac{RH_{min}}{100}}{2} \quad (C.3)$$

Avec,

$$e^o(T) = 0.6108 \exp\left(\frac{17.27 T}{T + 237.3}\right) \quad (C.4)$$

Où T_{max} température journalière maximale (°C), T_{min} température journalière minimale (°C).

L'équation C.4 permet également l'évaluation de la pression de vapeur saturante (e_s) (équation C.5).

$$e_s = \frac{e^o(T_{max}) + e^o(T_{min})}{2} \quad (C.5)$$

C.3. Estimation indirecte du rayonnement net

Le rayonnement net correspond au bilan entre l'énergie absorbée, réfléchie et transmise par la surface du sol (Fig. C.2), soit la différence entre le rayonnement solaire net (R_{ns} = fraction du rayonnement solaire qui n'est pas réfléchi à la surface du sol) et le rayonnement longue longueur d'onde net (R_{nl} = fraction du rayonnement solaire absorbée par la surface du sol et convertie en énergie).

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad (\text{C.6})$$

Avec,

$$R_{ns} = (1 - \alpha)R_s \quad (\text{C.7})$$

$$R_{nl} = \sigma \left[\frac{T_{max,K}^4 + T_{min,K}^4}{2} \right] (0.34 - 0.14\sqrt{e_a}) \left(1.35 \frac{R_s}{R_{so}} - 0.35 \right) \quad (\text{C.8})$$

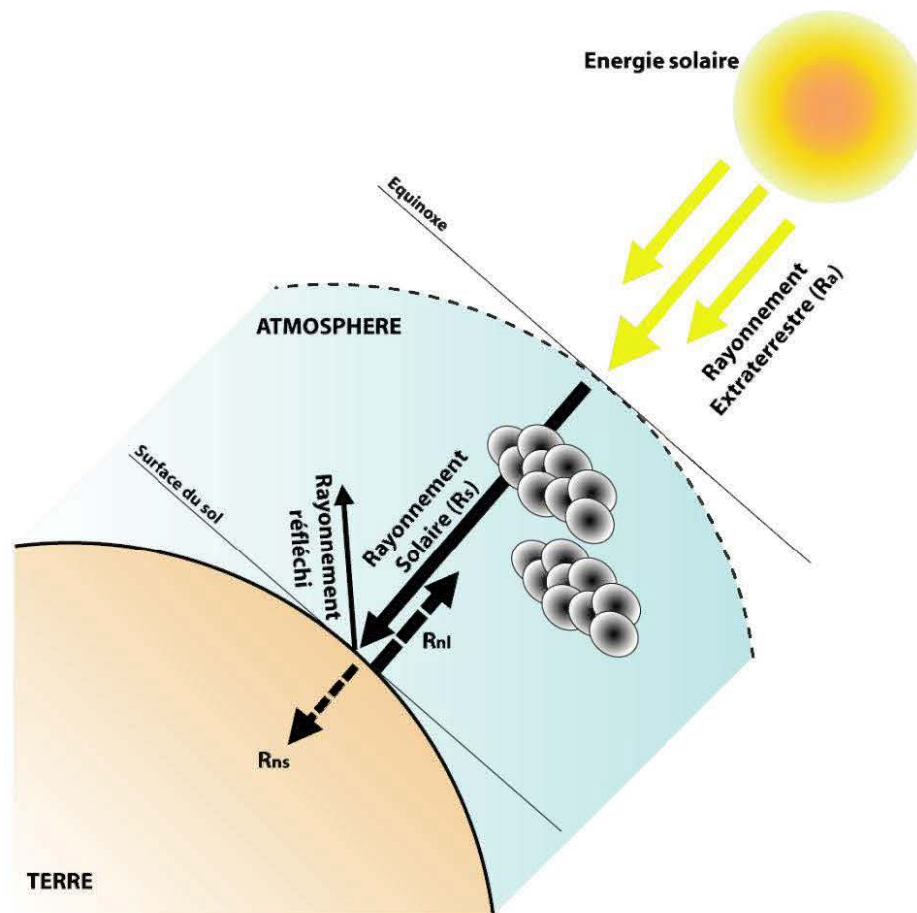


Figure C.2 Représentation schématique du rayonnement incident, réfléchi, absorbé et transmis à la surface du sol.

Dans les équations C.4 et C.5, les termes α et R_{so} correspondent respectivement à la fraction réfléchie du rayonnement solaire par la surface du sol (albédo) et au rayonnement solaire par temps clair. Ce dernier est estimé à partir de l'équation suivante :

$$R_{so} = (0.75 + 2 \times 10^{-5} Z) R_a \quad (\text{C.9})$$

Le rayonnement extraterrestre (R_a) correspond au rayonnement solaire reçu sur une surface perpendiculaire aux rayons du soleil, à la limite de l'atmosphère (équinoxe). Ce paramètre est également fonction de la latitude (rad) et de la période de l'année. Les équations analytiques (C.10, C.11, C.12 et C.13) permettant d'évaluer ce rayonnement sont stipulées ci-dessous :

$$R_a = \frac{24 * 60}{\pi} G_{sc} d_r [\omega_s \sin(\varphi) \sin(\delta) + \cos(\varphi) \cos(\delta) \sin(\omega_s)] \quad (\text{C.10})$$

Avec,

$$d_r = 1 + 0.033 \cos\left(\frac{2\pi}{365} J\right) \quad (\text{C.11})$$

$$\delta = 0.409 \sin\left(\frac{2\pi}{365} J - 1.39\right) \quad (\text{C.12})$$

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\varphi) \tan(\delta)] \quad (\text{C.13})$$

Où J numéro du jour dans l'année (entre 1 et 365 ou 366), G_{sc} constante solaire (0.0820 MJ/m²/d), d_r distance relative inverse terre-soleil (rad), ω_s angle de coucher de soleil (rad), δ déclinaison solaire (rad), φ latitude (rad).

C.4. Autres paramètres

Le standard FAO-56 Penman-Monteith (équations C.1 et C.2) implique l'utilisation d'autres paramètres, tels que la pente de la courbe de pression de vapeur saturante à la

température T (équation C.14), la constante psychrométrique (équation C.15), le flux de chaleur du sol et la chaleur latente de vaporisation.

$$\Delta = \frac{2504 \exp\left(\frac{17.27 T}{T + 237.3}\right)}{(T + 237.3)^2} \quad (\text{C.14})$$

$$\gamma = \frac{c_p P}{\varepsilon \lambda} * 10^{-3} = 0.00163 \frac{P}{\lambda} \quad (\text{C.15})$$

Avec,

$$P = 101.3 \left(\frac{293 - 0.0065z}{293}\right)^{5.26} \quad (\text{C.16})$$

Où T température moyenne ($^{\circ}\text{C}$), c_p chaleur spécifique de l'air humide (1.013 kJ/kg/ $^{\circ}\text{C}$), P pression atmosphérique (kPa), z altitude (m), λ chaleur latente de vaporisation (2.45 MJ/kg), ε rapport du poids moléculaire-vapeur d'eau/air sec (0.622).

Le flux de chaleur du sol correspond à l'énergie nécessaire pour chauffer le sol. Généralement et comparé au rayonnement net, ce flux de chaleur est considéré comme négligeable. La chaleur latente de vaporisation, représente quant à elle l'énergie nécessaire pour changer une masse unitaire d'eau liquide en vapeur d'eau à pression et température constantes.

$$\lambda = 2.501 - 0.002361T \quad (\text{C.17})$$

Pour des températures voisines de 20 $^{\circ}\text{C}$, la chaleur latente de vaporisation varie peu. Habituellement par simplification, une valeur unique est prise en considération (2.45 MJ/kg).

Référence

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage, Paper 56. <http://www.kimberly.uidaho.edu/ref-et/fao56.pdf>.

Rapport-Gratuit.com

ANNEXE D : MÉTHODE D'ESTIMATION STATISTIQUE DE LA PRÉCIPITATION MAXIMALE PROBABLE ET LOI DE DISTRIBUTION DE GUMBEL

Lors du design d'un recouvrement hydrogéologique, différents critères doivent être considérés en fonction des conditions climatiques du site à l'étude, tels que les hauteurs journalières des précipitations maximales possibles et/ou probables (chapitre 2). L'application de ces critères de design doit notamment garantir un facteur de sécurité confortable sur la performance de l'ouvrage à long terme. Généralement, ces hauteurs peuvent être estimées à partir d'une multitude d'approches physiques, statistiques ou probabilistes. Parmi ces dernières, la littérature actuelle préconise l'utilisation de deux méthodes distinctes : la méthode d'Hershfield (1961) permettant l'estimation statistique de la précipitation maximale probable (PMP) et la loi de distribution de Gumbel (1957). Ces deux méthodes sont respectivement détaillées dans la présente annexe.

D.1. Précipitation maximale probable

La méthode statistique proposée par Hershfield en 1961, vise à estimer la précipitation maximale probable (PMP), soit la hauteur théorique des précipitations maximales sur une durée déterminée, physiquement possible lors d'anomalies climatiques connues, pour une zone géographique donnée à une certaine période de l'année (WMO, 1986). Le principal avantage de la proposition d'Hershfield est qu'elle prend en considération les données historiques réelles du site à l'étude, et permet une estimation simple de la PMP à partir de paramètres statistiques. En effet, cette dernière est obtenue à partir de la relation présentée ci-dessous (équation D.1), impliquant la moyenne des précipitations maximales annuelles (\bar{P}), l'écart-type (σ) et un facteur de fréquence k .

$$PMP = \bar{P} + k\sigma \quad (D.1)$$

En 1961, à partir d'une étude réalisée sous différentes conditions climatiques aux Etats-Unis, Hershfield avait initialement suggéré un facteur de fréquence (k) universel de l'ordre de 15. Néanmoins en 1965, il démontra que ce facteur pouvait être inapproprié sous certaines conditions, soit trop important pour des zones climatiques à fortes précipitations, soit trop faible pour des zones à faibles précipitations. Ainsi, Hershfield (1965) procéda à la conception d'un abaque (Fig. D.1) permettant une estimation plus rigoureuse du facteur de fréquence en fonction de la durée et de la moyenne des précipitations maximales annuelles. Ces deux outils constituent la base de la méthode statistique standardisée (WMO 1986) pour l'évaluation de la PMP (e.g., Koutsoyiannis 1999).

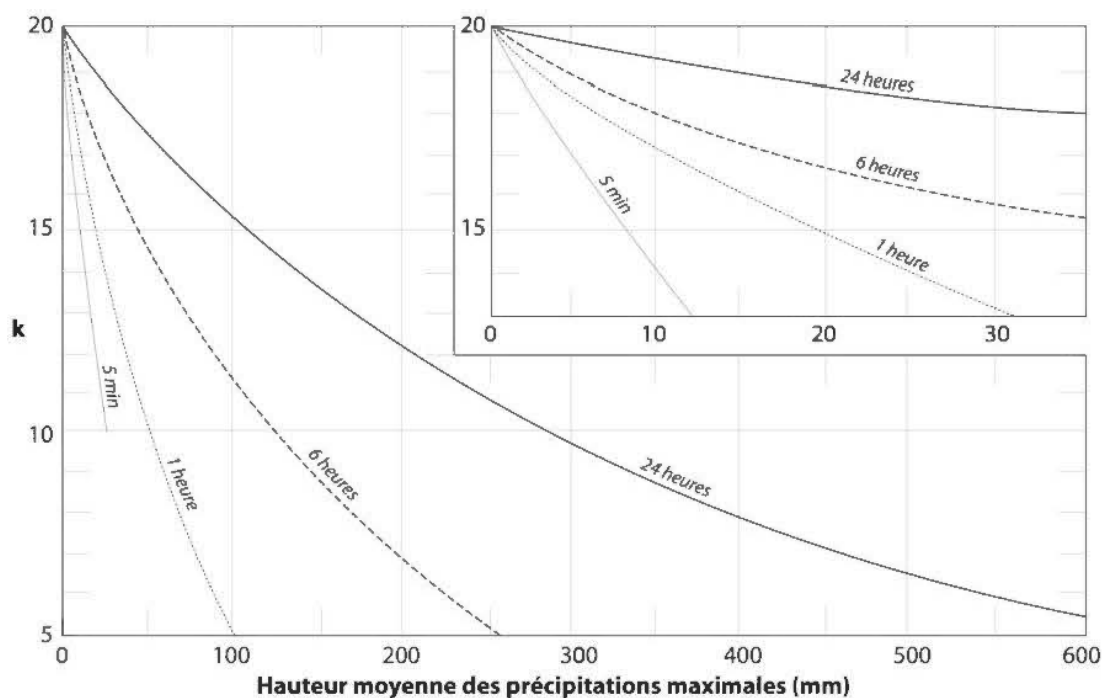


Figure D.1 Abaque du choix du facteur de fréquence pour l'estimation de la PMP.

Toutefois, l'étude de Papalexiou et Koutsoyiannis (2006) a suggéré une procédure d'estimation plus appropriée des précipitations maximales, et ce, à partir d'approches probabilistes en lien avec des lois de distribution.

D.2. Loi de distribution de Gumbel

Plusieurs lois de distribution concernant l'estimation des précipitations maximales sont décrites dans la littérature. La loi de distribution usuelle est celle des valeurs extrêmes généralisées (GEV), ou sa forme simplifiée communément appelée distribution de Gumbel. Cette dernière fonction est définie par la relation suivante :

$$F(x) = \exp[-\exp -y] \quad (\text{D.2})$$

Avec la variable réduite :

$$y = \frac{1}{b}(x - a) \quad (\text{D.3})$$

Les coefficients a et b peuvent être déterminés analytiquement à partir de l'estimateur des moments :

$$\begin{cases} a = \bar{P} - b\gamma \\ b = \frac{\sigma\sqrt{6}}{\pi} \end{cases} \quad (\text{D.4})$$

Avec $\gamma = 0.5772$ (constante d'Euler).

Ou bien graphiquement, à partir de la formule de Hazen (équation D.5), généralement utilisée pour de faibles échantillons (e.g., Benkhaled 2007):

$$P_i = \frac{i - 0.5}{n} \quad (\text{D.5})$$

Où i rang dans la série de données classées par valeurs décroissantes, n taille de l'échantillon, P_i probabilité de dépassement.

La seconde variable réduite explicitée ci-dessous (équation D.6) permet alors la détermination graphique des paramètres a et b de la distribution de Gumbel (équation D.3).

$$y' = -\ln[-\ln(1 - P_i)] \quad (\text{D.6})$$

Finalement, la période de retour (T) d'un tel événement peut être obtenue à partir de la relation suivante :

$$T = \frac{1}{1 - F(x)} \quad (\text{D.7})$$

Toutefois, des études récentes ont montré que la version simplifiée de la GEV sous-estimerait les précipitations maximales pour des périodes de retour élevées (e.g., Koutsoyiannis 2003; Benkhaled 2007).

D.3. Etude de cas

Dans le cadre de cette étude, les précipitations journalières maximales, entre 1999 et 2011 pour la région de Marrakech, ont été reportées dans le tableau ci-dessous :

Tableau D.1 Précipitations maximales journalières entre 1999 et 2011 pour la région de Marrakech.

1999	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
24.3	40.5	30.9	18.1	21.9	34.5	20.8	35.8	23.1	31.7	23.6

La PMP est estimée à partir de l'Equation D.1, d'un facteur de fréquence de 18.5 et des paramètres statistiques présentés dans le tableau suivant :

Tableau D.2 Paramètres statistiques et estimation de la PMP.

Effectif	Moyenne	Maximum	Minimum	Écart-type	PMP
11	27.7	40.5	18.1	6.9	155

Dans le cas de la distribution de Gumbel, les paramètres a et b , estimés analytiquement (équation D.4) à partir des données statistiques du tableau D.2, sont respectivement de 24.64 et 5.39. La figure ci-dessous (Fig. D.2) présente également les valeurs de ces paramètres obtenus à partir de la méthode graphique ($a = 24.56$; $b = 5.77$).

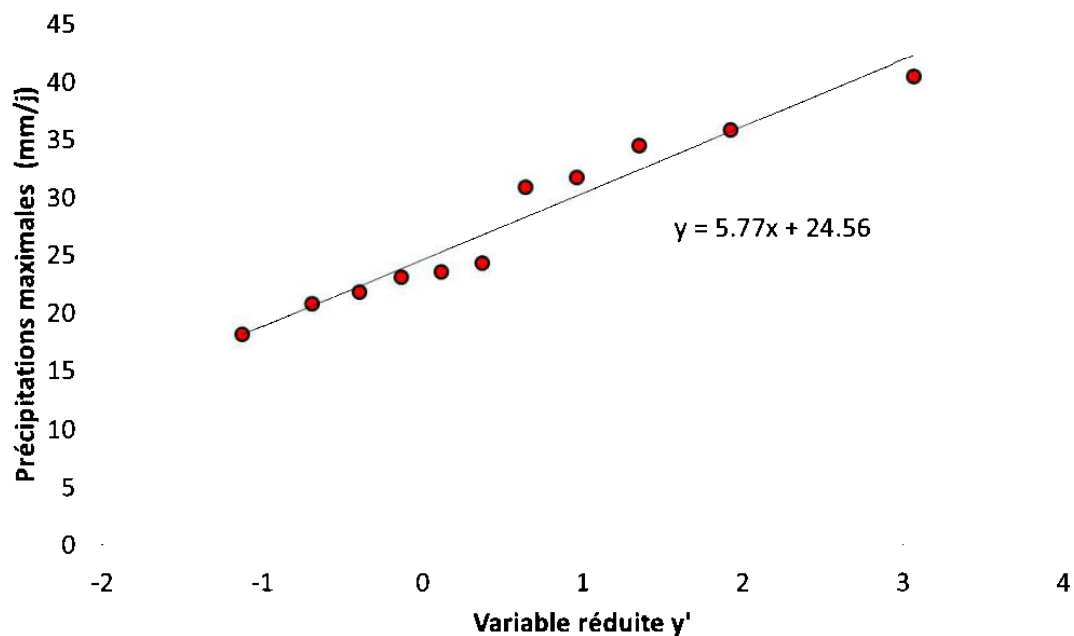


Figure D.2 Détermination graphique des paramètres a et b de la distribution de Gumbel.

Les résultats des différentes approches étudiées, statistiques et probabilistes, sont présentés dans le graphique ci-dessous.

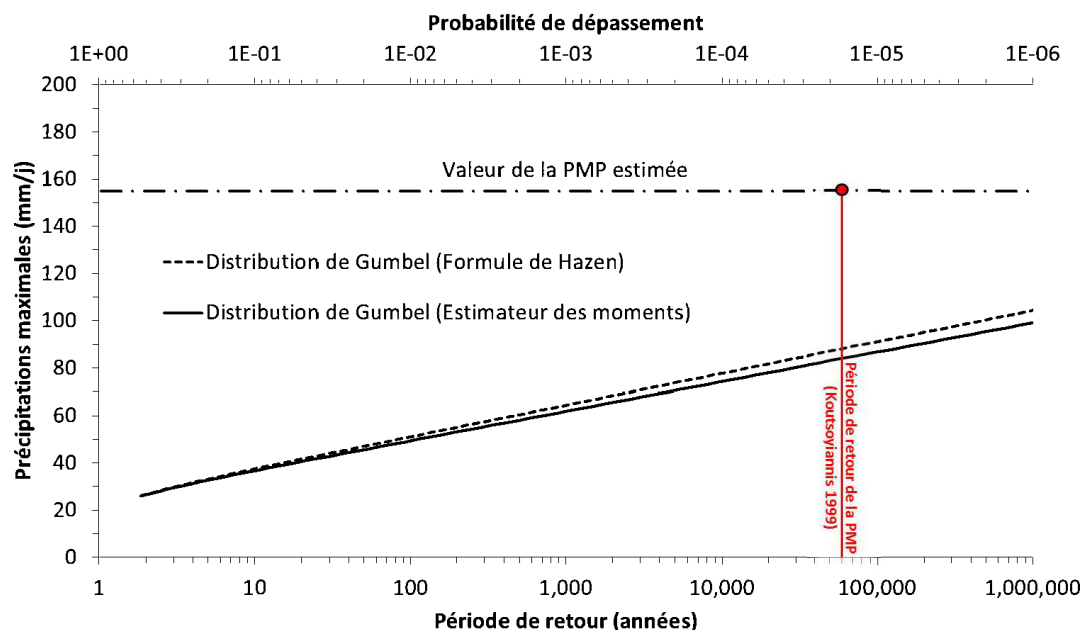


Figure D.3 Estimation statistique de la PMP et distribution de Gumbel.

Selon Koutsoyiannis (1999), la valeur de la PMP est obtenue à partir de la GEV pour une période de retour de l'ordre de 60,000 ans. D'après le graphique présenté ci-dessus (Fig. D.3) et pour une période de retour similaire, la distribution de Gumbel donne une estimation des précipitations maximales aux alentours de 80 mm, soit nettement inférieure à la valeur de la PMP (155 mm) estimée à partir de la méthode d'Hershfield.

Références

- Benkhaled, A., 2007. Distributions statistiques des pluies maximales annuelles dans la région du Chélif, comparaison des techniques et des résultats. *Courier du Savoir*, 8, 89-91.
- Gumbel, E., 1958. *Statistics of extremes*. Columbia Univ. Press.
- Hershfield, D.M., 1961. Estimating the probable maximum precipitation. *J. of the Hydraulics Division, Am. Soc. of Civil Eng.* 87, 99-116.
- Hershfield, D.M., 1965. Method for estimating probable maximum rainfall. *J. of the Am. Waterworks Ass.* 57, 965-972.
- Koutsoyiannis, D., 1999. A probabilistic view of Hershfield's method for estimating probable maximum precipitation. *Water Resour. Res.* 35(4), 1313-1322.
- Koutsoyiannis, D., 2003. On the appropriateness of the Gumbel distribution for modeling extreme rainfall. ESF LESC Exploratory Workshop, Hydro Risk, Italy. <http://itia.ntua.gr/getfile/590/1/documents/2003BolognaXtremrain.pdf>.
- Papalexiou, S.M., Koutsoyiannis, D., 2006. A probabilistic approach to the concept of Probable Maximum Precipitation. *Advances in Geosciences*. 7, 51-54.

ANNEXE E : COMPLÉMENT AU TRAVAIL DE MODÉLISATION NUMÉRIQUE RÉALISÉ SOUS HYDRUS-1D

L'évaluation numérique des effets d'hystérésis dans la courbe de rétention d'eau sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR a été investiguée dans le chapitre 3. En complément à ce travail de modélisation, la présente annexe propose d'approfondir les trois aspects suivants : i) la simulation numérique réalisée à partir de la courbe principale en drainage (MDC); ii) les analyses de sensibilité des paramètres h_{CritA} et α (albédo) ainsi que le « pumping effect »; iii) l'étude paramétrique du terme « l » intervenant dans l'équation de van Genuchten (1980).

E.1. Prédiction numérique à partir de la courbe MDC

Dans le chapitre 3, deux scénarios (hystérétique et non-hystérétique) ont été simulés afin d'évaluer numériquement l'influence des effets d'hystérésis sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR en climat semi-aride. Bien que ces scénarios aient été essentiellement basés sur la courbe principale en mouillage (MWC), d'autres simulations non-hystérétiques ont été réalisées préalablement à partir de la courbe principale en drainage (MDC). Tel que mentionné dans le chapitre 3 (§3.4), ces résultats n'ont pas été présentés en raison d'une différence importante entre les valeurs de succion matricielle prédites et mesurées. Afin de justifier plus rigoureusement ce choix, les prédictions (teneurs en eau volumiques, succions matricielles et composantes du bilan hydrique) de la simulation non-hystérétique basée sur la MDC sont présentées au sein de la section suivante.

A ce niveau, il est important de rappeler que toutes les simulations numériques ont été effectuées avec les mêmes conditions initiales, conditions frontières et paramètres numériques (pour plus d'information, voir chapitre 3, §3.3.2 et §3.3.3). Toutefois,

dans le cas de ce scénario non-hystérétique basé sur la MDC, des succions matricielles initiales spécifiques ont été appliquées sur chacun des nœuds des deux profils étudiés (Fig. E.1). Le calcul numérique a été effectué sur une période annuelle pour des conditions climatiques semi-arides naturelles ainsi que pour un événement de précipitation extrême (155 mm/j).

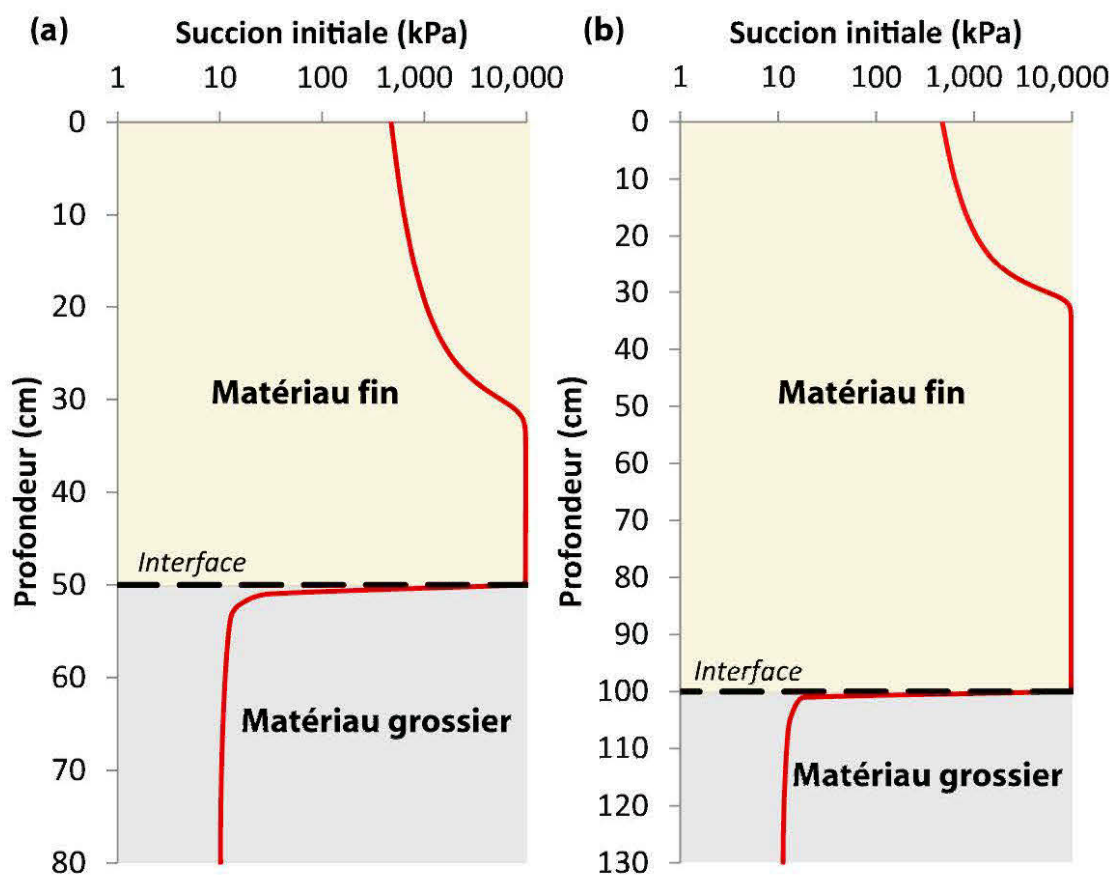


Figure E.1 Succions matricielles appliquées au début de la simulation (basée sur la MDC) pour les profils de 80 et 130 cm.

Les figures E.2 et E.3 présentent les évolutions temporelles des succions matricielles et des teneurs en eau volumiques prédites à 10, 25 et 40 cm de profondeur dans le matériau SR. La figure E.4 montre les prédictions des principales composantes du

bilan hydrique (évaporation cumulée et quantité d'eau stockée) sous des conditions climatiques naturelles alors que le tableau E.1 présente les composantes du bilan hydrique sous des conditions de précipitation extrêmes.

Tel que stipulé précédemment, la principale différence entre les valeurs prédites et mesurées concerne l'évolution temporelle des suctions matricielles à 10, 25 et 40 cm de profondeur (Fig. E.2). En effet, alors que les teneurs en eau volumiques et les composantes du bilan hydrique prédites présentent des valeurs relativement proches des données expérimentales (Figs. E.3 et E.4), voire des autres simulations numériques présentées dans le chapitre 3 (Figs. 3.7 et 3.8), les suctions matricielles prédites montrent des écarts importants (entre 300 et 10,000 kPa) non-représentatifs des mesures de terrain. La simulation non-hystérétique basée sur la MDC surestime considérablement les valeurs des suctions matricielles mesurées à 10, 25 et 40 cm de profondeur, et ce, notamment durant les périodes humides (Fig. E.2). Toutefois, il est intéressant de noter que cette simulation suit un comportement plus proche de celui prédit à partir du scénario hystérétique, soit une légère surestimation de l'évaporation cumulée (256 mm) et une sous-estimation des variations d'eau stockée dans le matériau SR (Fig. E.4).

Sous des conditions de précipitation extrêmes, les prédictions des composantes du bilan hydrique décrivent également un comportement semblable au scénario hystérétique. Pour une couche SR de 50 cm d'épaisseur, l'évaporation cumulée et la percolation sont respectivement de 412 et 0.3 mm (Tableau E.1). Toutefois, il est à noter qu'un tel scénario (basé sur la MDC) prédit une capacité de stockage évidemment plus importante (176 mm au lieu de 140 mm; voir Table 3.3). Dans le cas d'un recouvrement constitué d'une couche SR de 100 cm d'épaisseur, la capacité de libération est moins importante (380 mm) mais aucune percolation n'a été prédite. Ces dernières prédictions sont effectivement assez cohérentes par rapport à celles obtenues à partir des deux scénarios présentés dans le chapitre 3. Cependant, dans le

cas de la simulation basée sur la MDC la quantité d'eau stockée (ou accumulée en profondeur) à la fin de la simulation est nettement moins importante (22 mm).

Tableau E.1 Composantes du bilan hydrique prédites pour des événements de précipitation extrêmes.

	<i>Couche SR de 50 cm</i>					<i>Couche SR de 100 cm</i>				
	<i>E</i>	ΔS	<i>S</i>	<i>R_o</i>	<i>P_r</i>	<i>E</i>	ΔS	<i>S</i>	<i>R_o</i>	<i>P_r</i>
MDC	412	176	-11	0	0.3	380	152	22	0	0

Où *E* évaporation réelle cumulée, ΔS variation maximale d'eau stockée, *S* eau stockée à la fin de la simulation, *R_o* ruissellement, *P_r* percolation.

Finalement, la simulation numérique réalisée à partir de la MDC n'a pas été prise en considération pour plusieurs raisons résumées ci-dessous :

- Une surestimation importante des suctions matricielles prédites à 10, 25 et 40 cm de profondeur dans le matériau SR (les mesures expérimentales n'ont pas validé les suctions matricielles prédites);
- L'absence de percolation (0.3 mm) lors de la simulation d'un événement de précipitation extrême sur le recouvrement comprenant une couche SR de 50 cm d'épaisseur.

En considérant les différents scénarios effectués (hystérétique et non-hystérétiques), la simulation numérique basée sur la MDC a effectivement donné les prédictions (suctions matricielles) les plus éloignées des mesures expérimentales de terrain. Dans un tel cas, prendre uniquement en considération la MDC revient à surévaluer la performance du recouvrement SR et à minimiser les risques de percolation ou d'accumulation des eaux suite à des événements de précipitation extrêmes.

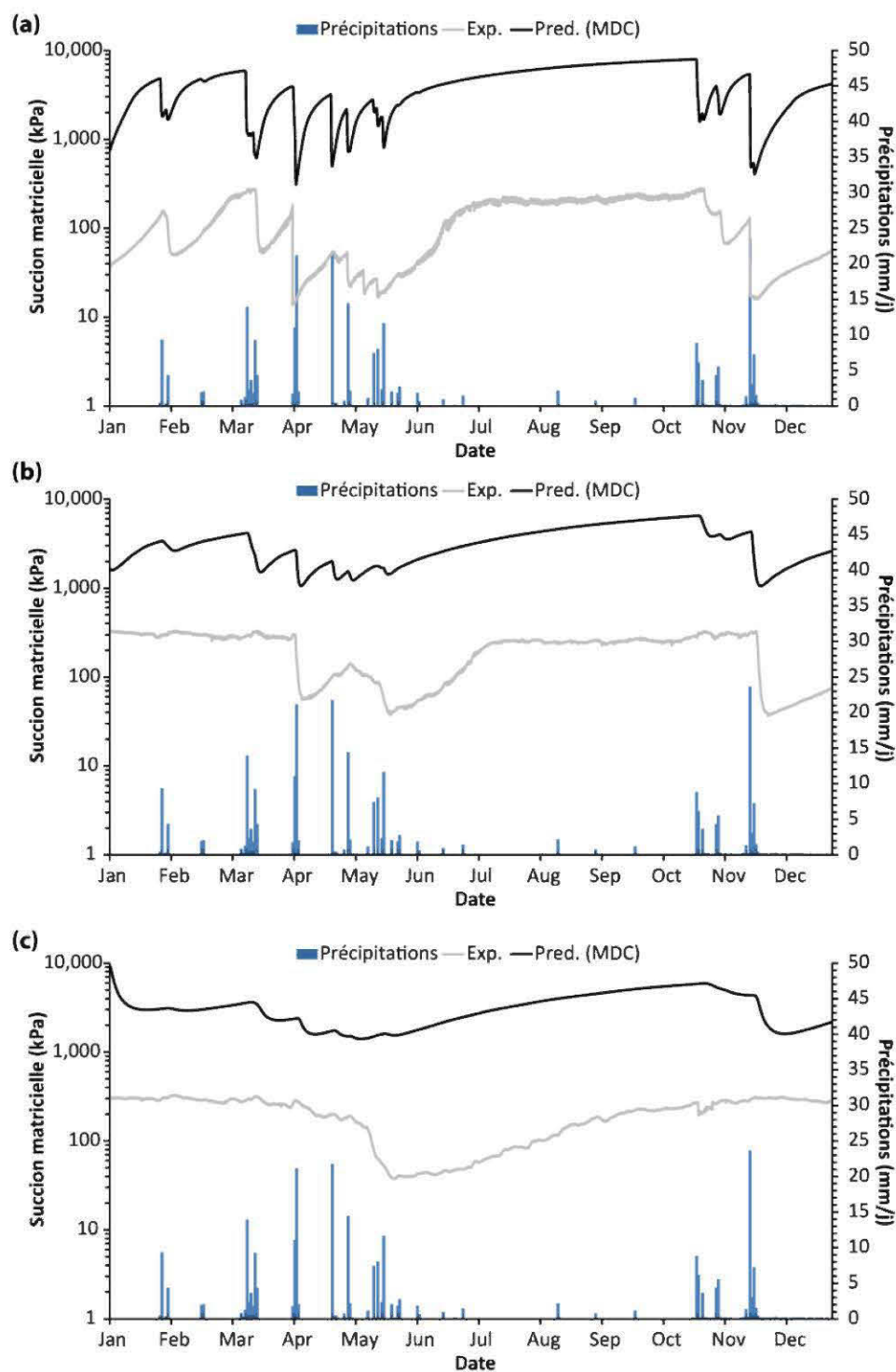


Figure E.2 Comparaison entre les succions matricielles mesurées et prédites à partir de la MDC à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm de profondeur.

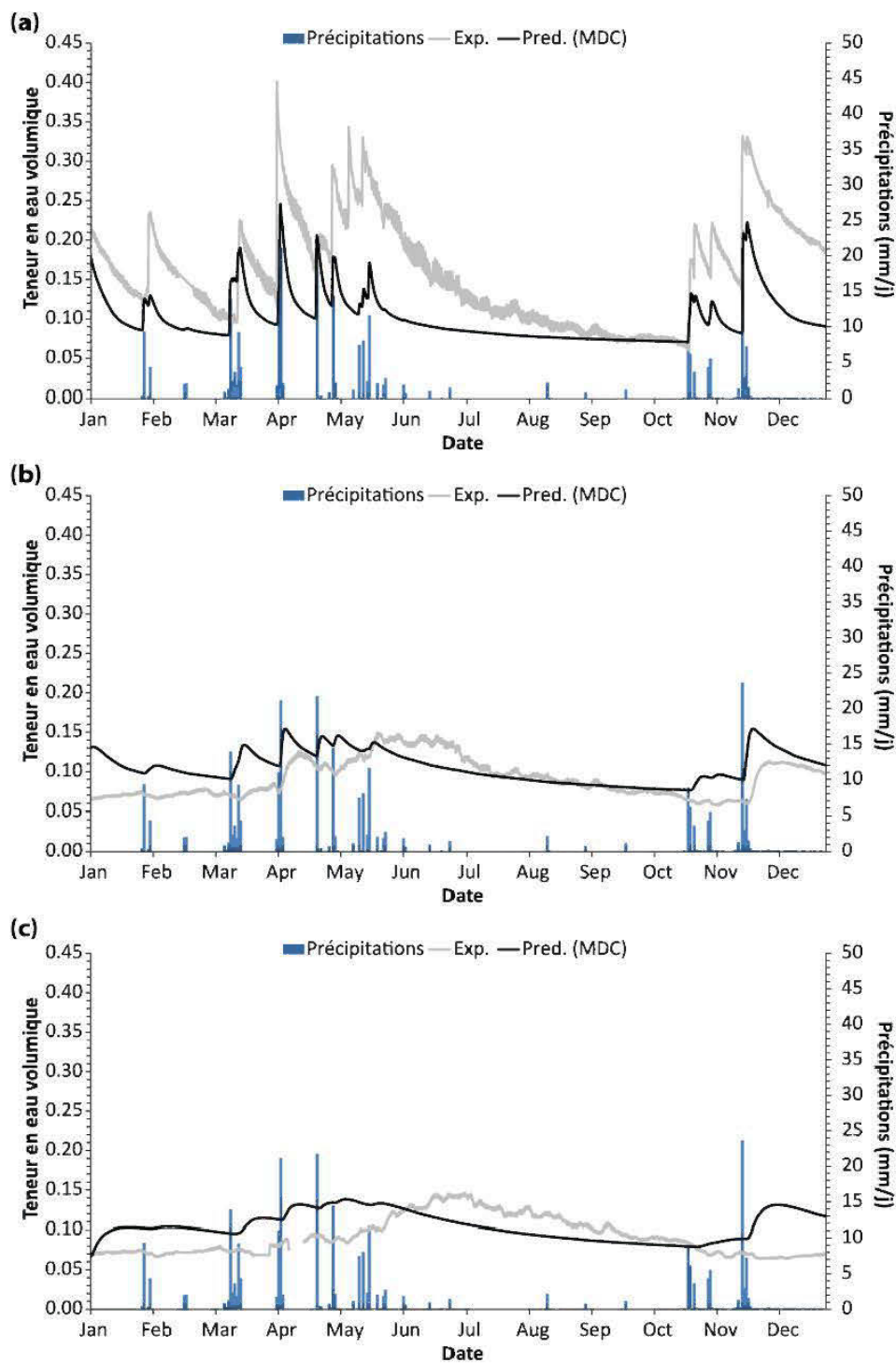


Figure E.3 Comparaison des teneurs en eau volumiques mesurées et prédites à partir de la MDC à 10 (a), 25 (b) et 40 (c) cm de profondeur.

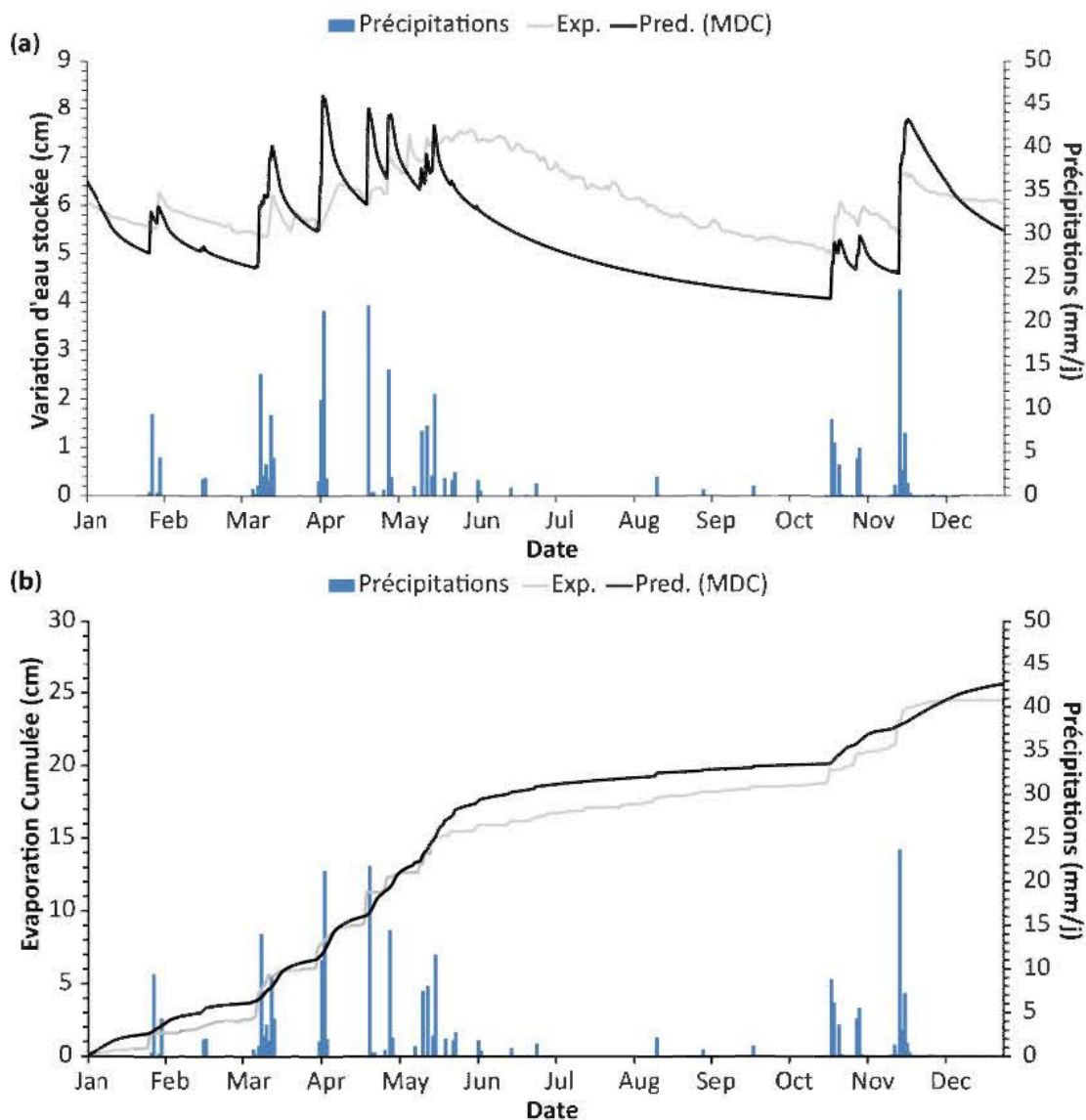


Figure E.4 Comparaison des composantes principales du bilan hydrique mesurées et prédites à partir de la MDC (variation d'eau stockée (a) et évaporation cumulée (b)).

E.2. Analyses de sensibilité et « pumping effect »

Durant l'évaluation numérique des effets d'hystérésis sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement SR, des analyses de sensibilité sur les

paramètres h_{CritA} et α ont également été investiguées. L'influence de ces paramètres, caractérisant respectivement les interactions sol-atmosphère à la surface du recouvrement ainsi que l'albédo du matériau SR, a été évaluée sur les deux types de simulation présentés dans le chapitre 3, hystérétique et non-hystérétique (basée sur la MWC).

Les résultats de l'analyse de sensibilité du paramètre h_{CritA} sont présentés dans le chapitre 3 (§3.5.2). Brièvement, cette analyse a montré que la simulation hystérétique et plus particulièrement les succions matricielles prédites étaient affectées par le paramètre h_{CritA} . Toutefois, lors de cette simulation un phénomène de « pumping effect » a été observé (pour plus d'information voir Werner et Lockington 2006). La figure E.5 illustre ce phénomène et montre que plus la valeur caractéristique des interactions sol-atmosphère diminue plus ce dernier est important et affecte les prédictions hystérétiques. Toutefois, tel que stipulé dans le chapitre 3 (§3.5.2), pour une valeur h_{CritA} de 10,000 kPa le phénomène de « pumping effect » est relativement faible (Fig. E.5c).

La figure E.6 présente les résultats de l'analyse de sensibilité sur le paramètre α (albédo). Les valeurs testées ont notamment été sélectionnées à partir de l'étude de Post et al. (2000). Dans cette étude récente, les auteurs ont évalué l'influence de la couleur ainsi que de la teneur en eau d'un sol sur l'albédo, en vue de sa prédiction. Pour ce faire, 26 échantillons de sol distincts ont été étudiés; les valeurs d'albédo sélectionnées dans cette analyse de sensibilité correspondent aux valeurs, maximale (0.402) et minimale (0.048), étudiées par Post et al. (2000). La troisième valeur d'albédo (0.23) correspond simplement à celle utilisée dans la formule de Penman-Monteith (Allen et al. 1998) en présence d'un couvert végétal. D'après la figure E.6 la valeur de l'albédo n'affecte quasiment pas les prédictions (teneurs en eau

volumiques et succions matricielles) des deux simulations numériques (hystérétique et non-hystérétique).

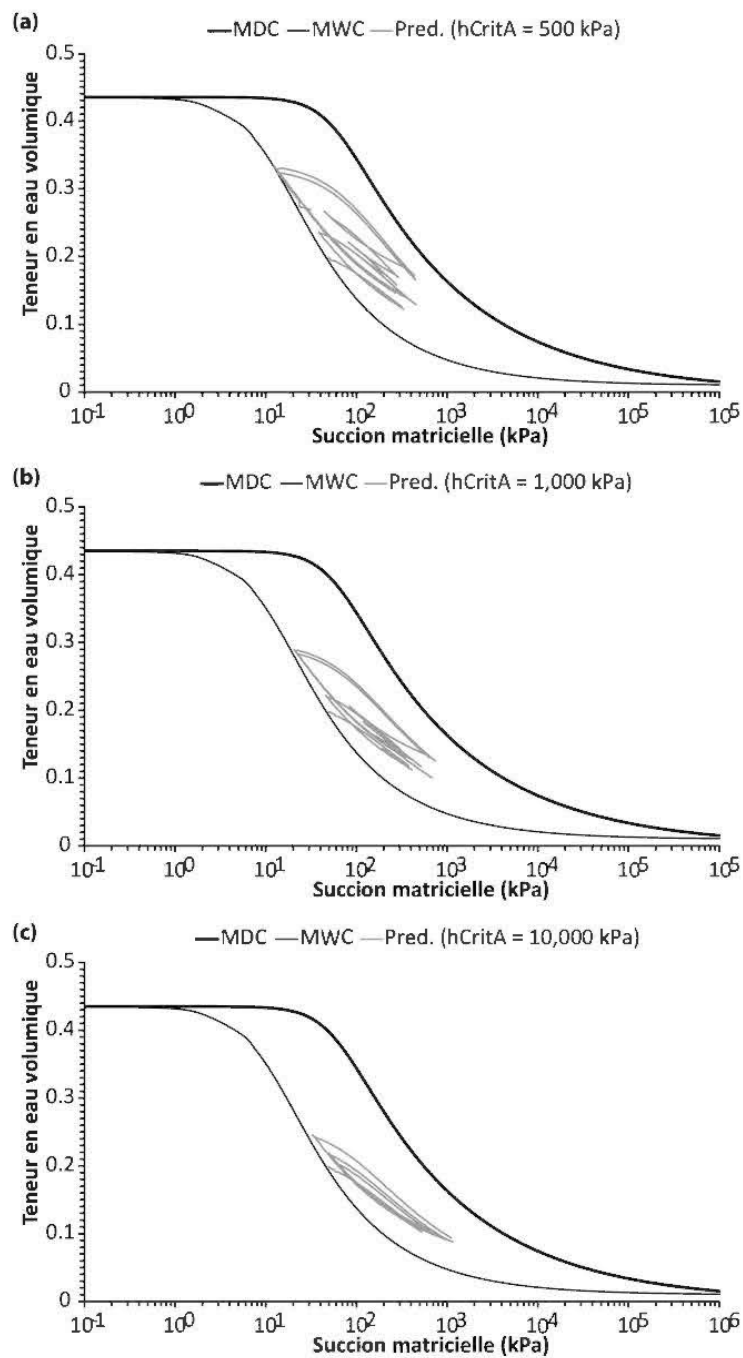


Figure E.5 Influence du paramètre h_{CritA} sur le phénomène de « pumping effect ».

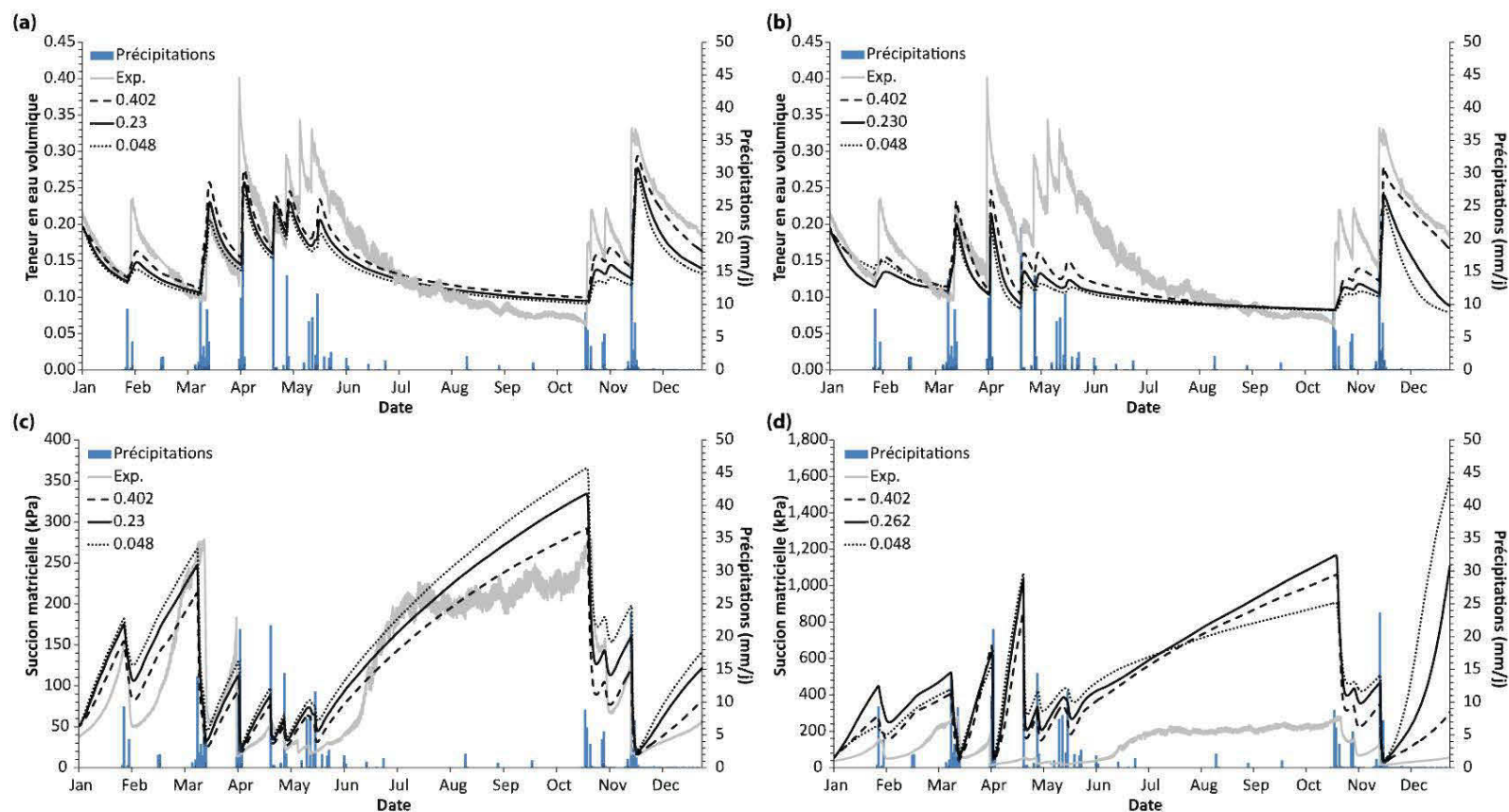


Figure E.6 Analyse de sensibilité du paramètre α (albédo) sur les prédictions non-hystérétiques (teneurs en eau volumiques (a) et succions matricielles (c)) et hystérétiques (teneurs en eau volumiques (b) et succions matricielles (d)) à 10 cm de profondeur.

E.3. Etude paramétrique du terme « l »

Dans le chapitre 3 (§3.2.2) la valeur du paramètre « l » de l'équation de van Genuchten (1980) (équation 3.4), caractéristique de la connectivité entre les pores, a été fixée à -1.6. Bien qu'usuellement cette dernière soit fixée à 0.5, la valeur de ce paramètre serait principalement fonction de la texture du matériau étudié (e.g., Schaap et Leij 2000; Benson 2007); dans le cas d'un matériau à granulométrie grossière une valeur de 0.5 serait effectivement recommandée alors que dans le cas d'un matériau à granulométrie fine une valeur proche de -2 serait plus appropriée et permettrait d'améliorer nettement les simulations numériques. En effet, une modification de ce paramètre affecte grandement les fonctions de perméabilité et de ce fait les prédictions numériques. Selon Benson (2007), une diminution de la valeur du paramètre « l » est généralement associée à de plus grandes fluctuations des variations d'eau stockée, une diminution du ruissellement ainsi qu'une augmentation de l'évaporation et de la percolation. Par conséquent et afin de justifier le choix de la valeur du paramètre « l » appliquée lors du travail de modélisation numérique (chapitre 3), la présente section propose d'exposer l'influence de ce paramètre sur le comportement hydrogéologique du recouvrement SR sous des conditions climatiques semi-arides naturelles. Pour ce faire, trois valeurs distinctes (-2, -1 et 0.5) ont été successivement appliquées. L'influence du paramètre « l » a alors été évaluée à partir de la simulation non-hystérétique (basée sur la MWC) détaillée dans le chapitre 3 (profil de 80 cm); toutefois, dans ce cas le ruissellement a été pris en considération. Les prédictions numériques sont présentées dans les figures E.7 et E.8.

La figure E.7 (a et b) montre respectivement l'influence du paramètre « l » sur les teneurs en eau volumiques et les succions matricielles à 10 cm de profondeur dans le matériau SR alors que la figure E.8 (a, b, c et d) présente l'influence de ce paramètre sur les composantes principales du bilan hydrique (quantité d'eau stockée,

ruissellement, évaporation et infiltrations cumulées); les mesures expérimentales de terrain y sont également figurées. Concrètement, plus la valeur du paramètre « l » diminue plus les teneurs en eau volumiques prédites diminuent ou les suctions matricielles augmentent. De plus, plus cette valeur est faible plus la quantité d'eau stockée et le ruissellement (Fig. E.8a, d) sont faibles, et conséquemment, plus l'évaporation et les infiltrations (Fig. E.8b et c) cumulées sont importantes.

Ces observations corroborent assez bien celles effectuées par Benson (2007) et montre bien que le paramètre « l » joue un rôle fondamental sur la représentativité ou la pertinence des prédictions numériques (teneurs en eau volumiques, suctions matricielles et composantes du bilan hydrique). Dans le cas du recouvrement SR étudié, plus la valeur du paramètre « l » est faible plus les prédictions sont proches des mesures expérimentales de terrain. Toutefois, il est intéressant de noter que pour une valeur de -2, la simulation numérique a tendance à surestimer légèrement les mesures directes des suctions matricielles, et ce, y compris pour des valeurs inférieures à 200 kPa (limite du capteur).

Finalement, cette section justifie assez bien le choix effectué concernant la valeur du paramètre « l » (-1.6), caractéristique de la connectivité entre les pores, dans l'étude numérique proposée au sein du chapitre 3. Toutefois, afin de valider définitivement ce choix il serait judicieux de mesurer directement la fonction de perméabilité du matériau SR, et ce, bien que cette approche soit assez délicate à entreprendre.

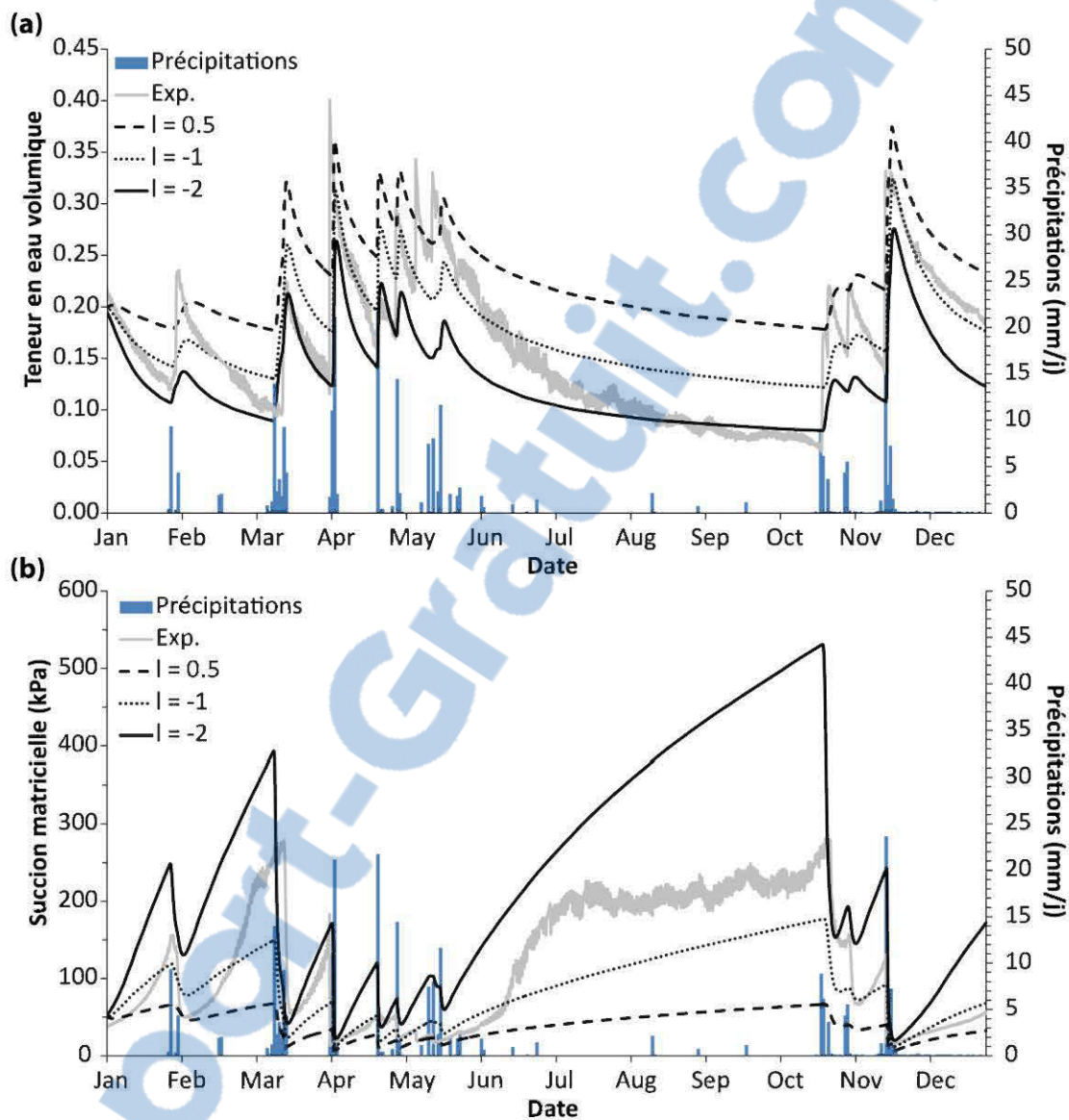


Figure E.7 Influence du paramètre « l » sur les prédictions des teneurs en eau volumiques et des succions matricielles à 10 cm de profondeur.

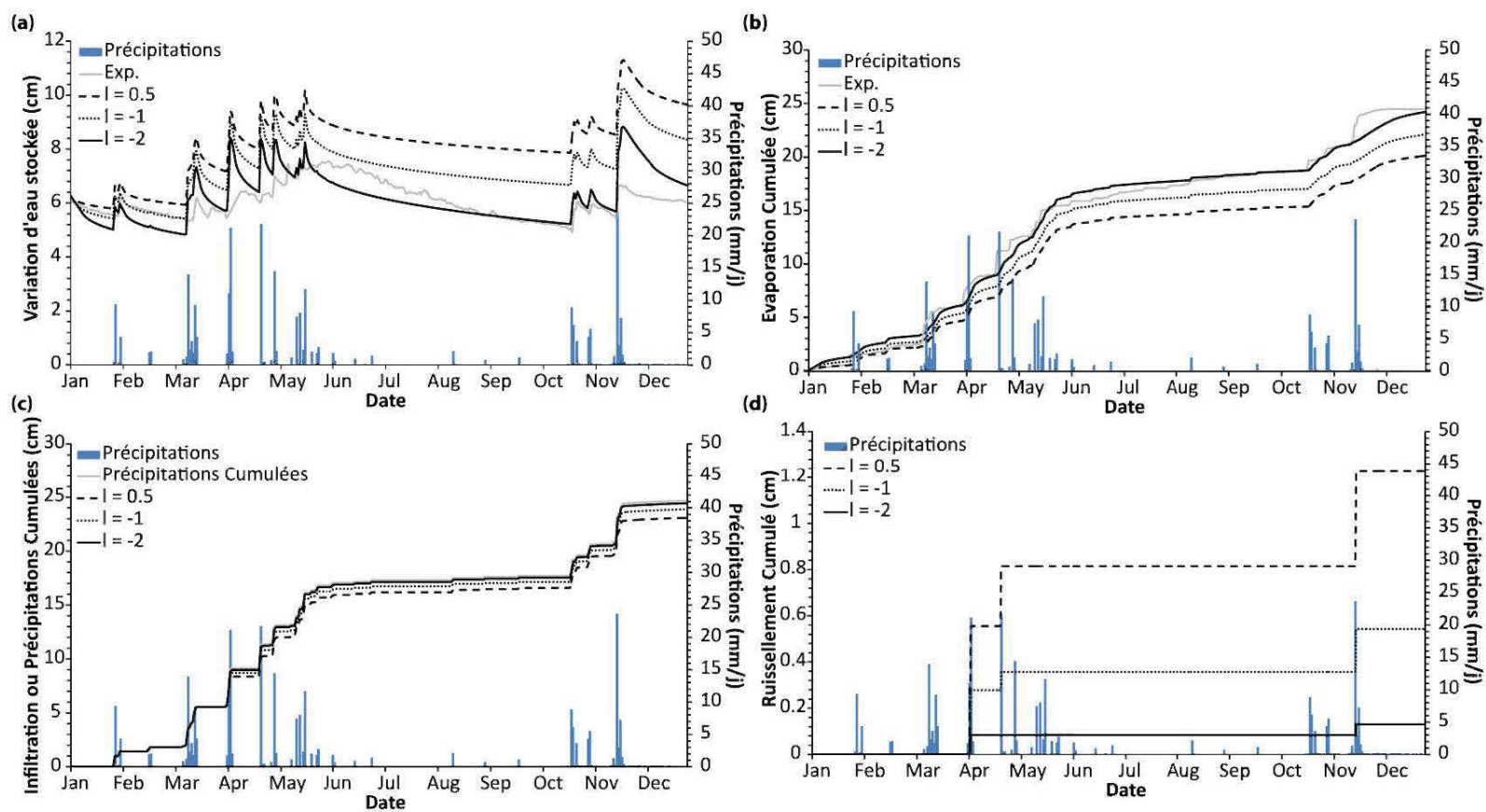


Figure E. 8 Influence de paramètre « l » sur les prédictions des composantes du bilan hydrique (variation d'eau stockée (a), évaporation cumulée (b), infiltrations cumulées (c), ruissellement cumulé (d)).

Références

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. *Irr. and Drain.* 56, pp. 300. <http://www.kimberly.uidaho.edu/ref-et/fao56.pdf>.
- Benson, C.H., 2007. Modeling unsaturated flow and atmospheric interactions. 'Theoretical and numerical unsaturated soil mechanics' Schanz T ed., Springer 187-202.
- Post, D.F., Fimbres, A., Matthias, A.D., Sano, E.E., Accioly, L., Batchily, A.K., Ferreira, L.G., 2000. Predicting soil albedo from soil color and spectral reflectance data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1027-1034.
- Schaap, M.G., Leij, F.J., 2000. Improved prediction of unsaturated hydraulic conductivity with the Mualem-van Genuchten model. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 64(3), 843-851.
- Van Genuchten, M.Th., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.
- Werner A.D., Lockington D.A., 2006. Artificial pumping errors in the Kool-Parker scaling model of soil moisture hysteresis. *J. of Hydro.* 325, 118-133.

ANNEXE F : CARACTÉRISATION DÉTAILLÉE DES MATERIAUX

Cette annexe présente les résultats détaillés des travaux de caractérisation des différents matériaux SR étudiés dans la thèse. Les distributions granulométriques des matériaux, les résultats des essais Proctor, les mesures de porosité *in situ*, les mesures des essais de conductivité hydraulique saturée, ainsi que la minéralogie obtenue à partir de la DRX sont présentés dans les figures et tableaux ci-dessous.

F.1. Analyses granulométriques

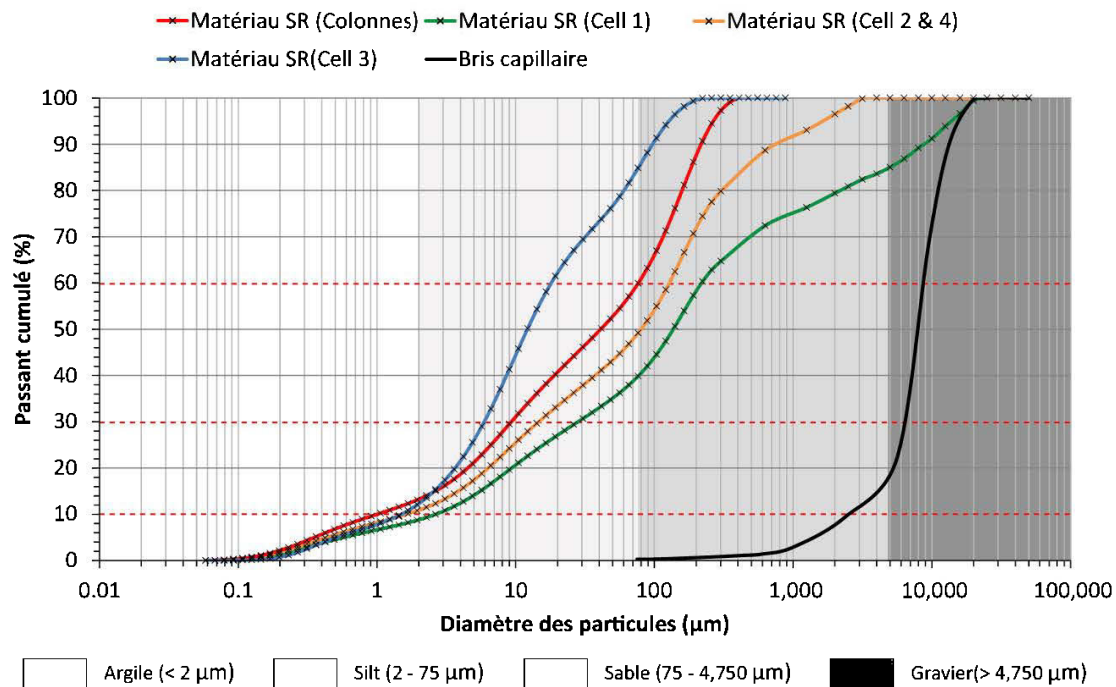


Figure F.1 Courbes granulométriques des principales composantes (matériaux SR et bris capillaire) des différents recouvrements testés.

Tableau F.1 Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques.

(mm)	Matériau SR (Colonnes)	Matériau SR (Cell 1)	Matériau SR (Cell 2 & 4)	Matériau SR (Cell 3)	Bris capillaire
D_{10}	9.73×10^{-4}	1.68×10^{-3}	1.68×10^{-3}	1.44×10^{-3}	2.84
D_{15}	2.65×10^{-3}	4.19×10^{-3}	5.68×10^{-3}	2.65×10^{-3}	-
D_{30}	9.09×10^{-3}	1.42×10^{-2}	2.62×10^{-2}	5.69×10^{-3}	5.70
D_{50}	4.41×10^{-2}	7.63×10^{-2}	1.41×10^{-1}	1.22×10^{-2}	-
D_{60}	7.71×10^{-2}	1.21×10^{-1}	2.22×10^{-1}	1.93×10^{-2}	9.86
D_{85}	1.90×10^{-1}	6.30×10^{-1}	5	7.63×10^{-2}	-
C_u	79.24	72.02	132.14	13.40	3.47
C_c	1.10	0.99	1.84	1.16	1.16

F.2. Essais Proctor

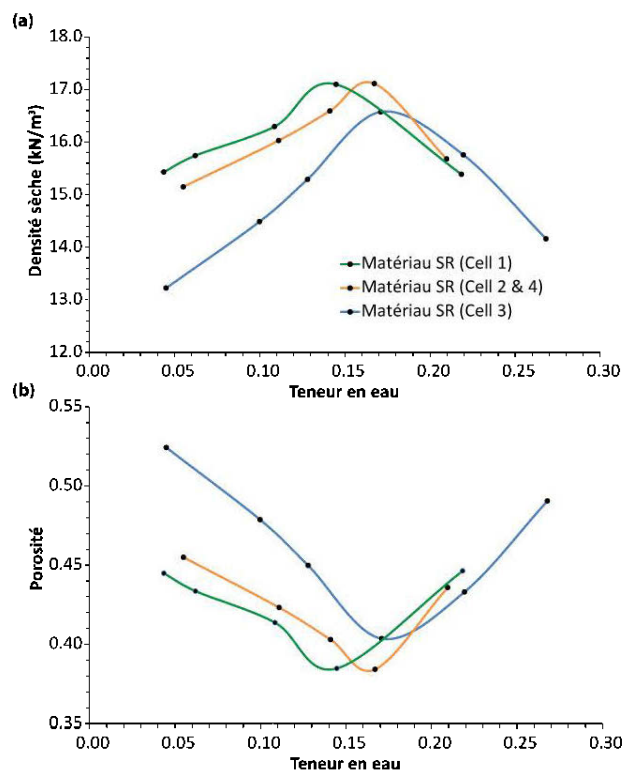


Figure F.2 Courbes densité sèche–teneur en eau (a) et porosité–teneur en eau (b).

F.3. Mesures de porosité *in situ*

Porosité (n) en place dans les couches SR
(mesure par anneau)



Tableau F. 2 Mesures de porosité *in situ*.

	Matériau SR (Cell 2)	Matériau SR (Cell 3)	Matériau SR (Cell 4)
Essai I	0.38	0.40	0.43
Essai II	0.41	0.41	0.40
Essai III	0.43	0.45	0.42

F.4. Conductivité hydraulique saturée

Les mesures des conductivités hydrauliques saturées ont été évaluées à partir d'un perméamètre à paroi rigide (Fig. F.3) ainsi qu'en cellule triaxiale (paroi flexible) (Fig. F.4).

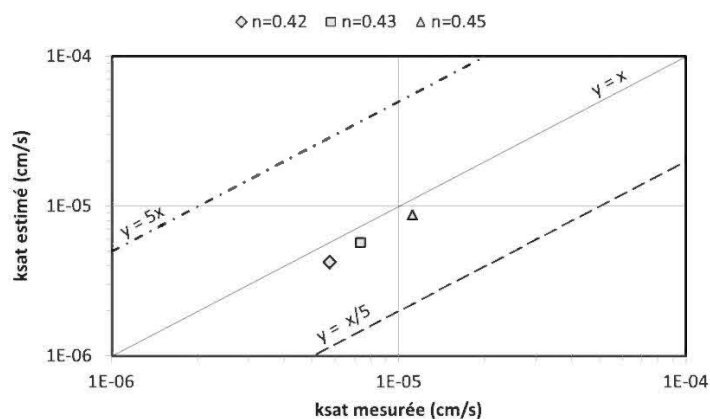


Figure F.3 Conductivité hydraulique saturée du matériau SR des colonnes de terrain (paroi rigide).

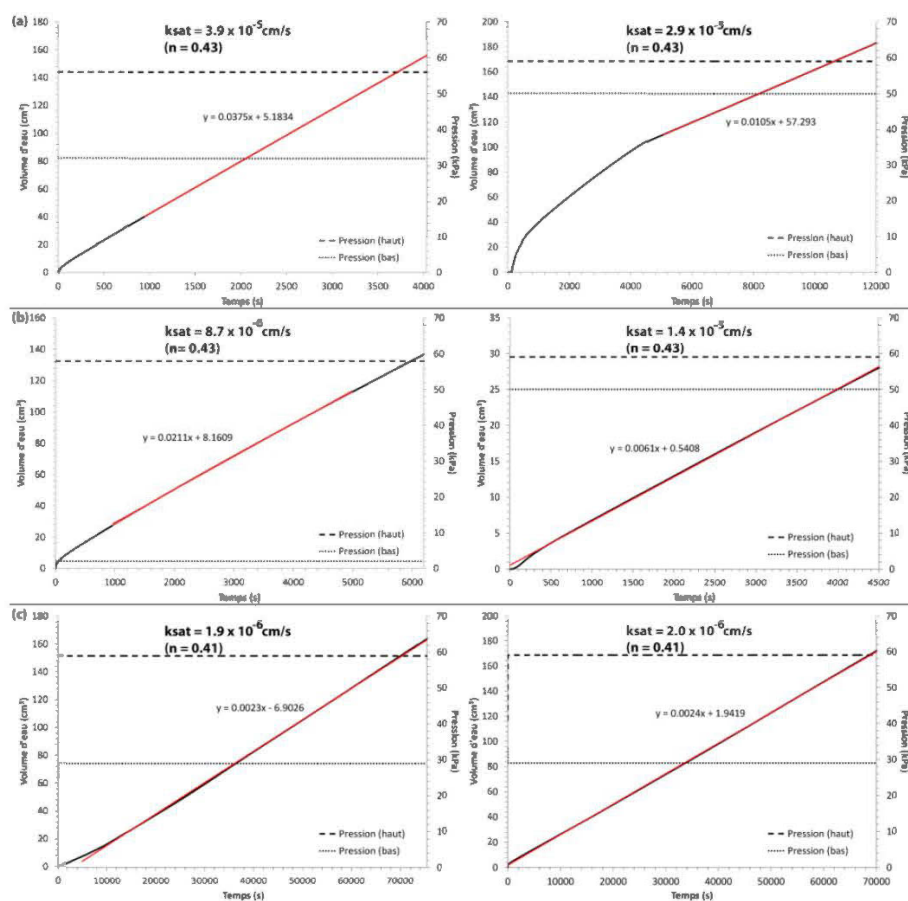


Figure F.4 Conductivité hydraulique saturée (paroi flexible) des matériaux SR des cellules expérimentales : Cell1 (a), Cell 2 & 4 (b), Cell 3 (c).

F.5. Analyses DRX

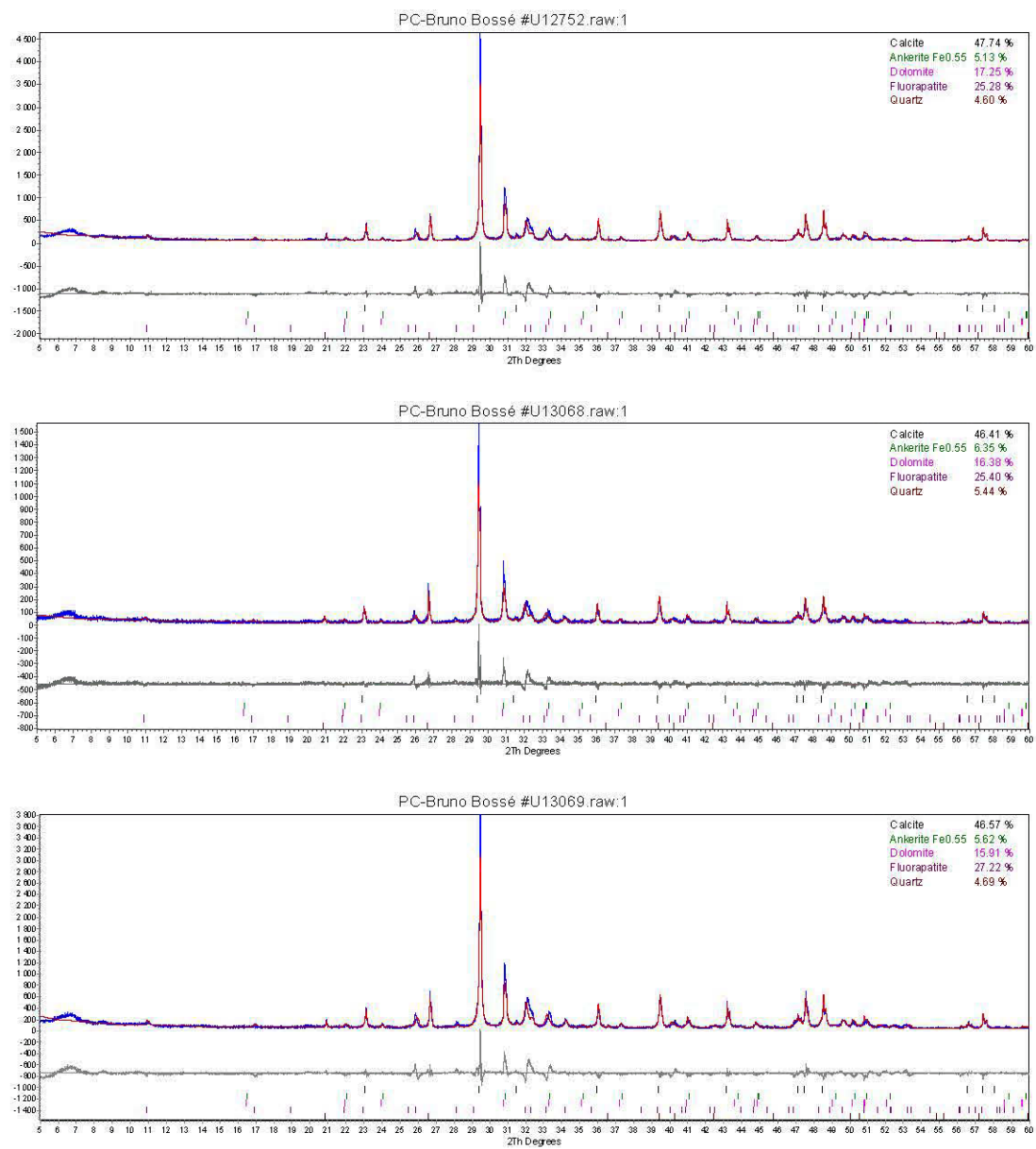


Figure F.5 Analyses minéralogiques quantitatives des rejets calcaires phosphatés par DRX.

ANNEXE G : CONCEPTION DES CELLULES EXPÉRIMENTALES DE TERRAIN SUR LE SITE MINIER ABANDONNÉ DE KETTARA

Cette annexe décrit la procédure de construction des cellules de terrain (chapitre 4) sur le parc à rejets du site minier abandonné de Kettara (Maroc) (Fig. G.1), générateur d'un important drainage rocheux acide (DRA), ainsi que la simulation des événements extrêmes. Les travaux de construction ont été financés par le centre de recherche pour le développement international (CRDI). L'office chérifien des phosphates (groupe OCP), Managem et la société Afitex ont également collaboré lors de la conception de ces dernières, notamment pour la mise à disposition et le transport des matériaux.



Figure G.1 Vue d'ensemble du site minier abandonné de Kettara (Image Google Earth).

G.1. Mise en contexte

Le site minier abandonné de Kettara, situé à environ 35 km au Nord Nord-Ouest de Marrakech est constitué d'un parc à rejets d'une superficie d'environ 16 hectares (Fig. G.2). Selon Lghoul et al. (2012), ce dernier contiendrait approximativement 1,780,000 tonnes de rejets miniers, incluant des rejets de concentrateur à granulométrie grossière et fine.

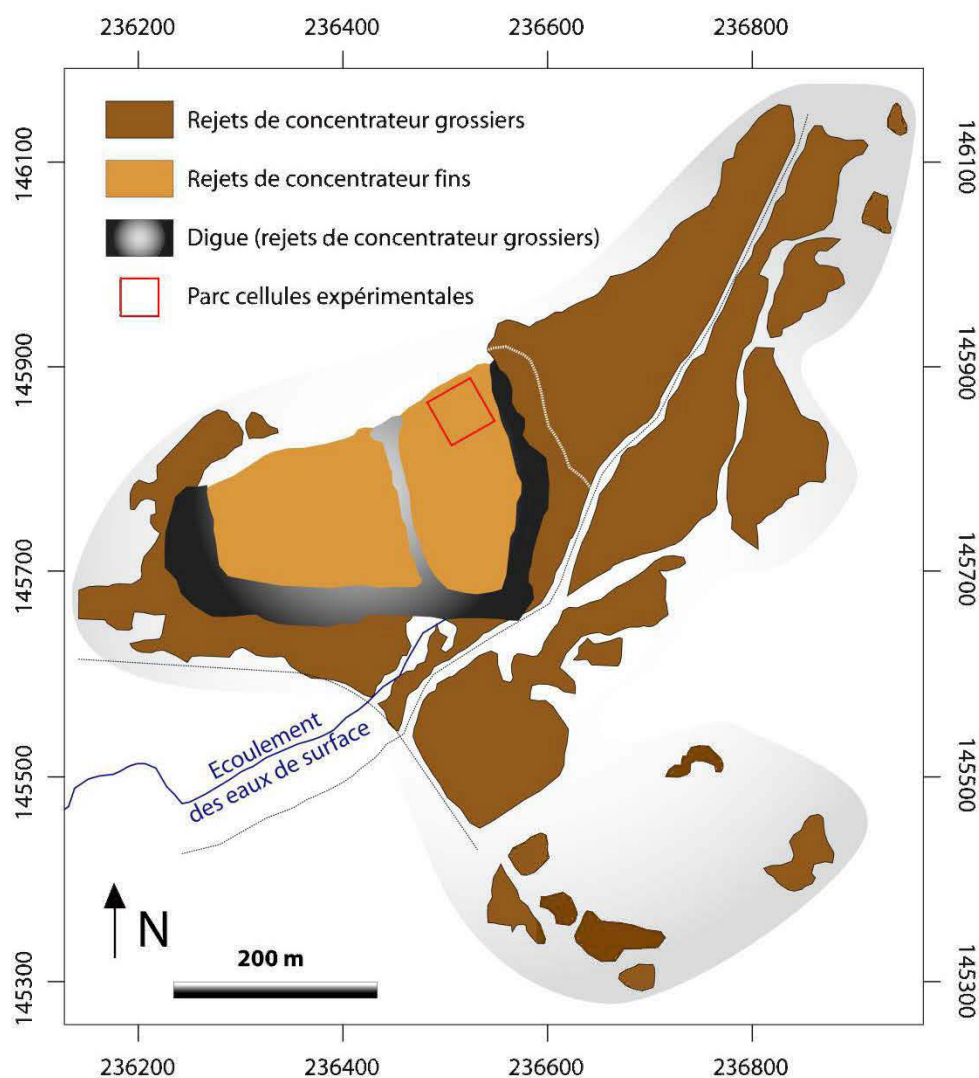


Figure G.2 Représentation schématique du parc à rejets de Kettara.

Avec un potentiel de neutralisation net négatif compris entre -453 et -22.5 kg CaCO_3/t , ces deux types de rejets miniers sont considérés comme fortement générateurs d'acide (Hakkou et al. 2008a). En effet, à partir d'essais cinétiques spécifiques, Hakkou et al. (2008b) ont caractérisé des lixiviats avec un faible pH (2.7 à 4), des concentrations élevées en sulfates et en métaux dissous, tels que Fe (1 to 1 200 mg/L), Zn (58 mg/L), Cu (45 mg/L) et Co (13 mg/L), soit une géochimie typique d'un important DRA. Selon Hakkou et al. (2008a, 2008b), ce site minier pourrait générer un drainage contaminé sur plusieurs siècles sans l'application d'une technologie de restauration adaptée.

G.2. Conception des cellules expérimentales de terrain

Le design des cellules expérimentales de terrain (Fig. G.3), situées sur le parc à rejets du site minier abandonné de Kettara (Fig. G.2), est essentiellement basé sur les travaux préliminaires réalisés en colonnes instrumentées et présentés dans le chapitre 2. Concrètement, deux matériaux aux propriétés et textures opposées constituent ces cellules; soit un matériau à granulométrie grossière (bris capillaire) situé au-dessous d'un matériau à granulométrie fine (rejets calcaires phosphatés).

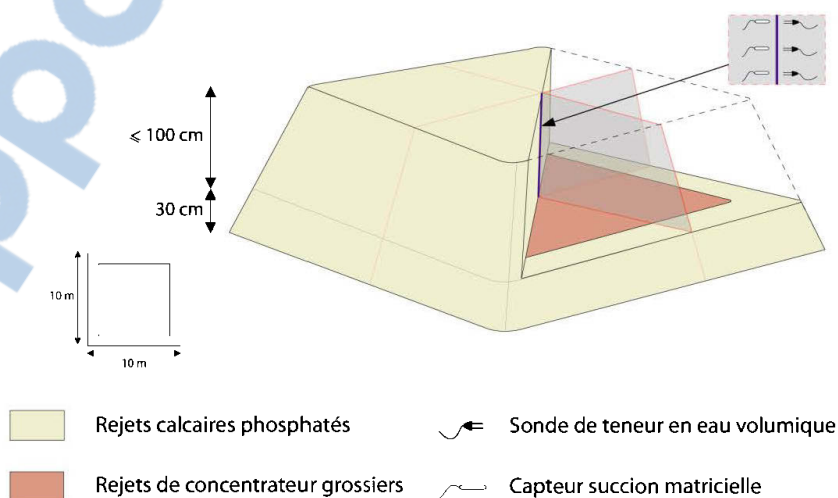


Figure G.3 Représentation schématique 3D d'une cellule expérimentale de terrain.

Le parc clôturé de 2,500 m² (Fig. G.2), comprenant ces différentes cellules expérimentales, dispose également d'une station météorologique (Annexe C) et d'un bac évaporatoire pour l'évaluation de l'évapotranspiration potentielle et/ou de l'évaporation potentielle d'une surface d'eau libre. En outre, les 4 cellules ont toutes été espacées de 10 m les unes des autres afin de favoriser l'acheminement des matériaux par semi-remorques (30 tonnes) et leur stockage directement à l'intérieur de la zone expérimentale (Fig. G.10).

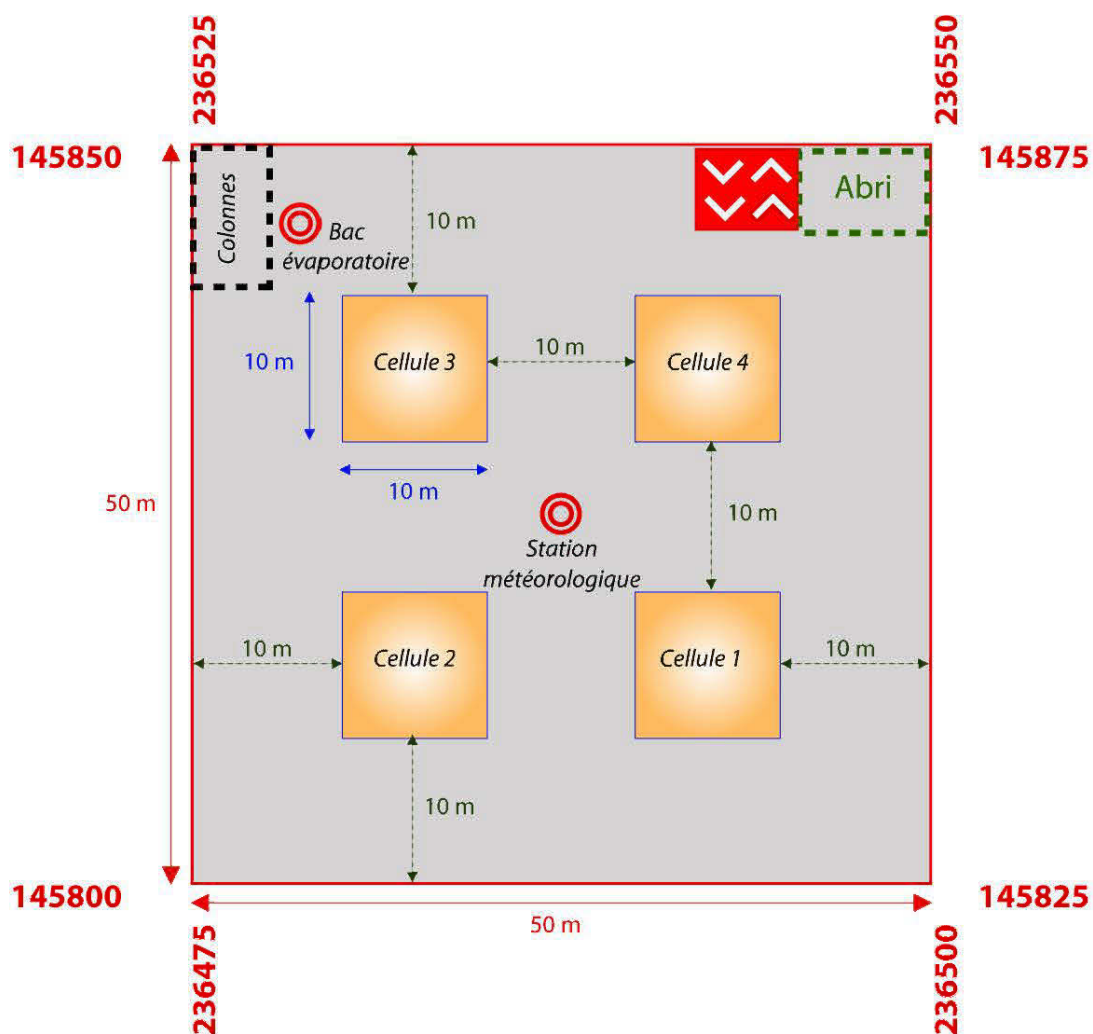


Figure G.4 Disposition des cellules expérimentales de terrain au sein du parc clôturé de 2,500 m².

G.2.1. Dimensionnement des cellules expérimentales

Les dimensions des quatre cellules expérimentales de 100 m² de section sont présentées ci-dessous (Tableau G.1). Les couches supérieures (SR) des cellules expérimentales sont constituées de rejets calcaires phosphatés avec des propriétés granulométriques et des hauteurs spécifiques (voir Fig. G.5).

Tableau G.1 Dimensionnement des cellules expérimentales.

	Cellule 1	Cellule 2	Cellule 3	Cellule 4	Total
n_{SR}	0.43	0.43	0.41	0.43	-
$H_{SR} (cm)$	100	50	100	100	-
$V_{SR} (m^3)$	100	50	100	100	350
$M_{SR} (t)$	162	81	164	162	569
$F_s = 2$	324	162	328	324	1138
n_{BC}	0.38	0.38	0.38	0.38	-
$H_{BC} (cm)$	30	30	30	30	-
$V_{BC} (m^3)$	30	30	30	30	120
$M_{BC} (t)$	55	55	55	55	220

Où SR couche “store-and-release”, BC bris capillaire, H hauteur, V volume, M masse.

Pour les couches SR, constituées de rejets calcaires phosphatés, un facteur de sécurité (F_s) de 2 a été sélectionné, notamment afin de prendre en considération les teneurs en eau initiales du matériau transporté et l’opération de criblage effectuée sur le site. Les plans en coupe des cellules expérimentales respectives ainsi que l’emplacement des instruments de mesure (sondes de teneur en eau volumique et capteurs de succion matricielle) pour l’évaluation de la performance du recouvrement, sont présentés dans la figure suivante.

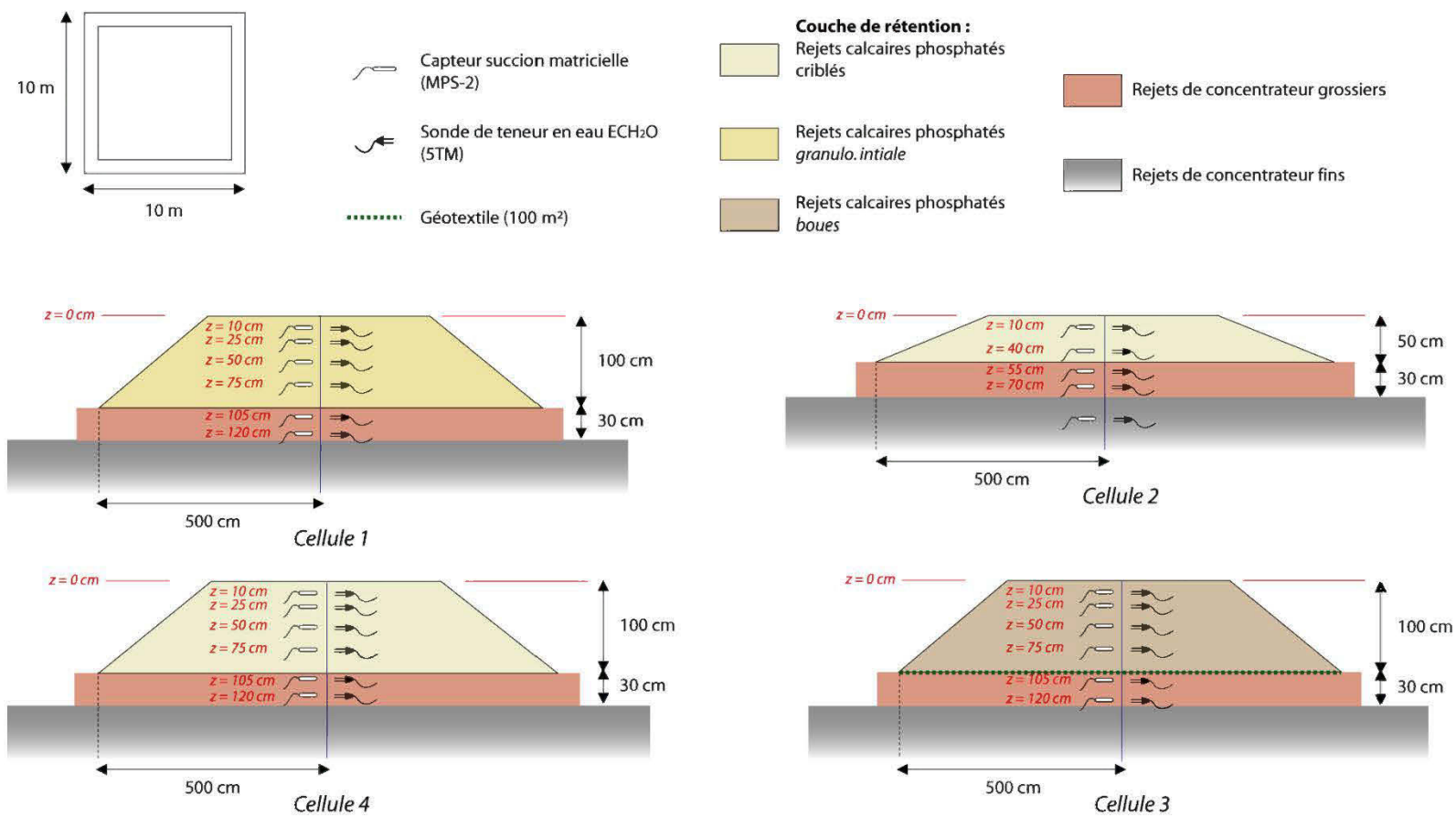


Figure G.5 Plans en coupe des cellules expérimentales.

G.2.2. Opérations de construction des cellules expérimentales

La conception des cellules expérimentales, disposées directement sur le parc à rejets du site minier abandonné de Kettara (rejets de concentrateurs fins), a été réalisée en plusieurs parties. Dans un premier temps les 4 cellules de terrain de 100 m² de section ont été délimitées.



Figure G.6 Délimitation des cellules expérimentales de terrain.

En outre, des règles en bois verticales (reliées par une ficelle tendue) ont été disposées judicieusement afin de valider la hauteur des cellules à chaque étape de la construction (Figs G.7 et G.8). Ces dernières ont notamment permis l'installation des instruments de mesure aux différentes profondeurs stipulées dans les plans en coupe respectifs (Fig. G.5).



Figure G.7 Installation des rejets grossiers de Kettara (bris capillaire).



Figure G.8 Installation des rejets calcaires phosphatés et compactage.

Concrètement, les 4 recouvrements testés (Figs G.5 et G.12) sont constitués de 2 composantes spécifiques; des rejets grossiers de Kettara disponibles sur place (Fig. G.7) et des rejets calcaires phosphatés (Fig. G.8). Ces composantes ont toutes été installées par tranches compactées de 10 cm d'épaisseur (Fig. G.8). Le dépôt des matériaux a notamment été réalisé à partir d'une mini pelle mécanique (Fig. G.9). Tel que mentionné dans le chapitre 4, les différents matériaux SR (rejets calcaires phosphatés) ont été installés directement avec leurs teneurs en eau initiales (côté sec de l'optimum), et ce, afin de limiter les changements des propriétés hydrogéologiques des matériaux après construction (e.g., Benson et al. 2007).



Figure G.9 Dépôt des rejets calcaires phosphatés sur les rejets grossiers de Kettara.

La conception de ces recouvrements a effectivement impliqué le transport et le stockage d'une quantité importante de rejets calcaires phosphatés (supérieure à 1,000 tonnes) (Tableau G.1 et Fig. G.10). De plus, des opérations de criblage (Fig. G.11) pour la cellule 2 et 4 ont été nécessaires afin d'obtenir un matériau avec des propriétés hydrogéologiques proches de celui étudié dans le chapitre 2.



Figure G.10 Transport et entreposage des rejets calcaires phosphatés sur le site.



Figure G.11 Opération de criblage des rejets calcaires phosphatés.

Dans le cas de la cellule 1, un léger scheidage a été opéré afin de retirer les blocs de calcaire les plus grossiers. Enfin, lors de la conception de la cellule 3, un géotextile (AFITEX – Gamme G[®]) d'une superficie de 100 m² a été installé pour limiter le transfert des particules fines (boues calcaires phosphatés) vers les rejets grossiers de Kettara, tout en permettant un possible écoulement de l'eau (Fig. G.5).



Figure G.12 Vue des cellules expérimentales terminées.

G.3. Simulation des événements de précipitation extrêmes

Selon le chapitre 4, des événements de précipitation extrêmes (PMP = 155 mm/j) ont été réalisés sur les cellules expérimentales 1, 3 et 4. Ces événements ont été réalisés à partir d'une citerne d'eau d'une dimension de 5 m³. L'acheminement de l'eau jusqu'aux cellules a été effectué par gravité en disposant la citerne directement sur la digue; soit à une hauteur supérieure à la taille des cellules (Figs. G.13 et G.14).



Figure G.13 Installation de la citerne d'eau sur la digue.



Figure G.14 Simulation d'un évènement extrême.

Références

- Benson, C.H., Sawangsuriya, B., Trzebiatowski, B., Albright, W.H., 2007. Post-construction changes in the hydraulic properties of water balance cover soils. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* 133(4), 349-359.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008a. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 1 environmental characterization. *Mine Water Environ.* 27, 145-159.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008b. Acid mine drainage at the abandoned Kettara mine (Morocco): 2 mine waste geochemical behavior. *Mine Water Environ.* 27, 160-170.
- Lghoul, M., Teixidó, T., Pena, J.A., Hakkou, R., Kchikach, A., Guérin, R., Jaffal, M., Zouhri, L., 2012. Electrical and seismic tomography used to image the structure of a tailings pond at the abandoned Kettara mine, Morocco. *Mine Water Environ.* 31(1), 53-61.

ANNEXE H : ÉVOLUTION TEMPORELLE DES SUCCIONS MATRICIELLES DES CELLULES EXPERIMENTALES DE TERRAIN

La présente annexe montre l'évolution des succions matricielles à 10, 25, 50 et 75 cm de profondeur dans les cellules expérimentales de terrain constituées de 100 cm de rejets miniers phosphatés (Cells 1, 3 et 4) ainsi qu'à 10 et 40 cm dans celle constituée de 50 cm de rejets caclaires phosphatés (Cell 2) (Fig. H.1). Pour rappel, ces mesures n'ont pas été présentées dans le chapitre 4 sachant que les valeurs des succions matricielles étaient généralement supérieures à l'intervalle de mesure recommandé par Decagon (MPS-2 : entre 5 et 500 kPa) (voir §4.5.3).

De plus, comme dans le cas du capteur MPS-1 (chapitre 2), la température a semblé interférer sur les valeurs de ψ , et ce, particulièrement durant la saison hivernale (Fig. H.1b). Toutefois, le MPS-2 semble donner des mesures de succions matricielles entre 200 et 500 kPa nettement plus réalistes que le MPS-1 (chapitre 2 et 3). Ces différences résulteraient principalement de la modification de la céramique poreuse des capteurs MPS-2 (discussion avec Hoskin Scientifique).

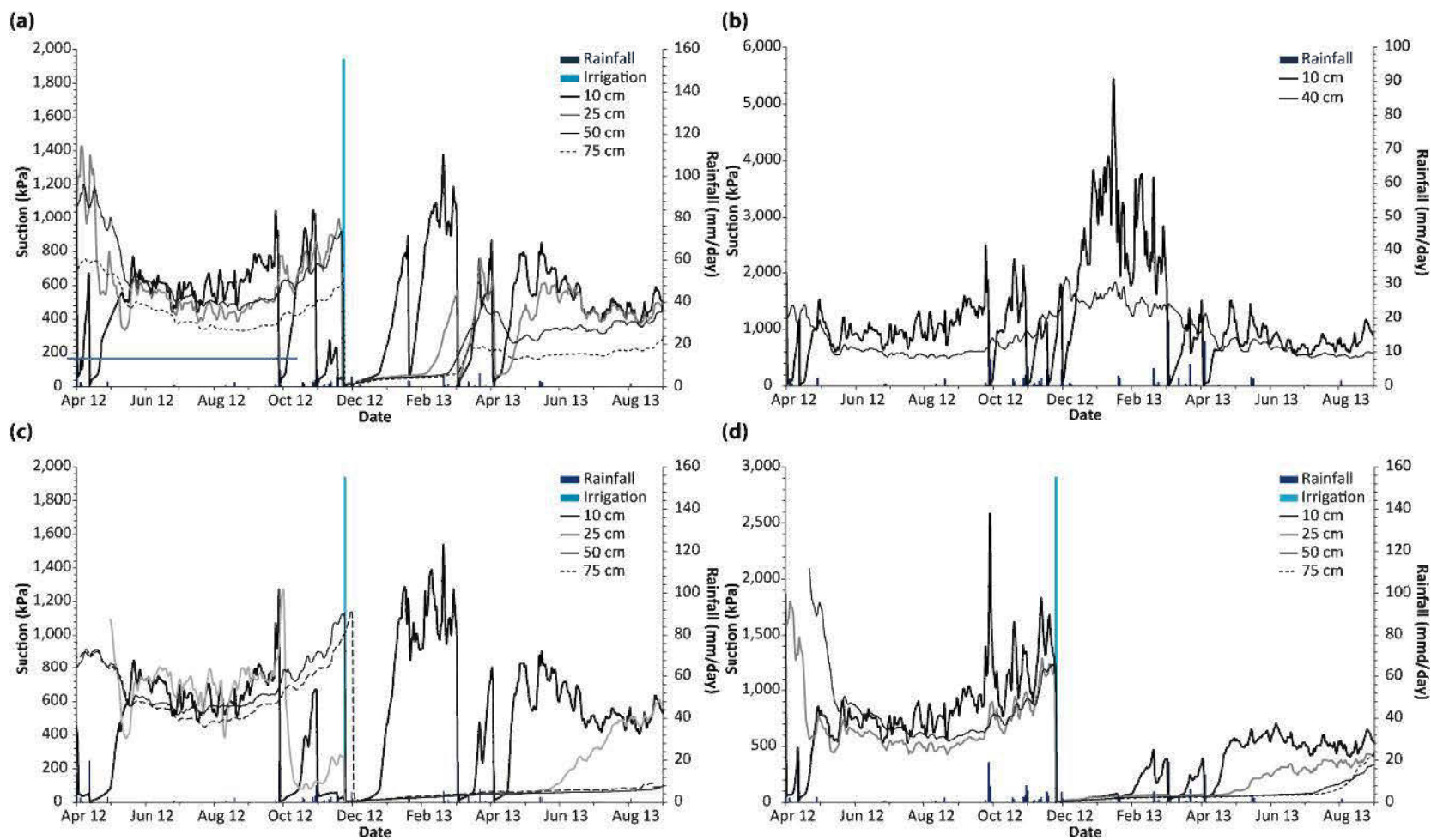


Figure H.1 Évolution des succions matricielles à 10, 25, 50 et 75 cm de profondeur pour les cellules expérimentales 1 (a), 3 (c) et 4(d) et à 10 et 40 cm de profondeur pour la cellule 2 (b).

ANNEXE I : Fichier .INP – UNSAT-H

MWC.INP: comparison test

```

0,1,                                IPLANT,NGRAV
365,1,365,                          IFDEND, IDTBEG, IDTEND
1,1,0,0,1,                          IYS,NYEARS, ISTEAD, IFLIST,NFLIST
1,24.0,                              NPRINT, STOPHR
1,3,1,1.0E-5,                       ISMETH, INMAX, ISWDIF, DMAXBA
0.25,1.0E-05,1.0,                   DELMAX, DELMIN, OUTTIM
1.5,1.0E-05,0.0,0.0,0.0,           RFACT, RAINIF, DHTOL, DHMAX, DHFACT
4,3,0.5,                             KOPT, KEST, WTF
0,1,2,1,                             ITOPBC, IEVOPT, NFHOUR, LOWER
1.0,1.0E+05,0,0.99,                HIRRI, HDRY, HTOP, RHA
0,0,0,                               IETOPT, ICLOUD, ISHOPT
0,0,                                IRAIN, HPR
0,0,0,0,0,                          IHYS, AIRTOL, HYSTOL, HYSMXH, HXFILE
0,0,0,                               IHEAT, ICONVH, DMAXHE
0,0,0,0,                             UPPERH, TSMEAN, TSAMP, QHCTOP
0,0.0,0.0,                           LOWERH, QHLEAK, TGRAD
0,0.66,292.16,0.24,                IVAPOR, TORT, TSOIL, VAPDIF
2,81,                                MATN,NPT
1, 0.000,1, 1.000,1, 2.000,1, 3.000,
1, 4.000,1, 5.000,1, 6.000,1, 7.000,
1, 8.000,1, 9.000,1,10.000,1,11.000,
1,12.000,1,13.000,1,14.000,1,15.000,
1,16.000,1,17.000,1,18.000,1,19.000,
1,20.000,1,21.000,1,22.000,1,23.000,
1,24.000,1,25.000,1,26.000,1,27.000,
1,28.000,1,29.000,1,30.000,1,31.000,
1,32.000,1,33.000,1,34.000,1,35.000,
1,36.000,1,37.000,1,38.000,1,39.000,
1,40.000,1,41.000,1,42.000,1,43.000,
1,44.000,1,45.000,1,46.000,1,47.000,
1,48.000,1,49.000,1,50.000,2,51.000,
2,52.000,2,53.000,2,54.000,2,55.000,
2,56.000,2,57.000,2,58.000,2,59.000,
2,60.000,2,61.000,2,62.000,2,63.000,
2,64.000,2,65.000,2,66.000,2,67.000,
2,68.000,2,69.000,2,70.000,2,71.000,
2,72.000,2,73.000,2,74.000,2,75.000,
2,76.000,2,77.000,2,78.000,2,79.000,
2,80.000,
Fine grained material (0 to 50 cm)WRC
0.43,0.01,0.0122,1.43,             THET, THTR, VGA, VGN
Fine grained material (0 to 50 cm)Hydraulic Conductivity

```

2,0.0216,0.0122,1.43,-1.6, SK,EPIT
 Coarse grained material (50 to 80 cm)WRC
 0.38,0.01,0.73,4.94, THET,THTR,VGA,VGN
 Coarse grained material (50 to 80 cm)Hydraulic Conductivity
 2,3600.0,0.73,4.94,0.5, SK,EPIT
 0, NDAY
 220.432, 232.257, 245.787, 260.744
 277.778, 298.275, 323.411, 353.426
 390.949, 440.092, 505.846, 597.414
 735.008, 972.815,1433.992,2407.368
 4107.796,4907.983,4990.582,4999.066
 4999.908,4999.992,5000.000,5000.000
 5000.000,5000.000,5000.000,5000.000
 5000.000,5000.000,5000.000,5000.000
 5000.000,5000.000,5000.000,5000.000
 5000.000,5000.000,5000.000,5000.000
 4999.997,4999.971,4999.890,4999.633
 4998.883,4996.975,4992.515,4984.443
 4971.961,4954.628,4934.762, 218.997
 149.922, 131.506, 125.977, 122.815
 120.330, 118.233, 116.406, 114.787
 113.336, 112.027, 110.843, 109.769
 108.793, 107.908, 107.104, 106.376
 105.719, 105.128, 104.598, 104.127
 103.711, 103.349, 103.037, 102.775
 102.560, 102.394, 102.274, 102.201
 102.177,
 0.1016,0.1013,0.1020,0.0930,0.1040,0.1016,0.1016,0.1063
 0.1045,0.1065,0.1116,0.1086,0.1017,0.1075,0.1037,0.1060
 0.1130,0.1129,0.1157,0.1091,0.1264,0.1085,0.1216,0.1455
 0.1434,0.1619,0.0898,0.1455,0.1203,0.1008,0.1440,0.1229
 0.1347,0.1405,0.1444,0.1478,0.1512,0.1543,0.1483,0.1601
 0.1238,0.1736,0.1628,0.1573,0.1619,0.1707,0.2068,0.1739
 0.1888,0.1921,0.2024,0.2257,0.2293,0.2201,0.2221,0.2316
 0.2344,0.2376,0.2478,0.2297,0.2245,0.1980,0.2079,0.1850
 0.2092,0.2613,0.2240,0.2103,0.1154,0.1385,0.1710,0.2510
 0.1699,0.1417,0.2071,0.2845,0.2986,0.3184,0.3254,0.3274
 0.2714,0.2809,0.2711,0.3347,0.3053,0.3231,0.3464,0.3610
 0.3791,0.3655,0.3369,0.3253,0.1748,0.1789,0.2593,0.3437
 0.3752,0.4110,0.3765,0.3939,0.3975,0.3950,0.3976,0.3983
 0.4254,0.3842,0.4036,0.4317,0.4096,0.3834,0.3005,0.3864
 0.1980,0.2556,0.3891,0.3982,0.4429,0.2825,0.2772,0.3099
 0.1694,0.2279,0.3751,0.3215,0.3418,0.3091,0.4383,0.4719
 0.4182,0.3905,0.3750,0.2597,0.3902,0.4211,0.3320,0.2337
 0.3645,0.2023,0.2603,0.4196,0.4634,0.4594,0.4957,0.3432
 0.3300,0.1637,0.4717,0.3729,0.4465,0.4479,0.4529,0.4854
 0.4938,0.4712,0.4612,0.1924,0.4267,0.3890,0.4945,0.4695

0.4814,0.5005,0.4969,0.5141,0.5210,0.5351,0.5422,0.4100
 0.4018,0.3837,0.4696,0.5466,0.5321,0.5303,0.4913,0.3480
 0.4060,0.5149,0.5664,0.5395,0.4221,0.5343,0.5740,0.3920
 0.5363,0.5167,0.4935,0.5042,0.4521,0.5040,0.4946,0.4292
 0.3216,0.4783,0.5143,0.5051,0.5343,0.5364,0.2961,0.4963
 0.5127,0.5187,0.4549,0.4782,0.4873,0.4982,0.5077,0.5214
 0.4945,0.4902,0.4943,0.4497,0.4925,0.4808,0.4733,0.4497
 0.4669,0.4760,0.4016,0.5113,0.4562,0.4593,0.4794,0.4754
 0.4063,0.4324,0.4351,0.5025,0.4908,0.4521,0.4008,0.4600
 0.4274,0.4506,0.4043,0.4363,0.4493,0.3128,0.4148,0.4111
 0.4422,0.4278,0.4416,0.4108,0.3688,0.3785,0.4174,0.4154
 0.4291,0.4236,0.4189,0.4174,0.3856,0.3965,0.3864,0.4134
 0.3890,0.3974,0.3113,0.2783,0.2294,0.3494,0.3508,0.3411
 0.2557,0.2209,0.2270,0.3377,0.3441,0.3133,0.3232,0.3258
 0.3236,0.3166,0.3108,0.1784,0.2915,0.2957,0.2716,0.2640
 0.2666,0.2651,0.2561,0.2436,0.2507,0.2621,0.2623,0.2434
 0.2423,0.2334,0.1929,0.2272,0.2081,0.1178,0.1345,0.1763
 0.1613,0.2147,0.2097,0.1067,0.1798,0.1885,0.1813,0.1939
 0.1855,0.1754,0.1464,0.1803,0.1331,0.1647,0.1552,0.1313
 0.1609,0.1586,0.1293,0.1268,0.1169,0.1184,0.1220,0.1258
 0.0933,0.1668,0.1087,0.0960,0.0838,0.0732,0.1090,0.1124
 0.1237,0.1148,0.1151,0.1148,0.1098,0.1101,0.1107,0.1068
 0.1056,0.0935,0.0931,0.0924,0.0979,0.0886,0.0793,0.0953
 0.0912,0.1000,0.0916,0.0933,0.0985,0.0935,0.0928,0.0825
 0.0962,0.0913,0.0902,0.0877,0.0897,0.0866,0.0884,0.0916
 0.0885,0.0791,0.0843,0.0921,0.0837

93,

NWATER

26, 1, 2,1.000,
 16.0, 0.04,
 17.0, 0.00,
 27, 1, 11,1.000,
 8.0, 0.09,
 9.0, 0.32,
 10.0, 0.16,
 11.0, 0.09,
 12.0, 0.00,
 16.0, 0.06,
 17.0, 0.18,
 18.0, 0.01,
 19.0, 0.01,
 20.0, 0.01,
 21.0, 0.00,
 29, 1, 6,1.000,
 7.0, 0.01,
 8.0, 0.00,
 21.0, 0.01,
 22.0, 0.01,

23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
30, 1, 9,1.000,
0.0, 0.04,
1.0, 0.12,
2.0, 0.02,
3.0, 0.05,
4.0, 0.14,
5.0, 0.03,
6.0, 0.00,
7.0, 0.02,
8.0, 0.00,
47, 1, 4,1.000,
0.0, 0.08,
1.0, 0.10,
2.0, 0.01,
3.0, 0.00,
48, 1, 4,1.000,
7.0, 0.02,
8.0, 0.17,
9.0, 0.01,
10.0, 0.00,
67, 1, 5,1.000,
19.0, 0.07,
20.0, 0.01,
21.0, 0.00,
23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
68, 1, 2,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.00,
69, 1, 4,1.000,
15.0, 0.06,
16.0, 0.03,
17.0, 0.03,
18.0, 0.00,
70, 1, 10,1.000,
14.0, 0.03,
15.0, 0.03,
16.0, 0.03,
17.0, 0.02,
18.0, 0.01,
19.0, 0.31,
20.0, 0.65,
21.0, 0.29,
23.0, 0.04,
24.0, 0.00,

71, 1, 7,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.00,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
14.0, 0.06,
15.0, 0.13,
16.0, 0.00,
72, 1, 4,1.000,
20.0, 0.16,
21.0, 0.10,
23.0, 0.13,
24.0, 0.00,
73, 1, 11,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.00,
2.0, 0.01,
3.0, 0.00,
6.0, 0.01,
7.0, 0.00,
12.0, 0.06,
13.0, 0.00,
17.0, 0.05,
18.0, 0.01,
19.0, 0.00,
74, 1, 14,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.01,
2.0, 0.00,
4.0, 0.07,
5.0, 0.18,
6.0, 0.19,
7.0, 0.13,
8.0, 0.14,
9.0, 0.12,
10.0, 0.05,
11.0, 0.00,
12.0, 0.01,
13.0, 0.01,
14.0, 0.00,
75, 1, 11,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
9.0, 0.04,
10.0, 0.07,
11.0, 0.00,

12.0, 0.12,
13.0, 0.10,
14.0, 0.05,
15.0, 0.03,
16.0, 0.00,
93, 1, 11,1.000,
13.0, 0.01,
14.0, 0.01,
15.0, 0.00,
17.0, 0.01,
18.0, 0.01,
19.0, 0.01,
20.0, 0.02,
21.0, 0.04,
22.0, 0.04,
23.0, 0.04,
24.0, 0.00,
94, 1, 25,1.000,
0.0, 0.05,
1.0, 0.05,
2.0, 0.05,
3.0, 0.07,
4.0, 0.06,
5.0, 0.06,
6.0, 0.05,
7.0, 0.05,
8.0, 0.05,
9.0, 0.04,
10.0, 0.03,
11.0, 0.04,
12.0, 0.03,
13.0, 0.03,
14.0, 0.04,
15.0, 0.04,
16.0, 0.06,
17.0, 0.05,
18.0, 0.04,
19.0, 0.05,
20.0, 0.05,
21.0, 0.04,
22.0, 0.03,
23.0, 0.06,
24.0, 0.00,
95, 1, 25,1.000,
0.0, 0.23,
1.0, 0.27,
2.0, 0.21,

3.0, 0.17,
4.0, 0.14,
5.0, 0.11,
6.0, 0.09,
7.0, 0.07,
8.0, 0.07,
9.0, 0.07,
10.0, 0.07,
11.0, 0.08,
12.0, 0.08,
13.0, 0.08,
14.0, 0.08,
15.0, 0.06,
16.0, 0.05,
17.0, 0.03,
18.0, 0.03,
19.0, 0.02,
20.0, 0.02,
21.0, 0.02,
22.0, 0.01,
23.0, 0.02,
24.0, 0.00,
96, 1, 18,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.01,
2.0, 0.01,
3.0, 0.01,
4.0, 0.01,
5.0, 0.01,
6.0, 0.01,
7.0, 0.01,
8.0, 0.01,
9.0, 0.01,
10.0, 0.00,
11.0, 0.01,
12.0, 0.01,
13.0, 0.01,
14.0, 0.01,
15.0, 0.01,
16.0, 0.05,
17.0, 0.00,
113, 1, 10,1.000,
14.0, 0.95,
15.0, 0.16,
16.0, 0.00,
18.0, 0.16,
19.0, 0.06,

20.0, 0.30,
21.0, 0.53,
22.0, 0.01,
23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
114, 1, 2,1.000,
23.0, 0.06,
24.0, 0.00,
115, 1, 2,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.00,
119, 1, 8,1.000,
8.0, 0.01,
9.0, 0.00,
10.0, 0.04,
11.0, 0.00,
15.0, 0.01,
16.0, 0.00,
17.0, 0.01,
18.0, 0.00,
121, 1, 12,1.000,
6.0, 0.04,
7.0, 0.08,
8.0, 0.16,
9.0, 0.67,
10.0, 0.18,
11.0, 0.07,
12.0, 0.05,
13.0, 0.16,
14.0, 0.02,
15.0, 0.00,
17.0, 0.01,
18.0, 0.00,
122, 1, 15,1.000,
2.0, 0.01,
3.0, 0.04,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
7.0, 0.01,
8.0, 0.02,
9.0, 0.00,
10.0, 0.04,
11.0, 0.02,
12.0, 0.00,
15.0, 0.02,
16.0, 0.02,
17.0, 0.01,

18.0, 0.01,
19.0, 0.00,
123, 1, 2,1.000,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
131, 1, 3,1.000,
19.0, 0.05,
20.0, 0.06,
21.0, 0.00,
134, 1, 5,1.000,
15.0, 0.10,
16.0, 0.54,
17.0, 0.00,
18.0, 0.10,
19.0, 0.00,
135, 1, 2,1.000,
18.0, 0.01,
19.0, 0.00,
136, 1, 12,1.000,
8.0, 0.05,
9.0, 0.00,
10.0, 0.04,
11.0, 0.39,
12.0, 0.01,
13.0, 0.00,
14.0, 0.03,
15.0, 0.00,
16.0, 0.12,
17.0, 0.09,
18.0, 0.07,
19.0, 0.00,
138, 1, 12,1.000,
1.0, 0.06,
2.0, 0.02,
3.0, 0.04,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
6.0, 0.03,
7.0, 0.03,
8.0, 0.00,
21.0, 0.01,
22.0, 0.03,
23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
139, 1, 4,1.000,
16.0, 0.69,
17.0, 0.18,

18.0, 0.28,
 19.0, 0.00,
 143, 1, 5,1.000,
 17.0, 0.05,
 18.0, 0.06,
 19.0, 0.06,
 20.0, 0.03,
 21.0, 0.00,
 145, 1, 2,1.000,
 15.0, 0.01,
 16.0, 0.00,
 146, 1, 10,1.000,
 7.0, 0.02,
 8.0, 0.03,
 9.0, 0.07,
 10.0, 0.01,
 11.0, 0.00,
 17.0, 0.02,
 18.0, 0.03,
 19.0, 0.00,
 23.0, 0.03,
 24.0, 0.00,
 147, 1, 7,1.000,
 0.0, 0.01,
 1.0, 0.18,
 2.0, 0.02,
 3.0, 0.02,
 4.0, 0.00,
 6.0, 0.01,
 7.0, 0.00,
 156, 1, 3,1.000,
 4.0, 0.16,
 5.0, 0.02,
 6.0, 0.00,
 157, 1, 2,1.000,
 1.0, 0.06,
 2.0, 0.00,
 169, 1, 2,1.000,
 18.0, 0.09,
 19.0, 0.00,
 175, 1, 2,1.000,
 17.0, 0.01,
 18.0, 0.00,
 179, 1, 2,1.000,
 19.0, 0.14,
 20.0, 0.00,
 227, 1, 3,1.000,

19.0, 0.14,
20.0, 0.07,
21.0, 0.00,
228, 1, 2,1.000,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
246, 1, 2,1.000,
1.0, 0.07,
2.0, 0.00,
266, 1, 3,1.000,
12.0, 0.10,
13.0, 0.01,
14.0, 0.00,
295, 1, 2,1.000,
22.0, 0.01,
23.0, 0.00,
297, 1, 10,1.000,
15.0, 0.18,
16.0, 0.08,
17.0, 0.00,
18.0, 0.13,
19.0, 0.02,
20.0, 0.03,
21.0, 0.02,
22.0, 0.15,
23.0, 0.27,
24.0, 0.00,
298, 1, 7,1.000,
0.0, 0.22,
1.0, 0.10,
2.0, 0.25,
3.0, 0.03,
4.0, 0.00,
10.0, 0.01,
11.0, 0.00,
299, 1, 2,1.000,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
300, 1, 6,1.000,
10.0, 0.08,
11.0, 0.02,
12.0, 0.04,
13.0, 0.12,
14.0, 0.10,
15.0, 0.00,
301, 1, 4,1.000,
0.0, 0.01,

1.0, 0.00,
7.0, 0.01,
8.0, 0.00,
302, 1, 2,1.000,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
303, 1, 2,1.000,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
305, 1, 2,1.000,
7.0, 0.01,
8.0, 0.00,
307, 1, 8,1.000,
13.0, 0.02,
14.0, 0.01,
15.0, 0.00,
18.0, 0.04,
19.0, 0.23,
20.0, 0.04,
21.0, 0.09,
22.0, 0.00,
308, 1, 11,1.000,
10.0, 0.03,
11.0, 0.00,
12.0, 0.02,
13.0, 0.01,
14.0, 0.00,
16.0, 0.06,
17.0, 0.00,
18.0, 0.07,
19.0, 0.25,
20.0, 0.11,
21.0, 0.00,
309, 1, 4,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.00,
13.0, 0.01,
14.0, 0.00,
311, 1, 2,1.000,
4.0, 0.01,
5.0, 0.00,
312, 1, 2,1.000,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
314, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,

320, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
321, 1, 3,1.000,
20.0, 0.01,
21.0, 0.01,
22.0, 0.00,
322, 1, 4,1.000,
0.0, 0.08,
1.0, 0.04,
2.0, 0.01,
3.0, 0.00,
323, 1, 2,1.000,
23.0, 0.02,
24.0, 0.00,
324, 1, 24,1.000,
0.0, 0.41,
1.0, 0.30,
2.0, 0.31,
3.0, 0.02,
4.0, 0.11,
5.0, 0.47,
6.0, 0.26,
7.0, 0.02,
8.0, 0.04,
9.0, 0.06,
10.0, 0.22,
11.0, 0.01,
12.0, 0.01,
13.0, 0.00,
14.0, 0.04,
15.0, 0.01,
16.0, 0.00,
18.0, 0.01,
19.0, 0.01,
20.0, 0.00,
21.0, 0.01,
22.0, 0.03,
23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
325, 1, 14,1.000,
2.0, 0.05,
3.0, 0.00,
4.0, 0.05,
5.0, 0.07,
6.0, 0.02,
7.0, 0.01,

8.0, 0.00,
10.0, 0.01,
11.0, 0.00,
15.0, 0.02,
16.0, 0.00,
18.0, 0.06,
19.0, 0.01,
20.0, 0.00,
326, 1, 15,1.000,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
12.0, 0.12,
13.0, 0.31,
14.0, 0.08,
15.0, 0.03,
16.0, 0.01,
17.0, 0.08,
18.0, 0.01,
19.0, 0.01,
20.0, 0.02,
21.0, 0.02,
22.0, 0.01,
23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
327, 1, 6,1.000,
2.0, 0.01,
3.0, 0.00,
21.0, 0.03,
22.0, 0.06,
23.0, 0.05,
24.0, 0.00,
328, 1, 4,1.000,
0.0, 0.03,
1.0, 0.00,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
329, 1, 2,1.000,
1.0, 0.01,
2.0, 0.00,
330, 1, 2,1.000,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
331, 1, 2,1.000,
8.0, 0.01,
9.0, 0.00,
332, 1, 2,1.000,
7.0, 0.01,

8.0, 0.00,
334, 1, 2,1.000,
0.0, 0.01,
1.0, 0.00,
335, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
336, 1, 2,1.000,
6.0, 0.01,
7.0, 0.00,
337, 1, 4,1.000,
7.0, 0.01,
8.0, 0.00,
12.0, 0.01,
13.0, 0.00,
338, 1, 2,1.000,
23.0, 0.01,
24.0, 0.00,
340, 1, 2,1.000,
2.0, 0.01,
3.0, 0.00,
341, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
342, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
345, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
346, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
347, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
348, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
349, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,
4.0, 0.00,
350, 1, 2,1.000,
2.0, 0.01,
3.0, 0.00,
351, 1, 2,1.000,
3.0, 0.01,

4.0, 0.00,
354, 1, 2,1.000,
1.0, 0.01,
2.0, 0.00,
355, 1, 2,1.000,
5.0, 0.01,
6.0, 0.00,
358, 1, 2,1.000,
16.0, 0.01,
17.0, 0.00,
360, 1, 2,1.000,
7.0, 0.01,
8.0, 0.00,
363, 1, 2,1.000,
17.0, 0.01,
18.0, 0.00,