N° d'ordre NNT : 2023ENTP0012

THÈSE DE DOCTORAT DE L'ENTPE
Membre de l'Université de Lyon

École Doctorale N° 206
Chimie, Procédés, Environnement

Spécialité / discipline de doctorat : Environnement

Soutenue publiquement le 27/11/2023, par :
Gersende Fernandes

Développement d'approches infiltrométriques et modélisatrices pour la quantification des fonctions infiltration et filtration des sols urbains

---

Devant le jury composé de :

Duwig, Céline	Directrice de recherche/IRD	Présidente du jury
Gromaire, Marie-Christine	Directrice de recherche/ENPC	Rapporteure
Javaux, Mathieu	Professeur ordinaire/UCL	Rapporteur
Gautier, Mathieu	Maître de conférence/INSA Lyon	Examinateur
Lassabatère, Laurent	Ingénieur ICTPE - Professeur/ ENTPE	Directeur de thèse
Lipeme Kouyi, Gislain	Professeur des Universités /INSA Lyon	Co-directeur de thèse
Fletcher, Tim	Professeur ordinaire / Univ. Melbourne	Invité

Table des matières

Liste des Figures **9**
Liste des Tableaux **21**
Liste des Annexes **25**
Remerciements **27**
Résumé **31**
Abstract **33**
Chapitre I : Introduction **35**
Chapitre II : Etat de l'art **41**
II.1 Qualité de l'eau pluviale urbaine 42
II.1.1 Evolution de l'assainissement pluvial 42
II.1.2 Sources et type de polluants 43
II.1.3 Classification des polluants par taille 46
II.1.4 Devenir des polluants dans le sol : moteurs et freins à la filtration des polluants 47
II.1.5 Suivi et transport des nanoparticules et colloïdes dans les sols 49
II.1.6 Exemple des nanoparticules (superpara)magnétiques 51
II.2 Sols, eau et solutés 52
II.2.1 Description du sol et de la zone non saturée 52
II.2.2 Paramètres descriptifs du sol et de l'eau 53
II.2.3 Ecoulements d'eau et transferts de polluants en milieux poreux 62
II.2.4 Infiltration 67
II.3 Dispositifs pour la caractérisation des fonctions infiltration et filtration des polluants 72
II.3.1 Mesure de l'infiltration sur le terrain 72
II.3.2 Suivi des chemins de l'eau et des solutés dans le sol 77
II.3.3 Choix des traceurs 80
II.3.4 Le radar géologique 81
II.4 Bilan de l'état de l'art et problématiques 88
Chapitre III : Matériel et méthodes **91**

III.1 Approche générale 92
III.2 Zones d'étude....94
III.2.1 IUT la Doua....94
III.2.2 Campus de l'ENTPE 96
III.2.3 Bassin d'infiltration (ou jardin de pluie centralisé) WICKS....97
III.3 Mesures *in situ* 98
III.3.1 Matériel....98
III.3.2 Protocoles pour les essais petits anneaux 103
III.3.3 Protocole pour le grand anneau....104
III.3.4 Infiltration ponctuelle ou « point source » 106
III.3.5 Point Médian Commun et caractérisation des propriétés géophysiques du sol 107
III.3.6 Récapitulatif des essais réalisés....109
III.4 Traitement des données infiltrométriques....110
III.4.1 Analyse des échantillons de sol....110
III.4.2 Traitement des données infiltrométriques brutes pour les essais petit anneau....111
III.4.3 Traitement des données infiltrométriques brutes pour les essais grand anneau....113
III.4.4 Courbes d'infiltration cumulée et de taux d'infiltration sur R....114
III.4.5 Analyse statistique des données infiltrométriques 114
III.4.6 Méthode BEST pour la détermination des courbes hydrodynamiques caractéristiques....117
III.5 Modélisation 121
III.5.1 Etude de sensibilité....122
III.5.2 Inversions des données expérimentales (simple perméabilité) 124
III.5.3 Inversions des données expérimentales (double perméabilité) 128
III.6 Traitement des données radar....132
III.6.1 ReflexW pour le traitement des données 133
III.6.2 Méthodes Allroggen et Di Prima sur R....134
III.6.3 Traitement sur RockWorks : interpolation 3D des données....136

III.7 Contributions et remerciements....138

Chapitre IV : Impact de la taille de l'anneau....139

IV.1 Contexte et enjeux....140

IV.2 Modélisation numérique de l'impact de l'anneau....140

IV.2.1 Petit anneau....142

IV.2.2 Grand infiltromètre....145

IV.2.3 Variations simultanées de $\boldsymbol{Ks, f}$ et $\boldsymbol{\alpha f}$....147

IV.2.4 Comparaison entre petit et grand anneau....149

IV.2.5 Conclusion de l'étude sur l'influence du macropore....151

IV.3 Résultats expérimentaux acquis sur le terrain....151

IV.3.1 Caractéristiques des sols et des essais....151

IV.3.2 Analyse des courbes d'infiltration....151

IV.3.3 Ajustements des méthodes BEST sur les courbes d'infiltration cumulée (site IUT)....161

IV.4 Modélisation inverse en simple perméabilité....175

IV.4.1 Couples ($\boldsymbol{\alpha}$, $\boldsymbol{Ks}$) obtenus avec l'approche simple perméabilité et leurs critères de sélection....175

IV.4.2 Analyse des boîtes à moustache....178

IV.4.3 Analyse statistique des paramètres d'inversion $\boldsymbol{\alpha}$ et $\boldsymbol{Ks}$....180

IV.4.4 Conclusions des analyses statistiques (inversion en simple perméabilité, Hydrus)....182

IV.5 Modélisation inverse en double perméabilité....183

IV.5.1 Résultats pour la modélisation en double perméabilité du petit anneau....183

IV.5.2 Résultats pour la modélisation en double perméabilité du grand anneau....187

IV.5.3 Comparaison entre les ajustements en double perméabilité petit et grand anneau....188

IV.6 Application de l'anneau large sur le bassin WICKS (Australie)....189

IV.7 Discussion....190

IV.8 Conclusion....192

Chapitre V : Caractérisation de l'écoulement par GPR 195
V.1 Contexte et enjeux 196
V.2 Modélisation des écoulements en milieu homogène et avec un macropore perméable 196
V.3 Analyse des radargrammes 200
V.3.1 Représentation en trois dimensions des « bulbes » d'infiltration 200
V.3.2 Représentation des écoulements le long des transects (2D) 207
V.3.3 Validation de l'approche par analyse des traces 213
V.4 Dynamique temporelle de l'infiltration 217
V.4.1 Extension temporelle des bulbes au sein des transects 217
V.4.2 Variations successives entre radargrammes 219
V.4.3 Etude de la dynamique temporelle par analyse des traces 220
V.5 Application sur le bassin WICKS (Australie) 222
V.6 Discussions 224
V.6.1 Erreurs dues au passage du radar sur des transects 224
V.6.2 Impact de la présence de l'anneau 225
V.6.3 Seuillage basé sur la zone « saturée » 226
V.6.4 Formes et surfaces des zones humides 226
V.7 Conclusion 231
Chapitre VI : Suivi des SPIONs et fonction filtration 233
VI.1 Contexte et enjeux 234
VI.2 Validation sur le terrain des nanotraceurs 235
VI.3 Séparation du signal « eau » et du signal « nano-traceurs » 239
VI.3.1 Différenciation des radargrammes avec la fin de l'injection d'eau 239
VI.3.2 Différenciation des radargrammes avec l'état initial 249
VI.3.3 Indicateurs basés sur la différence de vitesse de propagation 255
VI.3.4 Approche par probabilité 258
VI.4 Discussions 260
VI.4.1 Types de SPIONs injectés 260
VI.4.2 Spécificités des phases « eau » et « nano-traceurs » 261
VI.4.3 Eléments protocolaires à affiner 263

VI.5 Conclusions 264

Chapitre VII : Conclusion générale 267

Chapitre VIII : Bibliographie 273

Chapitre IX : Annexes 289

Liste des Figures

Figure I.1 : Photos de deux systèmes de gestion des eaux pluviales alternatifs : A) une toiture végétalisée à l'INSA de Lyon (France) et B) un bassin d'infiltration à Melbourne (Australie).....37
Figure II.1 : Classification des fractions de polluants dans l'eau par taille. Adapté de Nowack and Bucheli (2007). 46
Figure II.2 : Résumé des différents mécanismes affectant les contaminants dans les eaux et les sols. Source : Sage, 2018.....49
Figure II.3 : Schéma des horizons du sol et des zones saturée et non saturée dans le profil de sol. 52
Figure II.4 : Triangle des textures de l'USDA (United States Department of Agriculture). Basé sur Christopher Aragón, CC BY-SA 4.0 <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0>, via Wikimedia Commons.....54
Figure II.5 : Schéma des différentes phases du sol et leurs volumes (à gauche) et masses (à droite) associés. 55
Figure II.6 : Schéma des différentes catégories de pores par tailles avec l'illustration des A) micropores, B) mésopores et C) macropores.....57
Figure II.7 : Schéma représentant l'eau A) de constitution, B) adsorbée, C) capillaire, et D) gravitaire dans un sol.....59
Figure II.8 : Courbe de rétention avec (A) différentes textures, (B) différentes structures, et (C) différents chemins de changement d'état (humidification versus drainage du sol). D'après Angulo-Jaramillo et al. (2016).....61
Figure II.9 : Courbes de conductivité hydraulique en fonction A) de la teneur en eau, et B) de la charge hydraulique selon la texture du sol. θr *et* θs sont respectivement les teneurs volumique en eau de rétention et à saturation. 64
Figure II.10 : Représentations schématiques A) d'une courbe d'infiltration cumulée I(t), et B) d'une courbe de taux d'infiltration q(t). 68
Figure II.11 : Schématisation des différents types de chemins préférentiels.....70
Figure II.12 : Schéma représentant le début des essais Porchet, du perméamètre de Guelph et du perméamètre de Philip-Dunne.....73
Figure II.13 : Schéma d'un tube ou vase de Mariotte (A) et application à l'infiltrométrie avec un infiltromètre à tension (B).....74
Figure II.14 : Schéma de l'infiltromètre à tension, de l'anneau simple et de l'anneau double. 76
Figure II.15 : Schéma représentant l'impact de la taille de l'anneau sur l'échantillonnage de la porosité et la représentativité de la mesure. 76

Figure II.16 : Schéma décrivant la visualisation par le radar (GPR) d'une hyperbole, correspondante à un changement de milieu avec A) les étapes d'émission et réception sur le terrain, B) la visualisation des différentes traces (ou signaux) réceptionnées, et C) la légende. Chaque flèche bleue en A correspond à une trace en B.....83
Figure II.17 : Résumé des différentes parties du chapitre 1 88
Figure III.1 : Schéma récapitulatif des différentes étapes réalisées sur le terrain puis en traitement pour répondre aux problématiques.....93
Figure III.2 : Localisation des sites d'essais expérimentaux, A) en France, près de Lyon, et B) en Australie, à Melbourne.....94
Figure III.3 : Capture d'écran de géoportail centrée sur l'IUT de la Doua, avec la zone de test représentée par le rond rouge, et photos du site.....95
Figure III.4 : Image radar du sol de l'IUT avec les trois couches. Image traitée par Thierry Winiarski.....95
Figure III.5 : Capture d'écran de géoportail centrée sur l'ENTPE, avec la zone de test représentée par le rond rouge, et photo du site.....96
Figure III.6 : Capture d'écran de Google Maps centrée sur Melbourne, avec la zone de test (WICKS) représentée par rond rouge, et photos du site.....97
Figure III.7 : Schéma des dispositifs d'infiltration A) de petite et B) de grande taille. 99
Figure III.8 : Schéma d'une nanoparticule superparamagnétique d'oxyde de fer (SPION).....100
Figure III.9 : Grilles numérotées et positionnées autour A) du petit et B, C et D) du grand anneau. Les figures B et C) sont les essais en France, la figure D) en Australie. Le rond bleu représente l'anneau, au centre, et les rectangles orange représentent le radar avec son sens de déplacement. Toutes les mesures sont en centimètres. Dans la suite, seuls les données GPR avec les grands anneaux seront étudiées.....101
Figure III.10 : Photos des différents dispositifs utilisés : A) grille de 12 transects avec le petit anneau, B) passage du GPR le long d'une règle en bois, C) grille de 4 transects avec le grand anneau, et D) dispositif automatisé conçu et utilisé en Australie.....102
Figure III.11 : Capture d'écran de l'interface de gestion du déplacement de l'antenne radar (logiciel ugsplatform64).....103
Figure III.12 : Passage du radar dans le temps pour l'infiltromètre de petite taille. 104
Figure III.13 : Passage du radar dans le temps pour l'infiltromètre de grande taille avec A) deux ou quatre lignes autour de l'anneau, et B) le système de cadre automatisé. .106
Figure III.14 : Méthode point source avec a) les différentes zones d''infiltration, en bleu l'eau, en marron les nanotraceurs, b) un schéma de l'infiltration, et c) une photo sur le terrain. Figure réalisée par Simone Di Prima.....107

Figure III.15 : Résultats de l'analyse de la vitesse des ondes électromagnétiques du radar sur le site de l'IUT par la méthode du point médian commun avec A) le diagramme des vitesses et B) les vitesses moyennes par horizon (par Thierry Winiarski).....109
Figure III.16 : Schéma explicatif du fonctionnement du petit infiltromètre automatisé et de la conversion des données de pression en hauteur d'eau. Source : Concialdi et al. (2020).....112
Figure III.17 : Description de la méthode BEST en suivant les trois algorithmes Slope, Intercept et Steady. Basé sur Angulo-Jaramillo et al. (2019) avec K_s la conductivité hydraulique à saturation, S la sorptivité, et A, B et C des paramètres retrouvés dans les équations (II.39), (II.40), et (II.41).....119
Figure III.18 : Résultats obtenus par le code BEST (ici exemple avec des données de l'IUT analysées par BEST-Intercept).....121
Figure III.19 : Schéma conceptuel de la 2D-axisymétrie et capture d'écran du domaine d'écoulement (avec le macropore dessiné en bleu clair) correspondant à l'étude de sensibilité réalisée sur Hydrus. Le macropore est ici positionné au bord externe de l'anneau, ce qui correspond à un test de sensibilité aux paramètres αf et Ks,f avec un petit infiltromètre. Pour un test de sensibilité avec un grand infiltromètre, le macropore est positionné sous l'anneau.....123
Figure III.20 : Conditions aux limites et condition initiale pour toutes les modélisations Hydrus.....124
Figure III.21 : Visualisation d'un radargramme sous la forme d'une image et d'un tableau de valeurs. Les valeurs correspondent à l'amplitude du signal reçu par le radar géologique. L'image permet donc de représenter ces données sous format « carte de chaleur » ou « heatmap », c'est-à-dire avec une variation de couleur selon la valeur d'amplitude de signal. Ici, plus la couleur est claire (proche du blanc), plus l'amplitude est élevée (sans parler en valeur absolue), et inversement.....133
Figure IV.1 : Schéma explicatif des paramètres étudiés sur les modélisations Hydrus. 141
Figure IV.2 : Visualisation des vecteurs vitesses à t=100 (à gauche) et t=1000 minutes (à droite) sous le petit anneau dans les cas A) homogène, B) avec αf augmenté (Ks,f= 0,0173333 cm.min^{-1}), et C) avec Ks,f augmenté (αf = 0,036 cm^{-1}). Les lignes roses (pointillés) sont espacées de 5 cm.....143
Figure IV.3 : Visualisation des flux à t=100 (à gauche) et t=1000 minutes (à droite) sous le grand anneau dans les cas A) homogène, B) avec αf augmenté (Ks,f= 0,0173333 cm.min^{-1}), et C) avec Ks,f augmenté (αf = 0,036 cm^{-1}). Les lignes roses (pointillés) sont espacées de 5 cm.....146
Figure IV.4 : Infiltration cumulée avec le petit (A,B,C) et le grand (A,D,E) anneau, avec les paramètres αf (B,D) ou Ks,f (C,E) du macropore qui changent par rapport aux

valeurs de la matrice, ou dans un sol homogène (A). Ks, f est en cm/min et αf en cm^{-1}. 150
Figure IV.5 : Courbes de l'infiltration cumulée (mm) en fonction du temps (h) pour le grand anneau (ronds bleus) et le petit anneau (croix vertes) à A) l'ENTPE et B) l'IUT. 153
Figure IV.6 : Deux types de boîtes à moustaches (violon et classique) des taux d'infiltration finaux (mm/h) des différents essais réalisés à A) l'ENTPE et B) l'IUT avec le grand anneau à gauche et le petit anneau à droite pour chaque type de boite à moustache. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité). 155
Figure IV.7 : Exemple d'ajustement des courbes d'infiltration cumulée (à gauche) et de taux d'infiltration (à droite) dans le temps pour les trois méthodes BEST : A) BEST-Slope, B) Best-Intercept et C) BEST-Steady. Pour chaque méthode BEST, les courbes du haut représentent les ajustements et les courbes du bas les erreurs relatives. 162
Figure IV.8 : Deux types de boîtes à moustaches (violon et classique) des valeurs de conductivité hydraulique à saturation Ks (mm/s) obtenues via les différentes méthodes BEST A) Slope, B) Intercept et C) Steady, sur le site de l'IUT avec le grand anneau à gauche et le petit anneau à droite. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité) 165
Figure IV.9 : Deux types de boîtes à moustaches (violon et classique) des paramètres α (mm^{-1}) obtenus via les différentes méthodes BEST A) Slope, B) Intercept et C) Steady, sur le site de l'IUT avec le grand anneau à gauche et le petit anneau à droite. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité) 171
Figure IV.10 : Exemple de courbes d'infiltration cumulée en fonction du temps (essai petit anneau), expérimentale (en cercles noirs) et modélisées avec différentes valeurs de n (traits pleins) (mais même valeur de α). 176
Figure IV.11 : Exemple de courbes d'infiltration cumulée en fonction du temps (essai grand anneau), expérimentale (en cercles noirs) et modélisées avec différentes valeurs de α (cm^{-1}, traits pleins) (même valeur de n selon Rosetta). 177
Figure IV.12 : Deux types de boîtes à moustaches (classique et violon) des valeurs de A) α (cm^{-1}), et B) conductivité hydraulique à saturation Ks (cm/min), avec α paramètre

de l'équation de van Genuchten. Les valeurs proviennent d'inversions sur Hydrus, basées sur des expérimentations sur le site de l'IUT avec le grand anneau (à gauche, en orange) et le petit anneau (à droite, en bleu). Les valeurs en entrée sont déterminées par la fonction Rosetta, dont le paramètre n. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité). 179
Figure IV.13 : Courbes d'infiltration cumulée dans le temps mesurée avec un essai petit anneau et simulée avec plusieurs valeurs de x (comprises entre 4,4 et 4,9). Le graphique du haut représente les courbes simulées avec $Ks, a = 0\ cm/min$ et celui du bas avec $Ks, a = 0{,}005\ cm/min$. D'après Guillemet (2023).....184
Figure IV.14 : Courbes d'infiltration cumulée dans le temps mesurée avec un essai petit anneau et simulée avec plusieurs valeurs de nf (comprises entre 2 et 2,8) avec $x = 4{,}5$ pour $Ks, a = 0{,}005\ cm/min$. D'après Guillemet (2023). 186
Figure IV.15 : Courbes d'infiltration cumulée dans le temps mesurée avec un essai grand anneau et simulées avec plusieurs valeurs de x (comprises entre 8 et 9). Le graphique du haut représente les courbes simulées avec $Ks, a = 0\ cm/min$ et celui du bas avec $Ks, a = 0{,}0001\ cm/min$. D'après Guillemet (2023).....187
Figure IV.16 : Courbes de taux d'infiltration (ligne du haut) et d'infiltration cumulée (ligne du bas) pour l'essai A (colonne de gauche) et pour l'essai B (colonne de droite). 190
Figure V.1 : Domaines numériques (A, B) et bulbes d'infiltration en milieu homogène (C, D), avec macropore droit (E, F) et macropore tortueux (G, H). La ligne de suivi de gauche (ligne verticale en pointillés roses) est placée à 25 cm, c'est-à-dire au bord de l'anneau, et celle du centre est à 30 cm du centre de l'anneau, soit au niveau du transect sur lequel le GPR est passé. La condition initiale est -100 cm sur tout le domaine, les conditions aux limites sont le drainage libre dans le bas du domaine numérique, et -5 cm au niveau de l'anneau (25 cm en haut à gauche). 198
Figure V.2 : Courbes de la teneur en eau en fonction de la profondeur, au niveau du transect sur lequel le GPR est positionné. 199
Figure V.3 : Fréquence cumulée des différences d'amplitude (regroupement de toutes les données correspondant à toutes les sections) pour les 6 essais étudiés avec la valeur du seuil de chaque essai positionnée par un cercle sur chaque courbe. 202
Figure V.4 – Partie 1 : Représentations en 3D (à gauche) de la zone humide (différence entre les radargrammes avant et après infiltration) sous la surface étudiée (2*2 mètres) pour les six essais étudiés (A à F). A droite sont représentées les surfaces au bord du carré étudié (X ou Y=0) suivant les quatre points cardinaux. Les échelles de couleur indiquent les différences d'amplitude en chaque point et les ronds noirs à la surface des

visuels 3D indiquent la position de l'anneau. Deux échelles sont données, correspondantes aux valeurs avant interpolation (différence d'amplitude) et après interpolation des amplitudes de signal. 203
Figure V.5 : a) représentation en trois dimensions de la zone humide étudiée par (Di Prima et al., 2020), b) tranches horizontales et verticales extraites de la représentation 3D, et c) photo du sol excavé après l'essai d'infiltration suivi par GPR. Les zones vertes et rouges (Z2 et Z3) montrent les écoulements déviés par le réseau racinaire. On observe bien que les zones 3D correspondantes sont beaucoup plus larges que le volume occupé par les écoulements le long des racines. La zone jaune (Z1) correspond à la zone d'accumulation d'eau à l'interface entre deux couches. Source : Di Prima et al. (2020). 207
Figure V.6 : Visualisations de la donnée brute (à gauche) et de la donnée krigée (à droite) de l'axe X1 de l'essai 1. Les visuels sont ceux de la différence entre le radargramme sol sec et le radargramme de fin d'essai (|DRY-WET|).....208
Figure V.7 – Partie 1 : Représentations en 2D des chemins de l'eau et des zones humides pour les 6 essais (|WET-DRY|). Les traits noirs indiquent l'emplacement de l'anneau. 209
Figure V.8 : Radargrammes (essai 1) différenciés entre sol sec et sol en fin d'essai (|DRY-WET|), bruts (non krigés), mais avec seuil (à 790), pour les 4 transects. 213
Figure V.9 : Exemple de trace sous forme d'oscilloscope (A) et positionnée sur la figure brute (B).....214
Figure V.10 : Exemples de traces prises à différentes zones des transects étudiés : dans une zone où l'eau ne s'est pas infiltrée (A), sous l'anneau (B et C), et au niveau du maximum de différence (E) entre le sol sec et le sol de fin d'essai (|DRY-WET|). La trace du radargramme sol sec est de couleur marron, celle du radargramme du sol de fin d'essai est de couleur bleue (la trace de la différence n'est pas représentée). 216
Figure V.11 : Représentations en deux dimensions de l'évolution des zones humides pour l'essai 1 en suivant les transects A) X1 et B) Y2. La différence est faite par rapport à la référence « sol sec » pour tous les visuels. Chaque figure donne donc une photo de l'écoulement à un moment donné, par rapport au sol sec. 217
Figure V.12 : Représentations en deux dimensions de l'évolution des zones humides pour l'essai 1, transect X1, avec A) la différence entre les deux radargrammes faite par rapport à la référence « sol sec » (chaque figure donne donc une photo de l'écoulement à un moment donné, par rapport au sol sec), et B) la différence entre deux moments (la référence prise est le radargramme précédent, et non le tout premier correspondant au sol sec). 220
Figure V.13 : Traces de différents radargrammes et différences de radargrammes, pour l'essai 1, suivant le transect X1 à 0,41 m. On évalue la différence entre le temps de fin

d'infiltration de l'eau dans l'anneau, et le temps final de l'expérience, après 20 minutes de drainage. 222
Figure V.14 : Représentation des douze radargrammes différenciés (|DRY-WET|) pour l'essai réalisé sur le bassin d'infiltration WICKS en Australie. Le schéma du positionnement des radargrammes est donné. La largeur de chaque radargramme est 270 cm, la profondeur de 23 ns. 223
Figure V.15 : Exemples de différences d'amplitude entre des radargrammes suivant la même ligne, à la suite. Le seuil appliqué est identique sur les deux exemples. 225
Figure V.16 : Exemples de différences d'amplitude entre un radargramme avec anneau et des radargrammes sans anneau. Le seuil appliqué est identique sur les trois exemples. 226
Figure V.17 : Visualisation d'un écoulement en milieu homogène (simple perméabilité) avec l'anneau enfoncé dans le sol à 5 cm, au niveau du bord de l'anneau (rayon de 25 cm). La variation de teneur en eau en profondeur, à t=120 min et à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donnée à droite. 227
Figure V.18 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité avec deux milieux, matriciel et macroporal. La courbe de teneur en eau en fonction de la profondeur à t=100 min, à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donnée à droite. 228
Figure V.19 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité avec deux milieux, matriciel et macroporal (dont les contours sont réduits en perméabilité). Le profil de teneur en eau à t=100 min, à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donné à droite. 229
Figure V.20 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité avec trois milieux, matriciel, macroporal (dont les contours sont imperméabilisés) et une couche imperméable le long du transect en profondeur. Le profil de teneur en eau en fonction de la profondeur à t=280 min, à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donné à droite. 230
Figure VI.1 : Radargrammes différenciés entre sol sec et sol en fin d'essai (|DRY-WET|) où (i) de l'eau a été infiltrée (6 premiers radargrammes) ou (ii) une solution de SPIONs a été infiltrée à la concentration mère de 3.35 g/L (6 radargrammes suivants). 236
Figure VI.2 : Courbes de fréquence cumulée des différences d'amplitude entre les radargrammes secs et humides de l'étude *point source* (A) et courbes de fréquence cumulée regroupée par type incluant toutes les données (B) 238
Figure VI.3 : Radargrammes de l'essai 1 suivant X et Y différenciés selon la phase « eau » (colonne de gauche) et la phase « nano-traceurs » (colonne de droite). L'essai 1 n'a été réalisé qu'avec de l'injection d'eau (pas de nano-traceur), et sert de témoin. Les

mêmes radargrammes différenciés sont proposés en version brute (A) et en version krigée (B). 240
Figure VI.4 – Partie A : Représentation des radargrammes différenciés entre sol sec et sol pré-injection de nano-traceurs (|DRY-MID|, correspondante à la phase « eau », colonne de gauche) et radargrammes différenciés entre sol pré-injection et sol de fin d'essai (|MID-WET|, correspondante à la phase « nano-traceurs », colonne de droite). Pour chaque essai, le transect suivant X et le transect suivant Y sont présentés. 242
Figure VI.5 : Courbes de distribution des amplitudes différenciées des radargrammes pour la phase « eau » (sol pré-injection de nano-traceurs, |DRY-MID|), et pour la phase « nano-traceurs » (sol avec injection de nano-traceurs, |MID-WET|). 245
Figure VI.6 : Différence entre le radargramme de pré-injection des nano-traceurs et le radargramme de fin d'essai (|MID-WET|) de l'essai 2 suivant le transect X. Cet essai présente le maximum de différence d'amplitude du radargramme « eau » comme valeur seuil pour identifier les nano-traceurs dans la section. 248
Figure VI.7 – Partie A : Fréquences cumulées des différences d'amplitude des essais 2 à 6 (lignes) suivant les transects X et Y (colonnes). Les courbes bleues correspondantes aux radargrammes différenciés |DRY-Pré-injection| pendant la phase « eau », les courbes rouges aux radargrammes |DRY-Fin d'injection|, pendant la phase « eau et SPIONs », et la courbe noire |DRY-WET|, correspondant à la fin de l'essai. Les valeurs des axes sont identiques. 251
Figure VI.8 – Partie A : Fréquences (%) des différences d'amplitude des essais 2 à 6 (lignes) suivant les transects X et Y (colonnes) avec la courbe bleue correspondant à un radargramme « eau seule », la courbe rouge à un radargramme « nano-traceurs » c'est-à-dire à la phase « nano-traceurs », et la courbe noire au radargramme |DRY-WET|, qui correspond à la différence entre fin d'essai et état initial. 254
Figure VI.9 – Partie A : Traces des radargrammes différenciés « eau » et « nano-traceurs » pour les essais 2 à 6 suivant les transects X et Y. 257
Figure VI.10 : Illustration de la méthode par probabilité avec les visualisations A) de la méthode par différence, B) de la méthode par similarité et C) du résultat de la comparaison entre les deux pour le développement de la méthode par probabilité. 259
Figure VI.11 : Résultat d'une modélisation sur Hydrus de transfert de solutés, représentant la concentration en solutés pour un soluté A) non réactif, et B) réactif, pour le cas d'un sol uniforme. Des résultats semblables sont obtenus pour le cas des sols hétérogènes. 261
Figure VI.12 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité dans un sol homogène pour A) la teneur en eau et B) la concentration en soluté non réactif (Kd=0 cm^3/M) injecté à partir de la moitié de l'infiltration. 262

Figure VI.13 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité et hétérogène avec (2ème ligne) et sans (1ère ligne) couche imperméable selon A et C) la teneur en eau et B et D) la concentration en soluté injecté à partir de la moitié de l'infiltration. Les modélisations (en simple perméabilité) A et B sont réalisées avec un macropore tortueux et C et D avec en plus une couche imperméable en profondeur.....263
Figure VII.1 : Schéma des fonctions infiltration et filtration. 271
Figure IX.1 : Capture d'écran de la fenêtre d'importation de données sur ReflexW.337
Figure IX.2 : Capture d'écran de la fenêtre de définition des marqueurs sur ReflexW. 338
Figure IX.3 : Capture d'écran de l'oscilloscope sur ReflexW. 339
Figure IX.4 : Capture d'écran de la fenêtre pour la correction de l'interface air/sol sur ReflexW. 339
Figure IX.5 : Capture d'écran de la fenêtre pour réduire les bruits verticaux sur ReflexW. 340
Figure IX.6 : Capture d'écran de la fenêtre pour le choix du gain sur ReflexW.....341
Figure IX.7 : Capture d'écran de la fenêtre du filtre "background removal" sur ReflexW. 341
Figure IX.8 : Capture d'écran de la fenêtre de compression de l'axe des ordonnées sur ReflexW. 342
Figure IX.9 : Capture d'écran de la fenêtre d'exportation des données sur ReflexW. 342
Figure IX.10 : Captures d'écran des deux fenêtres de création de nouveau projet sur RockWorks. 367
Figure IX.11 : Capture d'écran de l'onglet Dimensions sur RockWorks. 367
Figure IX.12 : Capture d'écran de la fenêtre ASCII XYZG --> Solid Model sur RockWorks. 368
Figure IX.13 : Capture d'écran du solide créé et des paramètres graphiques à modifier sur RockWorks. 369
Figure IX.14 : Distribution des taux d'infiltration finaux pour le site de l'ENTPE (haut) et pour le site de l'IUT (bas). Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau). 371
Figure IX.15 : Distribution des conductivités hydraulique à saturation obtenues par les trois méthodes BEST : Slope (gauche), Intercept (droite) et Steady (bas). Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau).....372

Figure IX.16 : Distribution des valeurs des paramètres alpha (mm^{-1}) obtenues par les trois méthodes BEST : Slope (gauche), Intercept (droit) et Steady (bas). Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau).....373
Figure IX.17 : Distribution des valeurs de alpha (cm^{-1}) (haut) et Ks (cm/min) obtenues par inversion sur Hydrus. Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau). 374
Figure IX.18 : Visualisations des radargrammes différenciés des essais 1 à 6 entre sol sec et sol avant injection de nano-traceurs (|DRY-MID|).....378
Figure IX.19 : Schémas explicatifs de l'application de la fonction similarité via une fenêtre. Les schémas A, B et C montrent la sélection des données par la fenêtre jaune dans les schémas 1 (à gauche), et le résultat en rouge donné dans les schémas 2 (à droite). Le schéma A est la première étape, le schéma B la deuxième, et le schéma C la dernière. Le schéma D correspond à ce qui n'est pas réalisé (une fenêtre dont certaines cases sont hors du tableau). 379
Figure IX.20 : Radargrammes A) initial, B) final, C) de comparaison par différence (méthode de (Di Prima et al., 2020)) et D) de comparaison par similarité (méthode de Allroggen and Tronicke (2015)).....380
Figure IX.21 : Schémas explicatifs des résultats de la méthode par similarité de structure. Chaque schéma représente le radargramme analysé (final). Les cases en noir (A) représentent les valeurs modifiées entre radargramme initial et radargramme final. Les cases en jaune représentent la fenêtre d'application de la fonction similarité, au centre des données modifiées (B) ou au bord (C).....381
Figure IX.22 : Tests de sensibilité au paramètre w (taille de la fenêtre) pour l'application de la fonction de similarité avec A) w=5, B) w=10, C) w=30 et D) w=50. Plus la couleur est claire, plus les deux radargrammes sont similaires. 382
Figure IX.23 : Tests de sensibilité A) avec ou B) sans le paramètre gFIL. Plus la couleur est claire, plus les deux radargrammes sont similaires. 383
Figure IX.24 : Tests de sensibilité au paramètre sigma avec les valeurs A) 1,5 et B) 3. Plus la couleur est claire, plus les deux radargrammes sont similaires. 384
Figure IX.25 : Tests de sensibilité au seuil, avec des facteurs multiplicatifs de l'écart-type valant B) 0,5 ; C) 1,5 ; D) 2 et E) 3. Le premier schéma représente le radargramme résultat sans seuil. Contrairement aux comparaisons de radargrammes par similarité, plus les valeurs sont foncées, plus la différence d'amplitude est faible.....385

Figure IX.26 : Résultats (radargrammes) obtenus pour le même essai, en suivant le même transect, avec les deux méthodes présentées : A) similarité de structure et B) différenciation et seuillage. Les axes sont identiques. 386
Figure IX.27 : Représentations d'un transect comparé par similarité de structure A) classique, ou avec application de seuils de similarité de valeurs B) 0,5 ; C) 0,25 et D) 0. 387
Figure IX.28 : Profondeur (ns) à laquelle l'interface air-sol a été délimitée. La partie supérieure a donc été supprimée. Il s'agit ici d'un radargramme sol de fin d'essai (WET), et la profondeur choisie pour tous les radargrammes de l'essai en question est bien au niveau du premier pic à gauche. 399
Figure IX.29 : Visualisations des radargrammes différentiés des essais 1 à 6 entre sol sec et sol avant injection de nano-traceurs (|DRY-MID|) 400
Figure IX.30 : Radargrammes différenciés représentant la phase « eau » (colonne de gauche) et la phase « nano-traceurs » (colonne de droite) pour les six essais, selon les deux transects X et Y. Les surfaces des zones humides sont tracées en noir et les valeurs précisées sur chaque figure 402

Liste des Tableaux

Tableau II.1 : Gamme de concentrations de polluants provenant des sédiments des bassins d'infiltration Cheviré et Django Reinhardt. D'après El-Mufleh et al. (2014). Références : Durand et al., 2003; Durin, 2006; El-Mufleh, 2011; Le Coustumer, 2008; Pétavy, 2007.....45
Tableau II.2 : Gammes de concentrations de polluants provenant d'eaux de ruissellement (urbaines, toitures, routes) et valeurs limites d'émission d'effluents susceptibles d'être rejetés au milieu naturel (Arrêté NOR : TREP1800801A - Section II - Article 17). D'après Martinelli (1999). Références : Mottier and Boller (1992) et Truchot et al. (1994). 45
Tableau II.3 : Liste partielle de traceurs et colorants utilisés dans la littérature pour étudier les écoulements préférentiels dans les sols. Adapté de Allaire et al. (2009). 81
Tableau II.4 : Valeurs de la constante diélectrique et de la vitesse de propagation d'une onde électromagnétique dans plusieurs matériaux. 83
Tableau III.1 : Radar et paramètres utilisés par la technique du Point Commun Médian. 108
Tableau III.2 : Nombre d'essais infiltrométriques avec petits et grand infiltromètres réalisés sur les différents sites. 109
Tableau III.3 : Valeurs de la pente et du point d'interception de chaque infiltromètre pour la conversion des volts en centimètres. Les valeurs ont été déterminées par Simone Di Prima avant le début de la thèse. 113
Tableau III.4 : Valeurs des paramètres considérés dans Hydrus, d'après Carsel and Parrish (1988). 127
Tableau III.5 : Paramètres de la matrice utilisés pour la modélisation en double perméabilité. 129
Tableau III.6 : Paramètres de la fracture utilisés pour la modélisation en double perméabilité. En gras sont précisés les paramètres qui varient. 130
Tableau III.7 : Paramètres de l'interface pour la modélisation en double perméabilité. En gras est précisé le paramètre qui varie. 131
Tableau IV.1 : Paramètres par défaut choisis pour décrire la matrice du sol synthétique à double perméabilité. 141
Tableau IV.2 : Valeurs de αf et Ks,f testées pour les modélisations avec variations simultanées des deux paramètres. Le coefficient x est le facteur multiplicatif. 148
Tableau IV.3 : Vitesse maximale, profondeur atteinte, largeur du front d'infiltration et visuel des vecteurs vitesses, à t=100 min, pour les modélisations avec un macropore droit

à 12 cm du bord du domaine numérique. Les modélisations ont été réalisées avec un petit anneau (10 cm de diamètre) et un grand anneau (25 cm de diamètre). Quatre valeurs de x ont été testées pour la variation simultanée des paramètres αf et Ks, f. Les lignes roses (pointillés) sont espacées de 5 cm.....148
Tableau IV.4 : Moyennes et écart-types des taux d'infiltration finaux des essais petit et grand anneau réalisés à l'IUT.....154
Tableau IV.5 : Valeurs des p-value du test de normalité (Shapiro-Wilk) en considérant l'hypothèse nulle (les données suivent une loi normale).....157
Tableau IV.6 : Résultats du test de Fisher pour la comparaison des variances des taux d'infiltration finaux des deux types d'essais, avec petit et grand anneau, pour les sites de l'ENTPE et de l'IUT.....157
Tableau IV.7 : Résultats des tests statistiques pour l'étude de l'homogénéité des variances (homoscédasticité) des essais petit et grand anneau sur les deux sites français. 158
Tableau IV.8 : Résultats du test de Welsh pour la comparaison des moyennes des essais petit et grand anneau sur le site de l'ENTPE et de l'IUT.....159
Tableau IV.9 : Résultats des tests préliminaires à l'application d'une ANOVA pour les essais petit et grand anneaux sur les sites de l'ENTPE et de l'IUT. 159
Tableau IV.10 : Résultats du test paramétrique de Kruskal-Wallis pour la comparaison des moyennes. 160
Tableau IV.11 : Données statistiques autour des valeurs de Ks (mm/s) déterminées pour les essais petit et grand anneau avec les trois méthodes BEST.....163
Tableau IV.12 : Résultats des tests statistiques sur la variance, menés sur les valeurs de Ks qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau. 166
Tableau IV.13 : Résultats des tests statistiques sur la moyenne menés sur les valeurs de Ks, qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau. 169
Tableau IV.14 : Données statistiques autour des valeurs de α (mm^{-1}) déterminées pour les essais petit et grand anneau avec les trois méthodes BEST. 170
Tableau IV.15 : Résultats des tests statistiques sur la variance menés sur les valeurs de α (mm^{-1}), qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau. 172
Tableau IV.16 : Résultats des tests statistiques sur la moyenne menés sur les valeurs de α (mm^{-1}), qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau.....174
Tableau IV.17 : Couples α et Ks avec le SSQ le plus faible pour chaque essai testé (par ligne) et avec la valeur de n calculée par Rosetta. 177

Tableau IV.18 : Résultats des tests statistiques sur la variance, menés sur les valeurs de α (mm^{-1}) et Ks (cm/min), qui ont été déterminées par inversion numérique en simple perméabilité (Hydrus), pour les essais petit et grand anneau. 180
Tableau IV.19 : Résultats des tests statistiques sur la moyenne menés sur les valeurs de α (mm^{-1}) et Ks (cm/min), qui ont été déterminées par inversion numérique en simple perméabilité (Hydrus), pour les essais petit et grand anneau 182
Tableau IV.20 : Valeurs des critères NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash-Sutcliffe) et RMSE (*Root Mean Square Error*) selon les valeurs de x et Ks, a testées pour l'essai petit anneau. D'après Guillemet (2023). 185
Tableau IV.21 : Valeurs des critères NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash-Sutcliffe) et RMSE (*Root Mean Square Error*) selon la valeur de nf testée pour l'essai petit anneau (avec $x = 4{,}5$ pour $Ks, a = 0{,}005\ cm/min$). D'après Guillemet (2023). . 186
Tableau IV.22 : Valeurs des critères NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash-Sutcliffe) et RMSE (*Root Mean Square Error*) selon les valeurs de x et Ks, a testées pour l'essai grand anneau. D'après Guillemet (2023). 188
Tableau IV.23 : Valeurs Ks, a, x, αf et Ks, f des meilleures modélisations en double perméabilité pour l'essai petit anneau et l'essai grand anneau étudiés. 189
Tableau V.1 : Fourchettes de valeurs obtenues par différence absolue entre radargrammes secs et humides (|WET-DRY|), valeurs de seuil et valeur de fréquence cumulée correspondante au seuil. 201
Tableau V.2 : Estimation du volume d'eau des zones humides (par RockWorks). 206
Tableau V.3 : Seuils choisis pour identifier les zones humidifiées pour chaque essai. 208
Tableau VI.1 : Valeurs de seuil pour chaque différence de radargramme (colonnes) suivant les différents essais et transects suivis (lignes). En gras est précisée la valeur seuil minimale par essai. 241
Tableau VI.2 : Valeurs des surfaces des zones humides pour les phases « eau » et « nano-traceurs » pour les six essais selon les deux transects. On rappelle que l'essai 1 n'a subi que l'injection d'eau. 244
Tableau VI.3 : Maximums de différence d'amplitude des radargrammes « eau » (|DRY-MID|) et « nano-traceurs » (|MID-WET|), pourcentages et nombre de valeurs du radargramme « nano-traceurs » au-dessus de la valeur maximale de différence d'amplitude du radargramme « eau ». 247
Tableau VI.4 : Types de SPIONs utilisés. 260
Tableau IX.1 : Récapitulatif des essais réalisés sur le terrain par date, lieu, matériel utilisé, personnes ayant participé, SPIONs utilisés ou non, et type de protocole. 290
Tableau IX.2 : Masses pesées des échantillons et teneur en eau calculée. 299
Tableau IX.3 : Exemple de données importées dans BEST, la première colonne explique à quoi correspondent les paramètres des deux autres colonnes. 318

Tableau IX.4 : Combinaisons des paramètres variables utilisés pour les tests de sensibilité avec Hydrus 3D.....319
Tableau IX.5 : Paramètres Hydrus 2D pour les tests de sensibilité aux paramètres α et Ks du macropore, avec petits et grands anneaux.....321
Tableau IX.6 : Paramètres Hydrus 2D utilisés pour les inversions d'essais expérimentaux de l'IUT avec petit et grand anneau.....323
Tableau IX.7 : Combinaisons de paramètres testés pour l'inversion d'essais expérimentaux sur Hydrus en simple perméabilité.....326
Tableau IX.8 : Paramètres Hydrus utilisés pour les inversions en double perméabilité d'essais expérimentaux de l'IUT avec petit et grand anneau.....327
Tableau IX.9 : Paramètres de la fracture testés pour la modélisation en double perméabilité pour les essais petit anneau.....329
Tableau IX.10 : Paramètres de la fracture testés pour la modélisation en double perméabilité pour les essais grand anneau.....329
Tableau IX.11 : Filtres utilisés sur ReflexW par essai.....334
Tableau IX.12 : Vitesse ainsi que profondeur et largeur du front d'infiltration obtenus à deux temps fixés (100 et 1000 min) pour le petit et le grand infiltromètre, selon les différentes valeurs de α et Ks du macropore testées.....370
Tableau IX.13 : Valeurs du faux radargramme initial.....388
Tableau IX.14 : Valeurs du faux radargramme final.....393

Liste des Annexes

Annexe 1 290
Annexe 2 295
Annexe 3 297
Annexe 4 299
Annexe 5 302
Annexe 6 304
Annexe 7 305
Annexe 8 314
Annexe 9 318
Annexe 10 319
Annexe 11 321
Annexe 12 323
Annexe 13 325
Annexe 14 326
Annexe 15 327
Annexe 16 329
Annexe 17 330
Annexe 18 332
Annexe 19 334
Annexe 20 336
Annexe 21 343
Annexe 22 347
Annexe 23 366
Annexe 24 370
Annexe 25 371
Annexe 26 372
Annexe 27 373
Annexe 28 374
Annexe 29 375
Annexe 30 379
Annexe 31 388
Annexe 32 399
Annexe 33 400
Annexe 34 401

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier mes directeurs de thèse, Laurent Lassabatère et Gislain Lipeme Kouyi pour leur confiance, leur soutien, leurs conseils, et tout le temps accordé à discuter, à m'orienter, et à relire mes innombrables demandes de formations et de participation à des conférences. Merci en particulier à Laurent qui a eu le bonheur (ou la malchance, selon le point de vue) d'avoir son bureau à côté du mien, et qui est non seulement un chercheur d'exception, mais également un directeur de thèse très attentif et à l'écoute, et une personne très ouverte et cultivée. J'ai eu beaucoup de chance de travailler avec vous deux.

Je tiens également à remercier Marie-Christine Gromaire et Mathieu Javaux, rapporteure et rapporteur de ce manuscrit de thèse, pour le soin et le détail apportés à cette relecture, ainsi que les questions et observations très intéressantes qui en ont découlé. Je remercie également Céline Duwig d'avoir présidé mon jury de thèse, ainsi que Mathieu Gautier, examinateur du travail. Tous les commentaires et orientations proposés pendant la soutenance ont été très constructifs, et c'était un réel plaisir d'échanger en détail et avec des approches différentes sur mon travail.

J'aimerais adresser un remerciement particulier à Tim Fletcher, invité de mon jury de thèse, et qui m'a également accueillie dans son laboratoire à Melbourne pour un séjour scientifique très riche en apprentissages et en découvertes. En plus de l'aspect scientifique, c'était une très belle rencontre humaine.

Merci à Simone Di Prima pour tous ses conseils, sa grande disponibilité, sa pédagogie, tout le temps dédié à ma formation sur ReflexW et RockWorks, et pour tous les très bons moments passés sur le terrain ou en conférence. Je souhaite également remercier Daniel Donze, qui m'a énormément aidée sur le terrain, pour la construction de la deuxième version du dispositif d'infiltration, et qui, bien qu'il ne souhaite toujours pas devenir végétarien, est une personne pleine de belles valeurs. Merci également à Saint-Martin Saint-Louis, « le chef », qui a aussi beaucoup contribué aux expériences sur le terrain et à ma compréhension de BEST. Merci à Robert James pour sa gentillesse, son imagination et sa rapidité à créer un dispositif automatisé pour le passage du radar, ainsi qu'à Claudia Nicklason pour sa facilité à mettre une bonne ambiance, et son aide sur le terrain. Enfin, merci aux deux stagiaires avec lesquels j'ai eu la chance de travailler, Anthony Traullé et Florent Guillemet. Votre disponibilité, votre réactivité et votre travail m'ont grandement aidée.

Merci à toute l'équipe IAPHY du LEHNA, pour toutes les discussions, repas, rigolades et conseils en tout genre. Je me suis sentie tout de suite tout à fait à ma place, et ça a

été un plaisir de venir travailler au laboratoire en votre compagnie. Pour tout cela, merci aux personnes mentionnées précédemment, ainsi qu'à Jean-Philippe, Brice, Thierry, Alicia, André, Thérèse, Myriam, Olivier, Nicolas, Yohan, Diane, Claude, Bernard, Yves, Alain, Raphaël, Anne-Laure, Katharina, ainsi qu'à toustes les stagiaires passé · es par ces bureaux. Remerciements particuliers à Jean, Anne, Gabi, Zoé et Nathalie pour tous les moments de partages, de soutien, de discussions, de rires. C'était très facile de travailler et de s'épanouir bien entourée de vous comme je l'étais.

Merci à mes collègues des autres laboratoires côtoyés, le laboratoire DEEP à l'INSA de Lyon, et le laboratoire WERG à l'Université de Melbourne, ainsi qu'aux collègues du projet ANR INFILTRON qui ont été de grandes ressources. Merci notamment à Matteo Martini qui a fabriqué et m'a fournie tous les nano-traceurs utilisés pendant cette thèse.

Merci aux membres du personnel de l'ENTPE pour l'aide administrative et logistique, ainsi que pour les occasions de travail sur des thématiques parallèles engagées, comme le comité Responsabilité Sociétale et Environnementale mené par Lionel Bessard.

Merci également à toutes les personnes organisatrices des formations et conférences auxquelles j'ai eu la chance de participer, notamment l'Assemblée générale annuelle de l'EGU, Novatech 2023, l'EJSW 2022, le marathon de la médiation de Science & You en 2021, Ma thèse en 180 secondes, la Fête de la Science, Multisource 2022, et l'ERIN^2 par C'Nano. La thèse est également l'occasion de se former sur de très nombreux outils et logiciels, de comprendre le fonctionnement de la Recherche, et de se questionner sur de très nombreuses thématiques. Merci à toutes les personnes qui rendent cela possible.

Merci également, évidemment et infiniment, à toutes les personnes avec lesquelles j'ai vécu ces dernières années, Astrid, Anouk, Nina, Théo, Cyrielle, qui m'ont permise de prendre du recul sur toute cette aventure, de partager des moments incroyables, de manger et vivre correctement, et surtout pour avoir été des oreilles attentives et disponibles. Merci à toustes mes autres ami · es, non mentionné · es précédemment, Lucille, Raph, Sarah, Marie, Yannick, Régis, Margaux, Baptiste, Yann, Lucas, Gersende, Ophé, Emma, Lucie, Pauline, Dorian, Andréa, Julie, Coline, ainsi que toutes les autres personnes de l'ASM et des comédies passées, de mes études précédentes, et de tous les voyages que j'ai eu la chance de réaliser, pour le bonheur que c'est de les avoir dans ma vie, et pour toutes les aventures incroyables vécues ces dernières années.

Merci à Antonio d'être présent à mes côtés depuis plus de deux ans, de m'avoir beaucoup soutenue et guidée, notamment ces derniers mois, et de me donner sans cesse envie de me questionner et de comprendre.

Merci à ma famille, mes parents, ma sœur, mon frère, ma grand-mère, ma tante, mon oncle, les Labouret, et toutes les autres personnes sans lesquelles je n'en serai pas là. Sans votre amour quotidien, vos encouragements, vos valeurs, et les conditions de vie dans lesquelles j'ai grandi, je n'aurais sûrement pas réussi tout ça.

Enfin, j'aimerais remercier mon arrière-grand-mère, Nany, qui n'a sûrement jamais bien compris en quoi consistait une thèse (non, je ne retournais pas en cours le lundi), mais qui m'a toujours beaucoup soutenue, et dont la fierté a été un moteur tout au long de ma vie. Merci Nany, tu nous manques beaucoup.

Résumé

La gestion des eaux pluviales à l'aide des ouvrages d'infiltration à la source et centralisés se généralise. Ces systèmes sont soumis à de fortes charges de polluants, incluant des pollutions nanoparticulaires et colloïdales. Ces systèmes nécessitent ainsi un suivi hydrodynamique pour mieux connaître l'évolution de leurs capacités d'infiltration, adapter leur maintenance et prévenir le colmatage. Ils nécessitent aussi un suivi du transfert des polluants pour prévenir les risques de contamination de la nappe phréatique sous-jacente. En outre, les écoulements préférentiels, fréquents dans ces ouvrages et déterminants quant à l'infiltration des eaux pluviales et au risque de propagation des polluants vers la nappe phréatique, doivent absolument être considérés. Cependant, les outils de quantification de l'infiltration et de la filtration des polluants sur le terrain, notamment les outils infiltrométriques, restent à améliorer. En effet, la représentativité de l'hétérogénéité du sol et la prise en compte de l'activation des macropores n'est pas toujours garantie avec les outils d'infiltration usuels, notamment du fait d'une taille trop petite et mal adaptée à la géométrie des réseaux de macropores. De plus, les méthodes actuelles ne permettent pas de suivre facilement les processus dans le temps de tels systèmes, de manière non-intrusive, avec finesse, et aux bonnes échelles (échelle du système).

Dans le cadre de ce travail de thèse, un nouveau dispositif d'infiltration de grande taille, permettant de suivre à la fois l'infiltration de l'eau et le transfert de nanoparticules, a été étudié et déployé sur un large panel de sols urbains. Ce dispositif a permis obtenir divers paramètres hydrodynamiques comme la conductivité hydraulique à saturation, et des indicateurs de leur capacité d'infiltration. L'efficacité de ce dispositif pour la représentativité à grande échelle des paramètres hydrodynamiques, en comparaison des dispositifs usuels de plus petite taille, a été clairement démontrée. A ces essais infiltrométriques sont ajoutés les injections de nano-traceurs, détectables par radar géologique, pour simuler la mobilité des polluants colloïdaux lors de l'infiltration des eaux pluviales. Le traitement des données radars avec les nano-traceurs a été étudié en incluant plusieurs méthodes au regard de l'objectif de séparer l'effet de l'eau seule de celui de l'eau chargée en nano-traceurs. L'objectif final est non seulement de déterminer les paramètres hydrodynamiques des sols urbains et des indicateurs de la fonction infiltration, mais aussi d'évaluer la fonction filtration (taux de rétention des nano-traceurs dans le sol) de ces ouvrages.

Mots-clés : infiltration, filtration, nano-traceurs, SPIONs, radar géologique, sols urbains, infiltromètre, bassin d'infiltration, paramètres hydrodynamiques

Abstract

Stormwater management with sustainable urban drainage systems is becoming widespread. These systems are subjected to high load charges, including nanoparticles and colloids pollutions. Thus, these systems require an hydrodynamic monitoring to better understand their infiltration capacities evolution, to adapt their management, and to prevent clogging. They also require to monitor the transfer of pollutants, to prevent the risk of contamination of the underlying groundwater. In addition, preferential flows are frequent in these structures and must be considered. They are crucial for the infiltration of stormwater and increase the risk of spreading pollutants to the water table. However, tools for quantifying infiltration and filtration of pollutants in the field, including infiltrometry tools, remain to be improved. Indeed, the representativeness of soil heterogeneity and the macropore activation is not always guaranteed with the usual (small) infiltration tools. Moreover, current methods do not allow to follow easily the processes over time of such systems, in a non-intrusively way, with finesse, and at the right scale (the system scale).

In the frame of this thesis, a new large infiltration device, which allow to follow water infiltration and nanoparticles transfer, was studied and deployed on different types of urban soils. This device allowed us to obtain different hydrodynamic parameters, as hydraulic conductivity at saturation, and infiltration capacities indicators. The efficiency of this tool for the representativeness at the system scale of hydrodynamic parameters, compared with a classic small device, was demonstrated. Injections of nano-tracers were made, and followed with a Ground Penetrating Radar (GPR), to simulate colloids pollutants mobility during stormwater infiltration. The GPR data treatment with nano-tracers was studied, including several methods to separate the water effect from the nano-tracers in solution in water. The final aim is to determine hydrodynamic parameters in urban soils, and infiltration and filtration (nano-tracers retention rate in soil) functions indicators of these systems.

Keywords : infiltration, filtration, nano-tracers, SPIONs, GPR, urban soils, infiltrometer, infiltration basin, hydrodynamic parameters

Chapitre I : Introduction

L'eau est au cœur des préoccupations mondiales actuelles. Cette ressource qui semblait abondante et infinie en France devient manquante (sécheresses chroniques) ou, au contraire, surabondante (crues et inondations) (OiEau, 2023). Les sécheresses commencent de plus en plus tôt dans l'année, alors que certaines précipitations présentent des intensités telles que les systèmes de gestion des eaux pluviales ne sont plus adaptés (Giakoumis and Voulvoulis, 2023), et les dangers liés aux risques de pollution ou d'inondation augmentent (Grimm et al., 2008).

D'après l'INSEE[1] : « huit personnes sur dix résident dans une unité urbaine et près de cinq sur dix dans une unité urbaine de plus de 100 000 habitants », et ce nombre est en constante augmentation. L'expansion des villes continue, et avec elle l'artificialisation des sols. En plus des perturbations liées au changement climatique, l'imperméabilisation des surfaces entraîne une diminution de la recharge des nappes, une augmentation du ruissellement de l'eau en surface et une augmentation des rejets des eaux de ruissellement contaminées vers les milieux aquatiques superficiels, et notamment les milieux aquatiques (Grimm et al., 2008). Le cycle de l'eau en est d'autant plus perturbé.

Depuis plusieurs dizaines d'années, diverses stratégies de reperméabilisation ou de désimperméabilisation du tissu urbain ont été développées dans le but de réduire l'impact des activités urbaines et humaines sur la quantité et la qualité des eaux de surface et de la nappe phréatique (Fletcher et al., 2015). Il s'agit de réinstaurer le cycle naturel de l'eau en favorisant l'infiltration des eaux pluviales à la source. Pour cela, des systèmes de gestion des eaux pluviales dits alternatifs aux réseaux classiques ont été mis en place dans les villes, lors de nouvelles constructions ou en remplacement/renforcement de certaines structures préexistantes (Bacot et al., 2022). On retrouve ainsi des noues, des chaussées à structure réservoir, des tranchées d'infiltration, des toitures végétalisées, des pavés perméables, des bassins d'infiltration, etc. Tous ces systèmes varient selon leur emplacement (bords des axes routiers, exutoires, parcs et zones vertes, etc.), leur composition (types de sol et de plante, ingénierie, composants, nombre de couches…), ainsi que leur dimension.

En plus des avantages sur le plan de la gestion des eaux pluviales, le développement de ces systèmes permet de verdir les villes, développer la biodiversité, favoriser la santé des sols, limiter les îlots de chaleur urbains, et recréer des paysages et lieux de vie agréables (Bacot et al. 2022).

[1] https://www.insee.fr/fr/statistiques/4806684

Le sujet de la gestion des eaux pluviales a été pris en main au niveau du Ministère de la Transition Ecologique et un plan national d'actions a vu le jour en 2022[2]. Celui-ci vise à accompagner les aménagements en créant un portail facilitant l'accès aux ressources financières ainsi qu'un centre de ressources techniques du CEREMA dédié à la gestion des eaux pluviales urbaines. L'amélioration des connaissances scientifiques est également au cœur du plan national, en lien avec les observatoires d'hydrologie urbaine, dont fait partie l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine), situé à Lyon. Ces ouvrages alternatifs sont donc en plein développement.

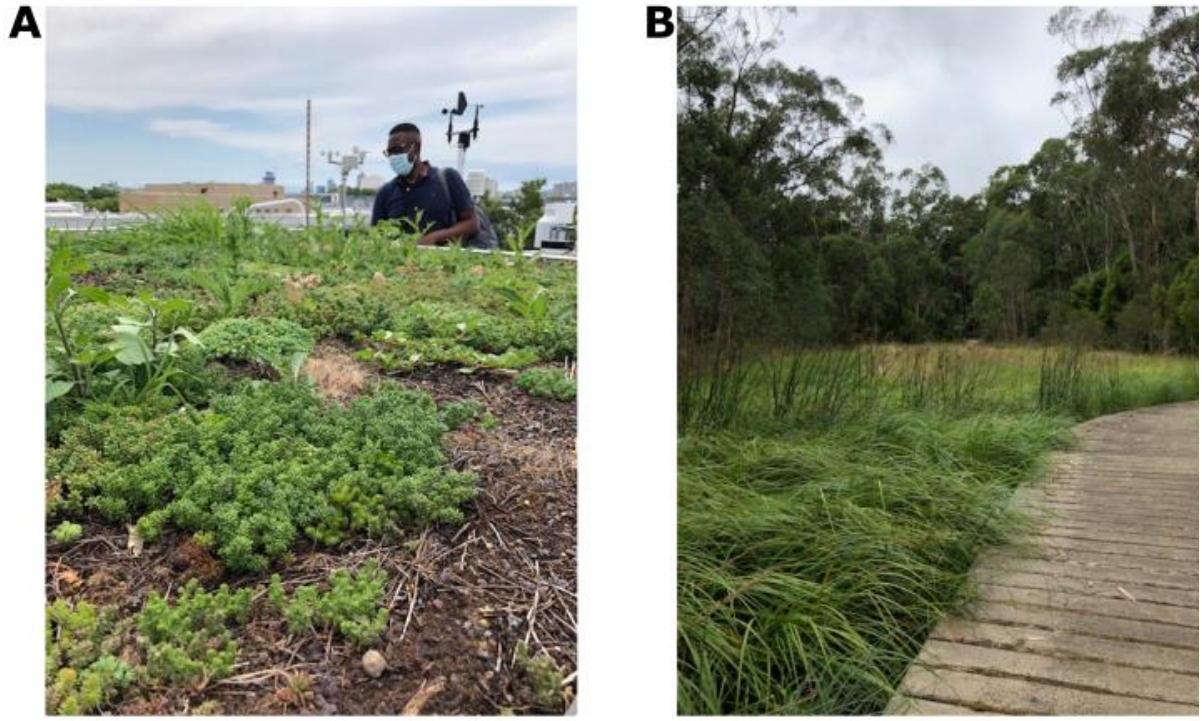


Figure I.1 : Photos de deux systèmes de gestion des eaux pluviales alternatifs : A) une toiture végétalisée à l'INSA de Lyon (France) et B) un bassin d'infiltration à Melbourne (Australie).

Cependant, les eaux pluviales urbaines contiennent de nombreux polluants dont certains peuvent être dangereux pour l'environnement et pour les humains : des éléments traces métalliques (Plomb, Cuivre, Zinc…), des polluants émergents persistants (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), polychlorobiphényles (PCBs), …), des bactéries, des nanoparticules, etc. (Aryal et al., 2010; Pinasseau et al., 2020). Une attention particulière est portée depuis quelques années sur les polluants de taille nanométrique, dont la présence et le risque pour les écosystèmes et la santé humaine sont avérés (Ghangrekar and Chatterjee, 2018). Ces polluants proviennent pour une petite partie de l'atmosphère, et majoritairement du ruissellement sur les surfaces imperméabilisées au niveau desquelles se déposent et se fixent différentes substances chimiques problématiques, issues par

[2] https://www.ecologie.gouv.fr/lancement-du-premier-plan-national-dactions-gestion-des-eaux-pluviales

exemple du trafic automobile, des déchets, ou encore des produits phytosanitaires (Müller et al., 2020). Les polluants sont transportés via les eaux de ruissellement jusqu'aux ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales.

Il est alors important de s'assurer que l'infiltration de l'eau s'accompagne de la filtration des polluants transportés, et ce dès les premiers centimètres du sol. Par conséquent, les fonctions d'infiltration et de filtration doivent être optimisées en même temps, notamment lors de la conception de ces ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source. Or, les gestionnaires des systèmes de gestion des eaux pluviales à la source ou centralisés (tels que les bassins d'infiltration) manquent de méthodes et outils pour le suivi dans le temps de ces fonctions. Des ouvrages comme les bassins d'infiltration sont laissés libre d'évolution et donc sujets à colonisation par des insectes et de la macrofaune du sol (notamment des vers de terre), des plantes et arbustes ou arbres, selon une succession écologique guidée en partie par les cycles d'humidification/séchage imposés par les évènements pluvieux et les saisons (Fernandes et al., 2022; Saulais et al., 2011). La porosité du sol a alors tendance à se diversifier : de larges pores créés par des galeries d'animaux ou des racines se forment et favorisent une infiltration rapide de l'eau. Cependant, s'ils favorisent l'infiltration de l'eau, ils provoquent également un transfert rapide des polluants transportés par les eaux de surface vers les horizons plus profonds, ne permettant pas au sol de les retenir ou de les adsorber (Keesstra et al., 2012; Legout et al., 2009). Les polluants sont transférés alors plus en profondeur ce qui induit un risque de dégradation de la qualité des nappes phréatiques (Köhne et al., 2009), ressource en eau (notamment pour la production d'eau potable) majeure de grandes villes comme Lyon et sa Métropole. Il devient ainsi nécessaire de surveiller les écoulements préférentiels, fréquemment présents dans les sols urbains.

L'efficacité des systèmes de gestion des eaux pluviales à la source se définit selon leur évolution et l'efficacité de leurs fonctions hydrauliques et épuratoires (Bacot et al., 2022). Pour les mesurer, il faut connaître les performances à évaluer et les indicateurs associés, ainsi que les échelles spatiales (ouvrage ou bassin versant) et temporelles (évènement ou annuel) concernées. Dans ce travail, les capacités d'infiltration et de filtration d'un bassin d'infiltration et d'un jardin de pluie, sont étudiées. Plus précisément, l'infiltration cumulée, le taux d'infiltration, la conductivité hydraulique à saturation du sol sont suivis, permettant de quantifier la fonction infiltration. Des indicateurs de filtration doivent aussi être développés, à travers un suivi infiltrométrique, dans le but de caractériser le taux de présence dans le sol de nanoparticules utilisées comme polluants modèles.

Pour le suivi infiltrométrique d'un ouvrage, il existe de nombreuses méthodes permettant d'obtenir des données à un instant donné sur le terrain. Les méthodes BEST, par exemple, permettent de connaître tous les paramètres hydrodynamiques à l'aide d'essais

d'infiltrométrie de type Beerkan (infiltration d'eau en conditions de charge constante au travers d'un simple anneau). En laboratoire, des colonnes de sol peuvent être utilisées pour quantifier le taux de rétention de certains polluants, en injectant des solutions de polluants et en suivant l'élution en sortie de système. Sur le terrain, l'évaluation de la rétention des polluants par le sol passe majoritairement par l'injection de polluants modèles suivis et l'étude des écoulements préférentiels. Pour cela, des traceurs ou colorants sont injectés puis étudiés par excavation de couches de sol, ou des techniques géophysiques sont déployées pour étudier les changements de teneur en eau et/ou de concentrations en polluants dans le sol (Allaire et al., 2009).

Le radar géologique (en anglais Ground Penetrating Radar, GPR) est un dispositif géophysique qui a fait ses preuves pour le suivi des écoulements et de la teneur en eau dans les sols (Di Prima et al., 2020; Guo et al., 2014). Couplé à un système d'infiltration d'eau (infiltromètre ou simulateur de pluie par exemple), le radar géologique permet de visualiser les mouvements de l'eau dans les sols, sur quelques heures ou à un instant précis, simplement, et de manière non intrusive (sans perturbation des sols).

Toutes ces méthodes permettent donc de suivre les mouvements de l'eau dans les sols, à l'échelle de l'ouvrage, en quelques heures. Les limites actuelles principales rencontrées dans la littérature et par les gestionnaires des systèmes d'infiltration se situent au niveau de la représentativité de l'hétérogénéité structurale des sols urbains (principalement des écoulements préférentiels) et de la capacité de suivi et de quantification des fonctions d'infiltration et de filtration des polluants par les sols.

Dans ce contexte, le projet ANR INFILTRON (infiltron.org) propose trois innovations pour répondre aux limites évoquées :

- la création de nanotraceurs destinés à mimer le comportement de polluants nanoparticulaires émergents et de bactéries lors de leur transfert et qui peuvent être détectés à l'aide de techniques non invasives (notamment le radar géologique pour les essais *in situ*),

- l'augmentation de la taille du dispositif d'infiltration, permettant de traiter les échelles spatiales appropriées pour tenir compte des flux et des transferts de masse préférentiels qui s'établissent souvent dans les sols urbains en raison de leur forte hétérogénéité texturale et structurale,

- la création d'une méthodologie et d'un outil fonctionnel "tout-en-un" qui combinent un dispositif expérimental (INFILTRON-exp) et un modèle numérique (INFILTRON-mod) pour aider à la quantification de fonctions infiltration et filtration.

Ce travail de thèse s'inscrit dans la dernière phase du projet, l'application sur le terrain du dispositif et des outils développés, et l'élaboration de la méthodologie. Il vise à répondre aux questions scientifiques suivantes :

1. Quels indicateurs peuvent être développés pour évaluer les fonctions filtration des polluants et infiltration d'eau ? Quelles expérimentations mettre en place pour construire et valider ces indicateurs ?

2. Quel est l'impact de la taille de l'infiltromètre sur la représentativité de l'hétérogénéité des sols à l'échelle du terrain en termes d'activation des macropores, et des écoulements préférentiels associés ? En d'autres termes, quels sont les effets liés au changement d'échelle de l'infiltromètre ?
3. Comment exploiter les données GPR pour comprendre les processus d'infiltration d'eau ? Que peut-on tirer du couplage de ces données avec la modélisation des écoulements dans les sols urbains ?
4. Comment déterminer le comportement de polluants nanoparticulaires lors d'essais d'infiltration ? Quels indicateurs peuvent être développés pour évaluer la fonction filtration et évaluer la performance des ouvrages d'infiltration ?

Ce manuscrit se divise en cinq chapitres. Le premier chapitre repose sur une revue de la littérature pour décrire le fonctionnement du sol et de l'infiltration, les polluants retrouvés dans les eaux pluviales, les dispositifs et modélisations à disposition en physique du sol. Le positionnement de ce travail y et également indiqué. Le deuxième chapitre présente les sites expérimentaux, le matériel utilisé, ainsi que les méthodes employées pour réaliser les expérimentations et les modélisations associées, et ainsi répondre aux questions de recherche de cette thèse. Le troisième chapitre est consacré à l'étude des effets d'échelles par comparaison des données infiltrométriques et des paramètres hydrodynamiques, entre un dispositif de taille classique et le dispositif INFILTRON-exp de large taille. L'influence des écoulements préférentiels y est étudiée par les modélisations en simple et double perméabilité réalisées à l'aide du logiciel Hydrus. Le quatrième chapitre traite du suivi de l'infiltration de l'eau dans les sols par le radar, permettant de comprendre les mécanismes mis en œuvre dans la fonction infiltration, et notamment la contribution des écoulements préférentiels. Le cinquième chapitre aborde le suivi et la caractérisation de la filtration des polluants, par la méthode du radar couplé aux nano-traceurs.

Chapitre II : Etat de l'art

II.1 Qualité de l'eau pluviale urbaine

L'eau qui s'infiltre dans les systèmes de drainage urbains durables (*Sustainable Urban Drainage Systems* en anglais, SUDS), provenant du ruissellement sur les surfaces imperméables et de l'eau météoritique, n'est jamais pure et s'accompagne de nombreux composants chimiques sous différentes formes, certains étant toxiques pour l'environnement. La gestion de ces eaux polluées a beaucoup évolué ces derniers siècles, et on est aujourd'hui en mesure de qualifier, quantifier, classer et suivre certains de ces contaminants.

II.1.1 Evolution de l'assainissement pluvial

II.1.1.1 De la fin du XIXème siècle au milieu du XXème siècle

Historiquement, en France, l'eau pluviale a suivi trois grands principes évoluant avec les usages et la population. Entre la fin du XIXème siècle et le milieu du XXème siècle, c'est le principe hygiéniste qui prévaut. Les eaux pluviales et usées de la ville doivent en être éloignées rapidement, d'où la construction de grands systèmes unitaires (c'est-à-dire regroupant eaux usées et pluviales) et/ou systèmes séparatifs via des tuyaux et égouts. A cette époque, le développement des centres-villes est permis par les installations déjà présentes. Le dimensionnement des nouveaux systèmes est réalisé en suivant le débit à l'exutoire pour une période de retour choisie, selon la formule de Caquot (Guiscafré, 1991).

Plus récemment, la vision environnementaliste s'est développée. L'eau a alors été amenée en station d'épuration, où les polluants sont en partie traités, avant d'être rejetée dans la nature. Cela modifie complètement le cycle naturel de l'eau.

Au milieu du XXème siècle, l'urbanisation se déplace vers la périphérie et l'imperméabilisation, de plus en plus importante, augmente drastiquement les volumes d'eau à traiter (Guiscafré, 1991). Les systèmes précédemment construits sont saturés et de nouveaux doivent donc être construits. Les paramètres de la formule de Caquot sont modifiés et des études sur le sujet sont lancées, notamment de manière quantitative, pour limiter les débits de pointe. De plus, des problèmes liés à la qualité (en termes de polluants) de l'eau rejetée sont mis en avant. Les stations d'épuration ne sont pas faites pour traiter tous les types de polluants et toutes leurs concentrations, et sont parfois même contournées à travers des déversoirs d'orage, lorsque les volumes arrivant sont trop importants.

Les bassins de retenue sont mentionnés pour la première fois en 1977 comme alternative aux réseaux (Circulaire interministérielle n° 77-284/INT du 22 juin 1977), dans ce premier temps sans considération ni de la qualité de l'eau évacuée, ni de ses impacts potentiels.

II.1.1.2 Depuis la fin du XXème siècle : développement des systèmes de drainage urbains durables

Depuis, une approche plus qualitative s'est développée, avec la volonté de préserver la ressource et les milieux récepteurs. Globalement, on peut parler de systèmes alternatifs et durables de gestion quantitative et qualitative des eaux pluviales. Ces systèmes sont de plus en plus pris en compte dans la planification urbaine. Ils permettent également de développer d'autres opportunités comme pour la biodiversité, le climat, le paysage, et le bien-être (Ashley et al., 2013). Pour une meilleure compréhension des termes utilisés pour définir les différents systèmes d'assainissement, un premier glossaire multi-langues a été développé par Ellis et al. (2006) et remis à jour par Fletcher et al. en 2015. Ce dernier article est un condensé des principaux systèmes qui existent, classés par appellations, et détaillant leurs principes de fonctionnement, les processus impliqués, et leurs fonctions. Les échelles de réflexion sont notamment différentes, selon la taille du bassin versant et les eaux ruisselées et infiltrées. De nombreux ouvrages sont développés et étudiés de nos jours, comme les noues d'infiltration, les tranchées drainantes, les jardins de pluie, les toitures végétalisées, etc. (Qin, 2020), ainsi que des bassins de rétention et d'infiltration de plus grande envergure (El-Mufleh et al., 2014).

Les SUDS sont efficaces pour retenir les polluants par les sols et plantes (Birch et al., 2005), mais principalement pour les particules non dissoutes (Fardel et al., 2019; Hatt et al., 2007). L'efficacité des systèmes dépend bien entendu des polluants (et donc des mécanismes physico-chimiques en jeu), mais également de la concentration en polluants. Pour une grande partie des polluants, plus cette concentration est élevée, plus le stockage est facilité. Le dimensionnement des ouvrages est également important. Par exemple, la longueur d'une noue est un facteur déterminant pour le piégeage des polluants (Yu et al., 2001), mais d'autres facteurs (nature des sols, types de polluants, etc.) peuvent intervenir (Fardel et al., 2019; Lucke et al., 2014). Une étude plus poussée des pollutions et des mécanismes physico-chimiques impliqués dans les SUDS est donc nécessaire.

II.1.2 Sources et type de polluants

En hydrologie urbaine, le terme « eau pluviale » regroupe l'eau de ruissellement et l'eau pluviale météoritique après contact avec une surface construite. L'eau qui s'infiltre dans les systèmes urbains de drainage correspond donc à l'eau pluviale qui tombe directement sur les ouvrages de gestion, ainsi qu'aux eaux qui viennent de l'amont et qui ruissellent sur le bassin versant, collectées et dirigées jusqu'aux ouvrages d'infiltration par exemple. Or, en zone urbaine, les activités humaines et le ruissellement sur les surfaces urbaines sont très émettrices en polluants : routes, industries, construction, activités domestiques, chauffage... Les sources de polluants sont nombreuses et leur détermination fait l'objet de nombreuses études.

La revue bibliographique récente de Müller et al. (2020) propose quatre catégories de sources de polluants, précisées dans la suite du texte : les retombées atmosphériques, le drainage des surfaces, les activités anthropogéniques (qui varient en fréquence et en intensité, comme pour l'utilisation des véhicules, les travaux de constructions, la maintenance des routes en hiver) et les systèmes de drainage urbains.

L'atmosphère n'est pas une source directe de pollution, mais plutôt un chemin de transport, depuis des sources lointaines jusqu'aux surfaces concernées, comme pour les composés organiques volatils, ainsi que les solides en suspension, nutriments, métaux et traces organiques. Les routes et surfaces imperméables contribuent notamment à l'émission d'HAPs et de métaux, ainsi qu'à la modification de l'alcalinité et donc du pH des eaux de ruissellement. Les matériaux de construction sont plutôt à l'origine de l'augmentation du pH des eaux de ruissellement, mais surtout d'une pollution au zinc, au cadmium et au cuivre ainsi qu'aux pesticides utilisés comme agent démoussant ou comme enveloppe protectrice. Certains PCBs et nonylphénols ont également été retrouvés. Dans les parcs urbains et les forêts urbaines, la matière organique dissoute qui est disponible présente une affinité particulière avec certains métaux (cadmium, cuivre, nickel et plomb), ainsi qu'avec des nutriments et des pesticides. Les aires de jeux, faites de gazon artificiel et de caoutchouc recyclé, sont des sources de microplastiques, de zinc, de HAPs et de phtalates. Les activités anthropiques liées à la route émettent toutes les pollutions mentionnées précédemment, principalement via l'usure, l'abrasion, le lavage et l'échappement des véhicules, ainsi que de la pollution aux sels par la maintenance des routes, et de la pollution aux métaux et HAPs dans les tunnels. Les activités industrielles émettent principalement des micropolluants, tandis que les activités de construction augmentent les teneurs en particules solides, transportant nutriments et HAPs. Les déchets sont plutôt la source de microplastiques, le jardinage et les animaux de nutriments, bactéries et parasites. Des erreurs de connexions et les matériaux utilisés pour les tuyaux sont de potentielles sources de polluants supplémentaires. Tous ces polluants se retrouvent à l'exutoire, dans les stations d'épuration ou dans les ouvrages de gestion à la source ou centralisés comme les bassins d'infiltration. El-Mufleh et al. (2014) résument les concentrations retrouvées dans plusieurs bassins d'infiltration au cours du temps. Le Tableau II.1 donne la gamme de valeurs retrouvées pour quelques éléments traces métalliques (ETM) et la somme des HAPs, ainsi que la valeur considérée comme seuil de pollution pour les sols d'après les standards néerlandais.

Tableau II.1 : Gamme de concentrations de polluants provenant des sédiments des bassins d'infiltration Cheviré et Django Reinhardt. D'après El-Mufleh et al. (2014). Références : Durand et al., 2003; Durin, 2006; El-Mufleh, 2011; Le Coustumer, 2008; Pétavy, 2007.

Polluants	Concentrations	Normes néerlandaises sur la pollution des sols
Cd	0,5 – 7,1 $mg.kg^{-1}$	0,8 $mg.kg^{-1}$
Cu	84 - 366 $mg.kg^{-1}$	36 $mg.kg^{-1}$
Pb	30 - 819 $mg.kg^{-1}$	85 $mg.kg^{-1}$
Zn	683 - 2500 $mg.kg^{-1}$	140 $mg.kg^{-1}$
$\sum$ HAPs	1752 - 32893 $\mu g.kg^{-1}$	1000 $\mu g.kg^{-1}$

On constate ainsi que les gammes de concentrations retrouvées dans plusieurs sites, à plusieurs moments, par plusieurs études, varient beaucoup et sont supérieures dans la grande majorité aux normes néerlandaises pour la pollution des sols.

Martinelli (1999) avait également présenté des valeurs de polluants retrouvées dans les eaux de ruissellements urbains, de toitures et de routes, provenant du rapport de Mottier et Boller (1992) ainsi que Truchot et al. (1994). Ces valeurs sont comparées aux valeurs limites d'émission d'effluents susceptibles d'être rejetés au milieu naturel (Arrêté NOR : TREP1800801A - Section II - Article 17).

Tableau II.2 : Gammes de concentrations de polluants provenant d'eaux de ruissellement (urbaines, toitures, routes) et valeurs limites d'émission d'effluents susceptibles d'être rejetés au milieu naturel (Arrêté NOR : TREP1800801A - Section II - Article 17). D'après Martinelli (1999). Références : Mottier and Boller (1992) et Truchot et al. (1994).

Polluants	Concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement urbain	Arrêté du 6 juin 2018
Cd	0,3 – 20 $\mu g.l^{-1}$	25 $\mu g.l^{-1}$
Cu	0,01 - 0,2 $mg.l^{-1}$	0,15 $mg.l^{-1}$ (si le rejet dépasse 5 g/j)
Pb	0,02 et 0,3 $mg.l^{-1}$	0,1 $mg.l^{-1}$ (si le rejet dépasse 5g/j)
Zn	0,02 - 3 $mg.l^{-1}$	0,8 $mg.l^{-1}$ (si le rejet dépasse 20 g/j)

On imagine facilement que les valeurs limites de rejets au milieu naturel sont moins exigeantes que celles de l'eau potable, et pourtant trois des quatre éléments du Tableau II.2 ont des gammes de concentrations supérieures à ces valeurs seuils. La pollution des eaux de ruissellement est donc très significative.

II.1.3 Classification des polluants par taille

Tous les polluants retrouvés dans l'eau, cités dans les paragraphes précédents, peuvent être classés par catégorie selon leur composition chimique et/ou leur taille : polluants organiques, pathogènes, nutriments, solides en suspension et sédiments, polluants inorganiques, pollution thermale, radioactive et enfin les nanopolluants (Ghangrekar and Chatterjee, 2018).

Généralement, ces polluants sont classés selon la fraction à laquelle ils appartiennent : dissoute ou particulaire (Figure II.1). Selon la norme française (NF EN ISO 11885-2009), la fraction dissoute est obtenue par filtration à 0,45 µm. En dessous, les particules sont considérées comme dissoutes, au-dessus comme particulaires. Cependant, une troisième fraction existe, les colloïdes. La définition la plus utilisée est celle qui considère les colloïdes comme la fraction des particules de taille comprise entre 1 nm et 1 µm. La spéciation peut également se réaliser selon le poids des particules. Le kiloDalton (kDa) est une autre unité, n'appartenant pas au système international, qui est parfois utilisée pour la détermination de la fraction colloïdale et/ou dissoute. Un Dalton correspond à la masse atomique d'un atome d'hydrogène. La fraction colloïdale est déterminée entre 0,45 µm et 10 kDa. Les études sur l'impact environnemental et la structure des colloïdes se sont beaucoup développées dans les dernières années (Nowack and Bucheli, 2007), et la différence de comportement entre des colloïdes et des particules dissoutes lors de l'infiltration a bien été démontrée et illustrée (Auset et al., 2005).

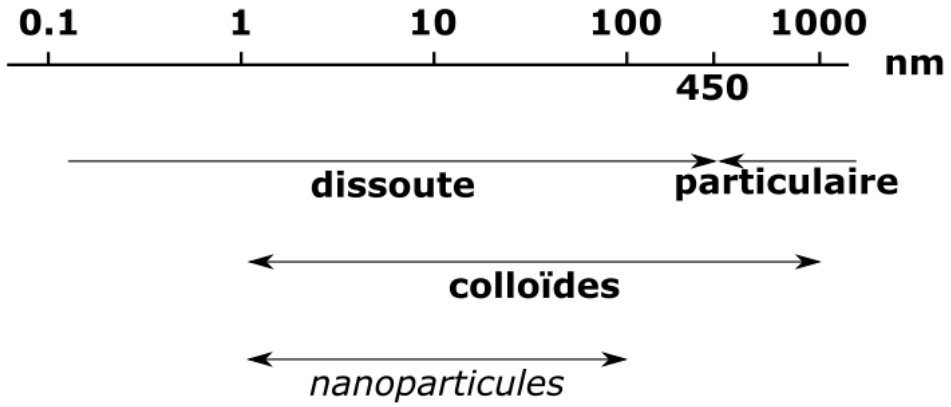


Figure II.1 : Classification des fractions de polluants dans l'eau par taille. Adapté de Nowack and Bucheli (2007).

Les nanoparticules (NPs) sont définies comme des substances mesurant moins de 100 nm dans plus d'une direction de l'espace (Nowack and Bucheli, 2007). Elles n'ont pas de forme précise. On retrouve, entre de nombreux autres : des métaux comme l'or et l'argent, des oxydes de fer, des organismes notamment les virus, des aérosols, des aluminosilicates, des polymères, ou encore de la suie. Les nanopolluants sont donc des NPs et des polluants,

qui peuvent être naturels ou anthropogéniques, contenant du carbone ou inorganiques. Ils peuvent être considérés comme faisant partie de la catégorie des colloïdes.

Les colloïdes peuvent être naturels, incluant des argiles, des oxydes de métal, des précipités de minéraux, ainsi que des composés organiques comme des organismes biologiques (bactéries, virus, protozoaires) (Wang et al., 2020). Ils peuvent également être manufacturés (Gottschalk et al., 2013).

Certains modèles statistiques utilisent d'ailleurs des données basées sur le type et les sources de NPs manufacturées, et leur comportement, pour déterminer les concentrations environnementales prévues (*Predicted Environmental Concentrations*, PEC). Dans les sols, ces évaluations varient beaucoup selon les sources, de 10^{-5} à 10^{4} µg/kg (Gottschalk et al., 2013).

II.1.4 Devenir des polluants dans le sol : moteurs et freins à la filtration des polluants

L'eau constitue le vecteur principal de transport pour une grande partie des polluants. Ainsi, l'infiltration de l'eau en surface et les écoulements dans la zone non saturée doivent être étudiés en amont pour déterminer le devenir des polluants dans les sols. Ensuite, les écoulements doivent être couplés à la réactivité du polluant et aux mécanismes physico-chimiques. Le transfert des polluants à travers les différents horizons du sol dépend de la nature des polluants considérés, des propriétés physico-chimiques du sol et des interactions possibles dans l'eau et entre les polluants et les particules du sol (Chéry and Mouvet, 2000). Ce travail de thèse ne vise pas à étudier avec précision ces mécanismes, mais il semblait important de les mentionner pour la compréhension et l'analyse des résultats, notamment en lien avec les aspects qualité et la fonction filtration des SUDS.

Les sols ont la capacité de retenir les polluants dans les premiers centimètres, par décantation pour les particules de plus grandes dimensions et par filtration pour les plus fines (Citeau, 2008), notamment les ETM et composés organiques apolaires (HAP, phtalates…) (Sage, 2018). Autrement, à l'interface solide-liquide, l'adsorption est le processus par lequel la matière se fixe aux surfaces minérales, par création de liaisons chimiques avec des ions, atomes ou molécules associés aux particules solides. Selon la composition du sol et son pH, les surfaces des minéraux peuvent porter une charge négative ou positive, ce qui peut attirer ou repousser les polluants (dépendamment de leur charge). Par exemple, des cations métalliques peuvent être adsorbés à la surface des argiles, chargées négativement en conditions environnementales. Le processus est limité par la surface spécifique disponible et diffère de la précipitation car le polluant ne forme pas de nouvelle phase solide. L'adsorption est considérée comme un processus réversible (Quiot and Palaia, 2014). De plus, plus le temps de contact est long, plus la rétention

sera durable dans le temps (Citeau, 2008). Ainsi, selon la texture, la composition (taux d'argile, de matière organique…), les propriétés des polluants et leur affinité avec les minéraux, les caractéristiques physico-chimiques des eaux, le comportement hydrodynamique du sol, etc., le sol a une capacité à retenir les contaminants qui varie (Sage, 2018). Cette capacité de rétention des contaminants sera aussi appelée « fonction filtration du sol » dans la suite de ce travail.

Ainsi, les écoulements rapides dans les chemins préférentiels doivent être pris en compte dans la mesure où ils dégradent la qualité de contact entre les polluants et les particules réactives du sol, réduisant ainsi l'efficacité globale de la filtration des polluants (Lassabatere et al., 2004). Keesstra et al. (2012) donnent l'exemple des galeries de vers de terre qui influencent grandement le transport des solutés. Binet et al. (2006) ont ainsi étudié le devenir de l'atrazine à travers les galeries de vers de terre, et concluent qu'ils créent des écoulements préférentiels qui augmentent la mobilité de l'herbicide. De plus, plus les galeries sont profondes, plus la fonction filtration diminue fortement (Keesstra et al., 2012).

Des phénomènes de dégradation et d'extraction par la végétation peuvent également influencer le devenir des polluants dans les sols et à la surface. La capture de polluants par les végétaux n'est pas significative car la majorité des polluants reste dans le sol (Sun and Davis, 2007), mais leur présence favorise la dégradation et l'adsorption des polluants en produisant des molécules organiques aptes à fixer les polluants (Sage, 2018). De nombreuses formes de dégradation touchent principalement les polluants organiques : volatilisation, photolyse, dégradation abiotique ou biologique (Pitt et al., 1999; Sun et al., 2010). La (bio)dégradation d'une substance organique consiste en sa décomposition complète (lorsqu'une substance inorganique est créée) ou incomplète (la structure originelle de la substance est changée) et se réalise généralement par des micro-organismes (Lemière et al., 2008). Ces phénomènes dépendent également de la capacité de rétention du sol, du temps de contact, du type de contaminants et de leur stabilité (Citeau, 2008; Leroy et al., 2015). Parfois, les éléments issus de la dégradation sont plus nocifs pour l'environnement et les eaux souterraines que l'élément d'origine (Martinelli, 1999).

A l'inverse des phénomènes de dégradation ou de rétention, certains mécanismes peuvent augmenter la mobilité des polluants et ainsi augmenter le risque de contamination de la nappe. Les écoulements préférentiels par exemple, ou plus globalement les transferts hydriques rapides et en profondeur, ne permettent pas au sol de jouer leur rôle (Citeau, 2008; Sage, 2018). Sur la surface du sol, notamment des sols de SUDS, l'accumulation des polluants peut entrainer la saturation des sites d'adsorption et l'avancée d'un « front de contamination ». Des perturbations des équilibres physico-chimiques du sol peuvent également remobiliser des polluants. Par exemple, la modification de la salinité ou

l'arrivée de matière organique peut entrainer une solubilisation des contaminants (Sage, 2018). Enfin, des agrégats (hétéroagrégats) de colloïdes et NPs peuvent se former et sédimenter, ou être transportés en profondeur plus facilement, ce qui est appelé transport colloïdal (Ollivier and Labille, 2016). L'agrégation est très étudiée et impacte fortement les NPs et les colloïdes (Hotze et al., 2010). La Figure II.2 donne un résumé des différents mécanismes affectant les contaminants dans les eaux et les sols.

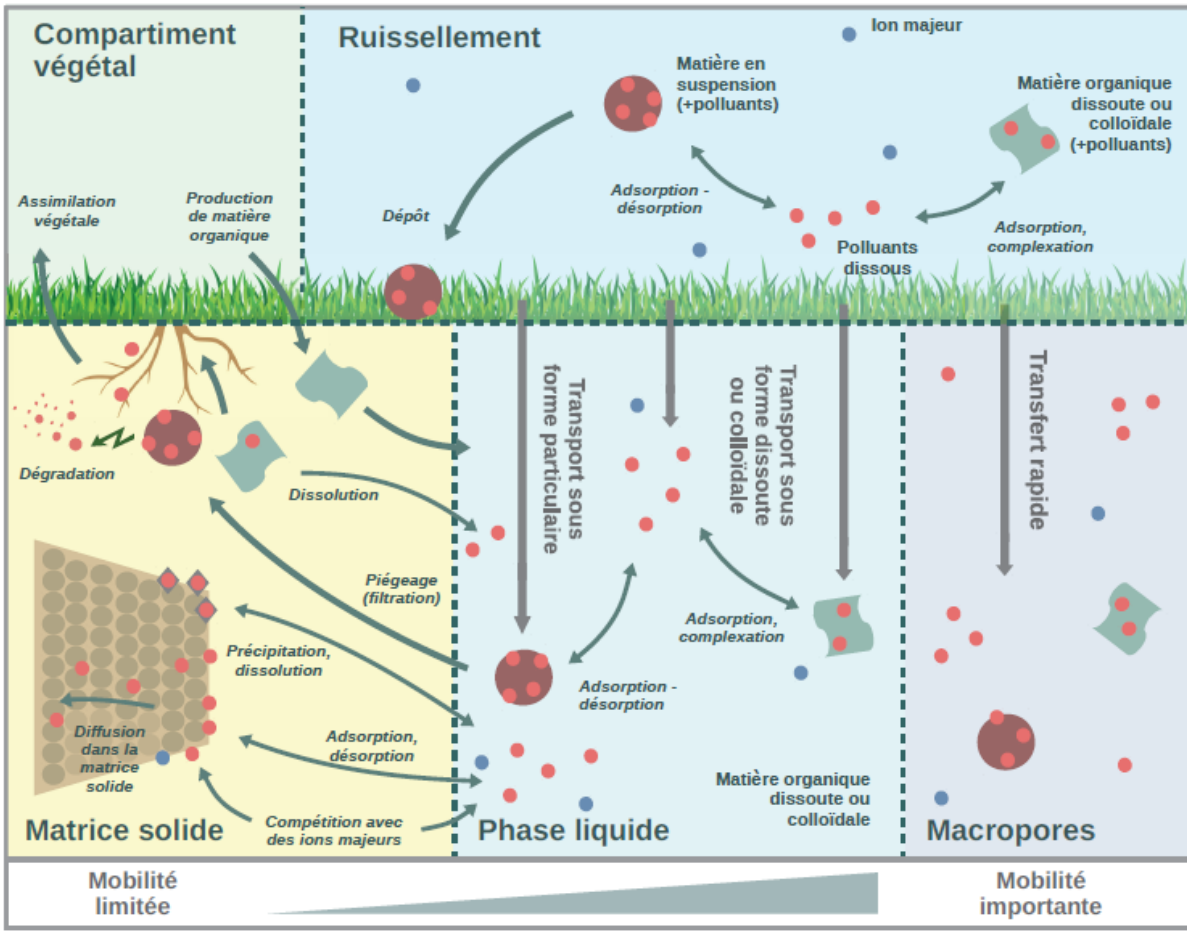


Figure II.2 : Résumé des différents mécanismes affectant les contaminants dans les eaux et les sols. Source : Sage, 2018.

Ainsi, le frein principal à la filtration des polluants par le sol, donc un des facteurs principaux de contamination de la nappe, est la mobilité rapide des polluants (et donc des liquides qui les contiennent), c'est-à-dire le transport colloïdal et les transferts rapides dans les macropores.

II.1.5 Suivi et transport des nanoparticules et colloïdes dans les sols

Plusieurs dispositifs existent pour étudier les concentrations, la mobilité et le devenir des polluants (Singh et al., 2018). Le transport colloïdal a par exemple été étudié via des lysimètres déposés à différentes profondeurs (Denaix et al., 2001) ou dans la partie basse

de l'horizon pédologique (Citeau et al., 2003). Le principe du lysimètre est de collecter les eaux après leur passage à travers un sol, et de comparer l'eau infiltrée à la surface et celle recueillie après infiltration. Cette eau est récupérée et analysée en laboratoire, notamment pour connaître les espèces chimiques présentes et leur spéciation (formes chimiques). Denaix et al. (2001) ont suivi sur un an les variations de concentrations de Zn, Cd, Pb, à différentes profondeurs, et ont montré qu'il y avait bien un transport colloïdal des métaux. Citeau et al. (2003) ont analysé la taille, la forme et la composition des colloïdes, ainsi que la stabilité des complexes métalliques, et ont montré que les colloïdes sont bien impliqués dans la mobilisation des métaux, tout en dépendant du type de sol et de l'élément trace métallique considéré. Par exemple, les colloïdes faciliteraient le transport du plomb jusqu'à la nappe.

A l'échelle macroscopique, le transport colloïdal a également été étudié directement à l'aide de colonnes de laboratoire, avec un sol homogène remanié et tassé ou un sol hétérogène intact ou reconstitué (Wang et al., 2020). Le sol homogène représente la matrice du sol, et un sol hétérogène est plutôt étudié avec une approche en double perméabilité : une partie en écoulement préférentiel rapide, l'autre partie plus lente qui correspond à la matrice. La plupart des études en colonne de laboratoire injectent des colloïdes dans le dispositif et étudient la courbe de percée (*breakthrough curve* en anglais), c'est-à-dire la concentration de l'élément en sortie de colonne en fonction du temps. L'étude se focalise notamment sur l'amplitude de la courbe et le temps que met le pic de concentration de l'espèce injectée à sortir du système (Wang et al., 2020). Le transfert des bactéries et des traceurs d'iodure injectés dans l'expérimentation de Auset et al. (2005) a été démontré par des pics de concentrations arrivant à des temps significativement différents. Ces traceurs ont eu, d'après les autrices et auteurs, des comportements caractéristiques d'écoulements fractionnés en eau mobile – immobile (modèle MIM, Gaudet et al., 1977). Les processus de transports clés et les mécanismes physico-chimiques peuvent être identifiés à partir de ces courbes. Néanmoins, les profils de rétention (teneur en polluants dans le système en fin d'expérimentation) sont souvent nécessaires pour permettre une identification des processus en jeu (Lassabatere et al., 2007; Prédélus et al., 2017).

Van den Bogaert et al. (2016) ont également analysé par cytométrie en flux (technique de laboratoire de caractérisation des particules dans un liquide) la quantité de microsphères obtenue après plusieurs simulations de pluies espacées au sein d'une colonne de sol, et ont montré que la rétention des colloïdes augmentait avec l'espacement des pluies. De plus, les colloïdes transportés à travers les macropores sont retrouvés à la sortie de la colonne plus souvent que lorsqu'ils passent par la matrice plus fine (van den Bogaert et al., 2016).

II.1.6 Exemple des nanoparticules (superpara)magnétiques

Certaines nanoparticules possèdent des caractéristiques particulières, intéressantes pour la recherche. Par exemple, les SPIONs (*Superparamagnetic Iron Oxyde Nanoparticles* en anglais, Nanoparticules Superparamagnétiques d'Oxyde de Fer) sont utilisées en médecine pour leur faible toxicité et leurs propriétés électromagnétiques. Elles servent notamment au diagnostic par IRM nucléaire, comme agents anticancéreux, ou pour la fabrication d'assemblages cellulaires, ainsi qu'en support de transport de médicaments (Walle et al., 2019).

Le superparamagnétisme est un phénomène que l'on retrouve pour différents types de particules de taille nanométrique, dont l'aimantation mesurée est variable dans le temps, selon la température. En considérant un temps de mesure élevé (supérieur au temps de relaxation de Néel correspondant au temps de renversement spontané de l'aimantation), l'aimantation mesurée est nulle, et l'état de la particule est dit superparamagnétique. Si un champ extérieur est appliqué, les nanoparticules peuvent alors s'aimanter, comme pour un matériau paramagnétique (qui, lui, n'a pas d'aimantation sans champ magnétique appliqué).

Les SPIONs réagissent avec leur environnement et plusieurs processus ou caractéristiques physico-chimiques particuliers entrent en jeu lors de leur infiltration dans les sols. Tout d'abord, la solubilité joue un rôle clé dans l'évaluation de la toxicité des NPs. En effet, les SPIONS peuvent être soumis aux mécanismes de dissolution et ainsi relarguer des éléments. Plus le pH du milieu est acide, plus la solubilité de nombreux métaux augmente, donc plus le risque de transport vers l'environnement est important (Lemière et al., 2008). Raimbault (2021) affirme qu'à pH neutre, et notamment aux pH environnementaux comme pour les eaux de ruissellement, les NPs d'oxydes métalliques sont peu solubles, contrairement aux NPs métalliques.

En second lieu, les nanoparticules peuvent s'agréger pour former des objets plus gros. Eventuellement, cette agrégation peut provoquer une sédimentation des objets les plus gros et poser des questions de conservation des solutions de nanoparticules. Dans ce contexte, la charge de surface joue un rôle déterminant. En effet, l'agrégation n'est possible que si l'attraction entre les objets est plus forte que la répulsion électrostatique. Celle-ci dépend de la charge électrique à la surface de l'entité considérée, ici la nanoparticule. Le potentiel zêta est une technique de mesure de cette charge de surface.

Toutes ces propriétés sont intéressantes pour le suivi de la fonction filtration de l'eau, mais n'ont pas encore été utilisées à notre connaissance.

II.2 Sols, eau et solutés

II.2.1 Description du sol et de la zone non saturée

Le sol est un corps complexe et vivant, refuge de nombreuses espèces et indispensable à la vie (Hillel, 2003). Il fait autant office de réserve de matériaux et de ressources énergétiques, de régulateur des cycles de nutriments, que de provision de nourriture pour l'homme et pour le biote (faune et flore d'une zone). Le sol constitue également une ressource pour les habitats humains et un immense réservoir des vestiges du passé. Sa présence est déterminante dans la gestion des eaux sur notre planète car il sert de réserve d'eau, il limite les inondations grâce à l'infiltration, il régule le climat en étant le support de la végétation qui permet l'évapotranspiration notamment, et il filtre et adsorbe certains polluants. Le sol apporte donc de nombreux services écosystémiques.

L'Association Française pour l'étude du sol (Afes) en propose la définition suivante : « Le sol est un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée, ou peu marquée par la pédogenèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue, localement, une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Il est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et micro-organismes). ».

Bien qu'il n'existe pas de sols « classiques » ou « normaux », la classification par horizons permet de les structurer et de les étudier (Hillel, 2003) (Figure II.3).

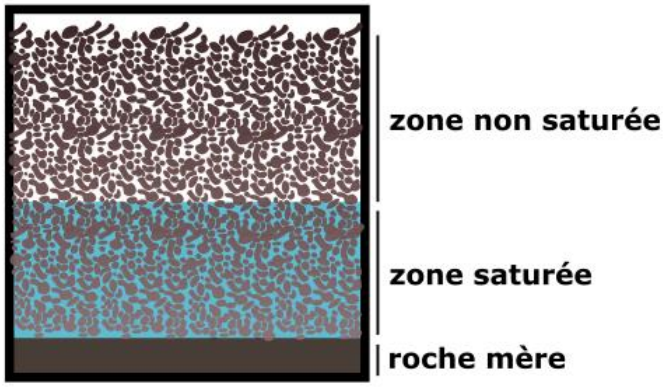


Figure II.3 : Schéma des horizons du sol et des zones saturée et non saturée dans le profil de sol.

On peut déterminer ces horizons en regardant le profil du sol. Les compositions des horizons sont différentes, ce qui est parfois visible à l'œil nu, notamment par des

différences de couleur. En général, la couche plus ou moins fine en surface et le premier horizon sont riches en matière organique et en activité biologique. Les horizons suivants sont formés de dépôts plus anciens et de matière des horizons supérieurs lessivée jusqu'à eux, notamment des argiles et des carbonates. Les premiers centimètres à mètres du sol sont non saturés en eau, jusqu'à ce que la nappe phréatique soit atteinte (Figure II.3). Là, le sol est saturé en eau. Plus en profondeur, on retrouve la roche mère imperméable. Les sols sont en interactions constantes avec leur environnement, et notamment avec le climat, les organismes vivants qui le composent, la topographie et la roche mère. Dans ce travail de thèse, nous ne nous intéresserons qu'à l'étude de la zone non saturée.

II.2.2 Paramètres descriptifs du sol et de l'eau

II.2.2.1 Texture et structure du sol

En zone non saturée, le sol est composé de gaz, de liquides et de solides. Les phases liquide et solide représentent entre 30 et 60% du volume du sol (*L'eau et les sols - hydrodynamique des milieux poreux*, 2017).

La partie solide du sol correspond à de la matière minérale et organique. La partie organique est composée de racines, d'animaux et de microorganismes, ou de toute autre matière organique produite par le compartiment vivant. Elle présente une masse totale conséquente (3,2 milliards de tonnes en France métropolitaine dans les 30 premiers centimètres)[3]. Un gramme de terre contiendrait par exemple un milliard de microorganismes[4]. Cependant, ce sont les minéraux qui constituent la principale fraction massique ou volumique de la phase solide du sol. Les minéraux proviennent directement de la roche mère à proximité, comme pour les feldspaths, micas et quartz, ou proviennent de leur transformation, comme les (hydro)oxydes de fer et manganèse et argiles. En physique du sol et en hydrologie, on classifie plutôt les minéraux par leur taille, en trois catégories ou fractions : les sables, les limons et les argiles. Selon le Département d'Agriculture des Etats Unis (United States Department of Agriculture, USDA), les sables ont un diamètre compris entre 2 et 0,05 mm, les limons entre 0,05 et 0,002 mm, puis les argiles un diamètre inférieur à 0,002 mm. Au-dessus de 2 mm, les grains sont communément appelés graviers (Angulo-Jaramillo et al., 2016; Hillel, 2003). Il existe également une norme française (NF EN ISO 14688-2) pour la classification des sols, sur le même principe. Les sables et limons sont assez similaires minéralogiquement et physiquement et, bien qu'ils soient représentés par des sphères lorsque l'on effectue la granulométrie, ont des formes variées. Les argiles se structurent plutôt en feuillets et ont

[3] https://www.gissol.fr/thematiques/matieres-organiques-des-sols-42

[4] https://www.inrae.fr/actualites/richesses-insoupconnees-du-sol

des caractéristiques physico-chimiques particulières : elles se comportent comme des colloïdes et sont chargées négativement. Ce sont elles qui déterminent majoritairement les comportements géochimique et hydrodynamique du sol. La texture du sol peut être déterminée en connaissant le pourcentage de chacune des trois fractions, ce qui se détermine avec le triangle des textures (Figure II.4).

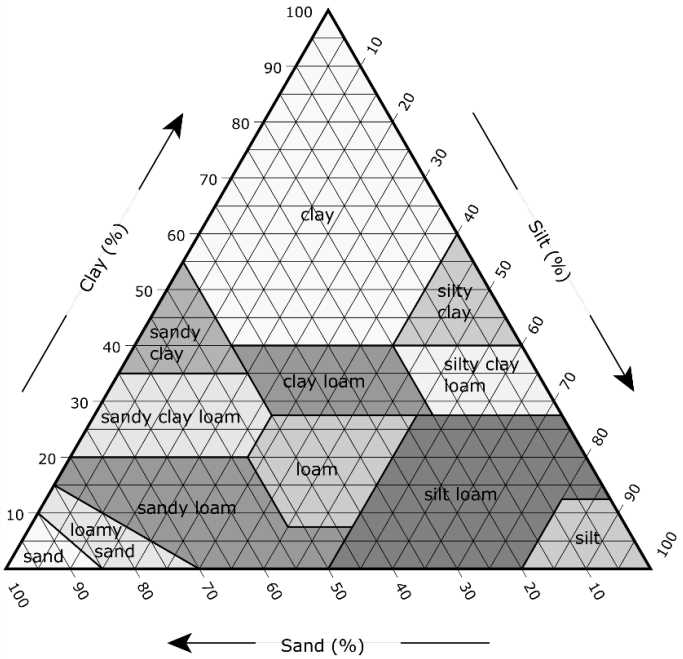


Figure II.4 : Triangle des textures de l'USDA (United States Department of Agriculture). Basé sur Christopher Aragón, CC BY-SA 4.0 <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0>, via Wikimedia Commons.

Le sol peut être vu comme un assemblage de ces minéraux, ou grains, posés les uns à côté des autres, en créant des espaces entre eux plus ou moins grands. Ces derniers sont remplis d'air et d'eau, et servent d'habitat au compartiment vivant du sol. On appelle ces espaces les pores du sol, ce qui fait du sol un milieu poreux, c'est-à-dire composé de matière agrégée formant des pores.

C'est dans ces pores que les phases liquides et gazeuses sont présentes et se meuvent. Certains grains sont attachés les uns aux autres par de la matière organique et forment des agrégats, de dimension plus grande. La manière dont tous les grains sont assemblés est appelée structure du sol. Plus précisément, la structure du sol correspond aux groupes composés des particules premières du sol (Soil Science Division Staff, 2017). La cohésion dans chaque groupe, entre les particules premières, est plus forte que l'adhésion entre les différents groupes (Soil Science Division Staff, 2017). La structure des sols peut être de différentes formes : granulaire (quand des agrégats sont formés), de blocs, de lentilles, de colonnes, etc.

La phase gazeuse correspond à l'air emprisonné, dont la composition est proche de celle de l'atmosphère, mais qui peut se modifier dans le profil de sol avec la respiration des

organismes vivants et les différents mécanismes géochimiques. La phase gazeuse est remplacée par le liquide mouillant (l'eau interstitielle), qui l'expulse et prend sa place jusqu'à équilibre des forces. La phase liquide est composée d'eau et de composés dissous transportés par l'eau interstitielle ou résultant de processus de dissolution partielle des phases solides. De nombreux mécanismes physico-chimiques dépendent de la texture et de la structure du sol, dont l'infiltration de l'eau et la filtration des polluants.

Le sol est donc un système composé de grains dispersés, hétérogène et poreux, qui constitue une zone non saturée servant aux échanges énergétiques et de matière entre la surface du sol (atmosphère) et la nappe phréatique (Angulo-Jaramillo et al., 2016). Son volume total V_t peut être considéré comme constant et est composé des volumes de fluides V_f, c'est à dire d'eau V_w et d'air V_a, ainsi que des volumes de solides V_s (Figure II.3). Les masses d'eau M_w et de solides M_s sont non nulles.

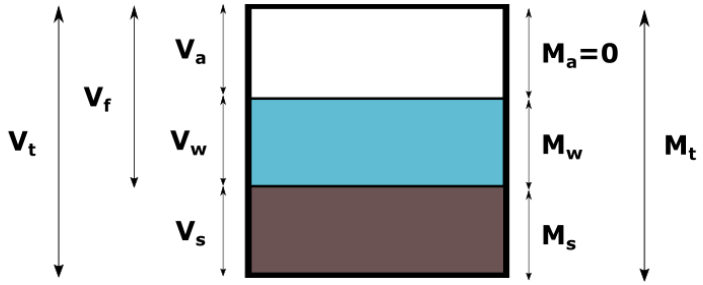


Figure II.5 : Schéma des différentes phases du sol et leurs volumes (à gauche) et masses (à droite) associés.

Ces variables basiques permettent de définir d'autres paramètres liés aux propriétés du sol. La masse volumique spécifique d'un solide, par exemple, correspond à sa masse par rapport à son volume et est notée ρ_s (kg.m^{-3}) :

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \tag{II.1}$$

La masse volumique sèche (ou apparente) du sol ρ_b (kg.m^{-3}) correspond au ratio entre la masse du solide et le volume total du sol, incluant les fluides :

$$\rho_b = \frac{M_s}{V_t} = \frac{M_s}{V_s + V_f} = \frac{M_s}{V_s + V_a + V_w} \tag{II.2}$$

II.2.2.2 Porosité du sol

II.2.2.2.1 Définition

Les deux paramètres précédents permettent de calculer la porosité d'un sol, qui correspond au volume des vides (ou des phases liquide et gazeuse) par rapport au volume total du sol. Elle se mesure en pourcentages [L^3L^{-3}] :

$$\varphi = \frac{V_f}{V_t} = \frac{V_w + V_a}{V_w + V_a + V_s} = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \tag{II.3}$$

La porosité peut ainsi se déterminer expérimentalement en récupérant des échantillons de sols. Un pycnomètre, outil de laboratoire, permet de calculer la masse volumique du

solide ρ_s (Danielson and Sutherland, 1986). En échantillonnant le sol à l'aide d'un petit anneau de volume connu, une pesée avant et après séchage de l'échantillon pendant 24 heures à 105°C permet de calculer la masse volumique sèche du sol (Blake and Hartge, 1986). L'application de la formule (II.3) permet ensuite de calculer la porosité des sols.

Pour une grande partie des sols, la masse volumique d'un solide est comprise entre 2600 et 2700 $kg.m^{-3}$, ou 2,6 à 2,7 $g.cm^{-3}$, tandis que la masse volumique sèche est comprise entre 1200 et 1600 $kg.m^{-3}$, ou 1,2 à 1,6 $g.cm^{-3}$, pour des sols sableux à plus fins, mais agrégés. Comme dit précédemment, la porosité est généralement comprise entre 30% et 60%, ce qui signifie que 30 à 60% du sol peut être occupé par l'eau ou l'air. Cela varie notamment avec la structure et la texture du sol en question. Les sols fins limoneux et argileux ont une porosité plus grande que les sols sableux. Cependant, les sols sableux ont des pores de plus grande dimension que les sols fins, même s'ils sont moins nombreux, ce qui implique une plus grande perméabilité (*L'eau et les sols - hydrodynamique des milieux poreux*, 2017). Ainsi, par exemple, les sols sableux ont une plus grande perméabilité, mais une plus faible porosité que les sols argileux. La perméabilité, qui est un paramètre descriptif important du sol et qui sera explicitée en détails plus tard, est plus influencée par la taille des pores du sol que par la valeur de la porosité.

Certains sols ont des caractéristiques qui modifient ces paramètres, tels que la possibilité de retrait et gonflement, de fissuration, de gel, etc. On peut ainsi calculer l'indice des vides, correspondant au volume des vides par rapport au volume du solide et noté n :

$$n = \frac{V_v}{V_s} = \frac{V_w + V_a}{V_s} \tag{II.4}$$

Celui-ci est utilisé lorsque le volume occupé par une masse donnée de sol varie dans le temps, comme avec les sols argileux gonflants qui n'ont de constant que le volume de solide. Cet indice n'intervient pas dans la suite de ce travail et les caractéristiques mentionnées ici ne seront pas étudiées en détails.

II.2.2.2.2 Différents types de pores

La porosité donne une idée globale, pour un volume élémentaire représentatif de sol, de sa part de vide. Elle est le lieu de l'écoulement des liquides et gaz (vapeur d'eau) dans le sol. On se focalisera dans la suite sur l'écoulement de la phase liquide. Tous les pores ne sont pas toujours impliqués dans l'écoulement de cette phase liquide.

La connexion des pores entre eux est importante pour l'écoulement. Les pores dits efficaces peuvent permettre l'écoulement des liquides, les pores fermés au contraire ne permettent aucun échange de masse, et enfin les pores clos, « en cul-de-sac », sont connectés mais piègent l'eau en formant ainsi des zones d'eau stagnante. Ainsi, seuls les

pores connectés, activés et efficaces, permettent l'écoulement. Parmi ceux-ci, différentes tailles et origines des pores coexistent.

D'après Luxmoore (1981), les pores peuvent se distinguer par leur diamètre moyen : inférieur à 10 µm pour les micropores, entre 10 et 1000 µm pour les mésopores, et supérieur à 1000 µm pour les macropores (Figure II.6).

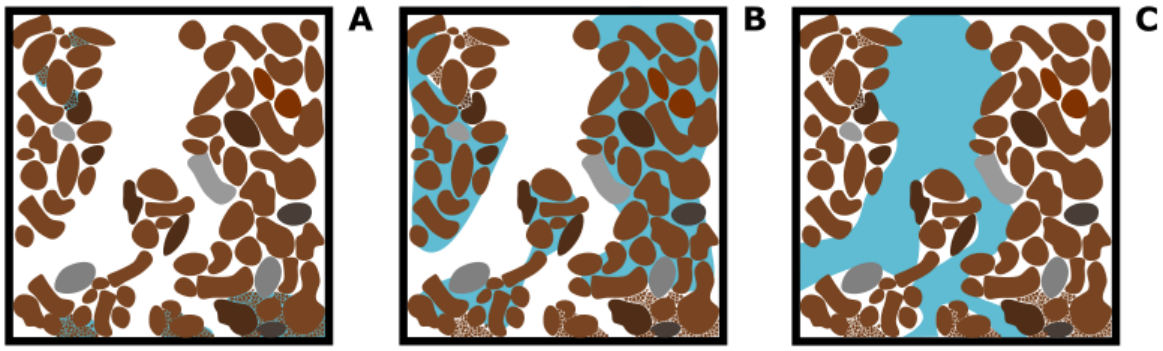


Figure II.6 : Schéma des différentes catégories de pores par tailles avec l'illustration des A) micropores, B) mésopores et C) macropores.

En complément, Soil Science Division Staff et al. (2017) distingue trois types de pores :

- les pores matriciels (ou pores interstitiels) qui correspondent aux pores formés par l'agencement des particules primaires du sol, c'est-à-dire aux micropores. Le faible diamètre privilégie les écoulements capillaires ;
- les pores interstructurels ou mésopores délimités par les unités structurales du sol (la structure du sol), de taille intermédiaire et dans lesquels se retrouvent des écoulements capillaires et gravitaires ;
- et enfin les macropores (ou pores non-matriciels) qui sont des vides plutôt larges qui peuvent être formés par des racines, des animaux, ou d'autres facteurs (comme pour les fentes de dessication), dans lesquels les écoulements gravitaires dominent, rapides, et limitant la rétention par le sol des polluants contenus dans l'eau (Beven and Germann, 2013; Lamy et al., 2009; Lassabatere et al., 2004).

Dans la suite du travail, on considérera deux principaux groupes de pores : les macropores, et les pores de la matrice plus fins (regroupant les pores interstitiels et interstructurels). Cette différence de pores est très importante pour la représentativité des écoulements préférentiels en milieux hétérogènes et pour leur modélisation.

II.2.2.3 Teneur en eau dans les sols

En plus de la porosité, le sol peut être caractérisé par sa teneur massique ou volumique en eau (Angulo-Jaramillo et al., 2016). Celle-ci permet de connaître la part d'eau du sol.

La teneur en eau massique est calculée par rapport à la masse de solide du sol, selon l'équation (II.5), et se note w, tandis que la teneur en eau volumique θ se calcule par le rapport entre le volume d'eau et le volume total du sol, selon l'équation (II.6) :

$$w = \frac{M_w}{M_s} \tag{II.5}$$

$$\theta = \frac{V_w}{V_t} \tag{II.6}$$

La teneur en eau massique peut être déterminée de manière directe, en laboratoire, en séchant un échantillon prélevé, ou de manière indirecte sur le terrain en passant par l'évaluation d'un autre paramètre lié à la teneur en eau (Gardner, 1986). Par exemple, en pesant un échantillon avant et après séchage à 105°C pendant 24h (selon la norme NF ISO 11465), on obtient une valeur de la teneur en eau massique expérimentale et directe (II.7),

$$w = \frac{M_{wet} - M_{dry}}{M_{dry}} \tag{II.7}$$

avec M_{wet} et M_{dry} les masses respectivement humide et sèche de l'échantillon.

En hydrologie, la saturation effective du sol, aussi appelée degré de saturation et sans dimension, est aussi utilisée. Elle correspond à la teneur en eau volumique par rapport à la saturation, en prenant en compte la teneur en eau résiduelle. Elle se note S_e et se calcule selon l'équation (II.8).

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \tag{II.8}$$

En théorie, la teneur en eau maximale atteindrait la valeur de la porosité en remplissant d'eau tous les pores. Cependant, en réalité, une fraction résiduelle d'air est toujours piégée entre les grains, et la teneur en eau maximale est plus faible que la porosité. On l'appelle teneur en eau à saturation au terrain, notée $\theta_{s,f}$ [L^3L^{-3}]. A contrario, pour des conditions très sèches, de l'eau reste également toujours piégée dans le sol, même après séchage maximal, et ce pourcentage est appelé teneur en eau résiduelle θ_r [L^3L^{-3}].

Ainsi, l'eau peut se retrouver sous plusieurs états liquides dans le sol, dont quatre principaux (Figure II.7) :

- L'eau de constitution, qui compose les minéraux ;
- L'eau adsorbée, ou hygroscopique, qui est liée ou adsorbée à la surface des minéraux, via des forces d'attraction au niveau moléculaire.

Ce sont notamment ces deux types d'eau qui sont responsables de la teneur en eau résiduelle. Cette eau, très peu mobile, avec une masse volumique spécifique élevée (densité supérieure à 1 sur une fine couche), est aussi appelée eau interfaciale ou

d'hydratation. Elle est plus présente dans les sols très fins comme l'argile que dans les sols sableux, et n'est que très peu mobile.

- L'eau capillaire correspond à l'eau qui se trouve entre les grains, dans les pores de taille comprise entre 1 µm et 1 mm, c'est-à-dire parmi les plus grands micropores et les mésopores. Les molécules d'eau y sont retenues par les forces capillaires, plus fortes que les forces gravitationnelles ;
- L'eau gravitaire correspond à l'eau des macropores qui se déplace par gravité. Son volume global est plus faible à l'échelle d'un volume élémentaire représentatif que les autres formes d'eau, mais c'est elle qui transfère la plus grande quantité d'eau et de solutés.

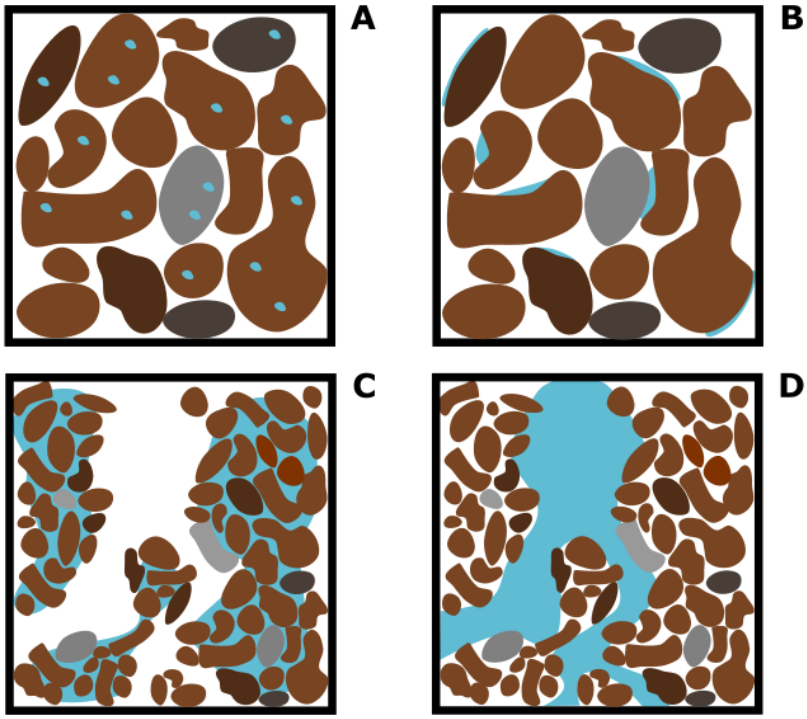


Figure II.7 : Schéma représentant l'eau A) de constitution, B) adsorbée, C) capillaire, et D) gravitaire dans un sol.

II.2.2.4 Potentiel de pression de l'eau dans les sols

Les états de l'eau dans les sols sont liés à leur statut énergétique. Or, on considère que l'énergie cinétique est très faible car l'eau se déplace lentement dans les pores du sol. Au contraire, l'énergie potentielle liée à la capillarité est importante. Plus les pores sont grands, plus l'énergie potentielle de l'eau y est faible, et plus il sera facile de l'en extraire, c'est-à-dire de se soustraire à la capillarité. Au contraire, l'eau présente dans les capillaires de faibles dimensions est plus difficile à extraire, ce qui explique pourquoi et comment elle est, plus ou moins, retenue par le sol.

Dans un milieu poreux, l'eau subit plusieurs types de forces : les forces capillaires et d'adsorption mentionnées précédemment, les forces de gravité, les forces de pression hydrostatiques, les forces mécaniques des solides et des gaz sur elles, et enfin les forces osmotiques, dues à des différences de concentrations en solutés (*L'eau et les sols - hydrodynamique des milieux poreux*, 2017). L'énergie potentielle massique Ψ ($J.kg^{-1}$) résulte de la somme des énergies liées à toutes ces forces. On considère dans la suite l'énergie potentielle par unité de poids H ($J.N^{-1}$ ou m), appelée charge, plutôt que l'énergie potentielle par unité de masse ou de volume P ($J.m^{-3}$ ou Pa). Les trois grandeurs sont liées par la relation (II.9).

$$\Psi = \frac{P}{\rho_w} = gH \tag{II.9}$$

avec $\rho_w = 1000\, kg.m^{-3}$, ou $\rho_w = 1\, g.cm^{-3}$, la masse volumique de l'eau et $g \approx 9{,}81\, m.s^{-2}$ la constante d'accélération gravitationnelle.

En général, on considère que seuls les potentiels de pression et les potentiels de gravité doivent être pris en compte (Bruand and Coquet, 2005). Le potentiel de pression est négatif lorsque le sol est non saturé, et est positif lorsque le sol est saturé. La charge H est donc la somme de la composante h du potentiel de pression (appelée charge de pression) et de la composante z du potentiel lié à la gravité (II.10).

$$H = h + z \tag{II.10}$$

L'écoulement est dû au gradient de charge hydraulique H dans un sol (différence de charge hydraulique divisée par une distance) et s'opère des zones de charge élevée vers les zones de charges faibles. En mécanique des fluides, on parle de « pressure head » ou potentiel de pression pour définir la hauteur d'eau d'un liquide dans une colonne. La loi de Jurin-Laplace (II.11) met en relation le rayon r (cm) du capillaire (ou pore) rempli d'eau avec la hauteur d'eau h (cm) associée à la remontée capillaire (Bruand and Coquet, 2005).

$$h = -\frac{2\sigma\cos(\alpha)}{\rho_w g r} \tag{II.11}$$

avec σ la tension interfaciale liquide-vapeur en $N.m^{-1}$ et α l'angle de raccordement de l'eau sur la paroi du capillaire (pore).

Considérer le sol comme un ensemble de capillaires permet de mieux appréhender son comportement. En phase d'humidification, les pores les plus fins ont tendance à s'activer et se remplir en premier. Inversement, lorsque le sol se draine, ce sont les pores les plus grands qui se vident en premier.

Le potentiel de référence est celui de la pression atmosphérique. Le potentiel de pression capillaire de l'eau dans un sol non saturé est donc toujours négatif (Bruand and Coquet, 2005).

II.2.2.5 Courbe de rétention de l'eau dans les sols

Les courbes de rétention et de conductivité hydraulique permettent de décrire le comportement hydrodynamique d'un sol en fonction de ses paramètres caractéristiques hydrodynamiques (teneurs en eau résiduelle et à saturation, conductivité hydraulique à saturation, etc.) et des valeurs des variables d'état (teneur en eau volumique, potentiel de pression).

La courbe de rétention relie le potentiel de pression en valeur absolue |h| à la teneur en eau volumique et permet de caractériser la capacité d'un sol à retenir l'eau (Angulo-Jaramillo et al., 2016). Celle-ci a une forme en « S », allant de la teneur en eau résiduelle à la teneur en eau à saturation, et variant selon le potentiel de pression. La forme dépend donc fortement de la texture et de la structure du sol (Figure II.8).

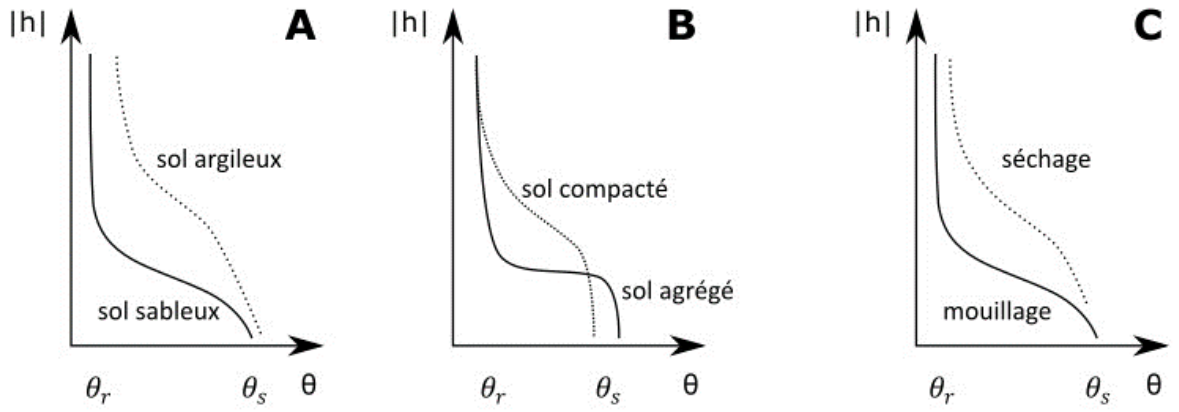


Figure II.8 : Courbe de rétention avec (A) différentes textures, (B) différentes structures, et (C) différents chemins de changement d'état (humidification versus drainage du sol). D'après Angulo-Jaramillo et al. (2016).

Comme vu précédemment, les argiles ont une teneur en eau supérieure aux sols sableux, à potentiel de pression identique. Les argiles retiennent mieux l'eau car leurs pores sont plus fins (Figure II.8.A). Un sol compacté a moins de pores disponibles qu'un sol de texture identique mais de structure agrégée et ouverte, donc présente une teneur en eau à saturation plus faible (Figure II.8.B). Enfin, selon que le sol se sèche ou s'humidifie, les teneurs en eau peuvent varier pour un même potentiel de pression : c'est le phénomène d'hystérésis (Figure II.8.C). On décrit alors deux courbes de rétention d'eau, une au séchage et l'autre à l'humidification.

La courbe de rétention a été modélisée par Brooks and Corey (1964) par l'équation (II.12) et van Genuchten (1980) par l'équation (II.13) en reliant la teneur en eau ou la saturation effective aux potentiels de pression :

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{h_{bc}}{h}\right)^{\lambda} \; pour \; h \leq h_{bc}$$
$$\theta = \theta_s \; pour \; h_{bc} < h \; \leq 0 \qquad \text{(II.12)}$$

avec h_{bc} le potentiel de pression de Brooks et Corey et λ un paramètre de forme de la courbe.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[1 + \left(\frac{h}{h_g}\right)^{n}\right]^{-m} \; pour \; h \leq h_{bc} \qquad \text{(II.13)}$$

$$m = 1 - \frac{\mathrm{k_m}}{\mathrm{n}} \text{ avec } \mathrm{n} > \mathrm{k_m} \qquad \text{(II.14)}$$

avec h_g (cm) le paramètre d'échelle du potentiel de pression, correspondant au point d'inflexion de la courbe de rétention, m et n des paramètres de forme de la courbe de rétention, liés par l'équation (II.14), et $\mathrm{k_m}$ prenant différentes valeurs selon le modèle capillaire choisi : 1 ou 2 pour Mualem (1976) ou Burdine (1953), respectivement. Le paramètre d'échelle du potentiel de pression de van Genuchten est parfois remplacé par son inverse, noté α (cm^{-1}), selon l'équation (II.15).

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + (\alpha h)^n]^{-m} \; pour \; h \leq h_{bc} \qquad \text{(II.15)}$$

II.2.3 Ecoulements d'eau et transferts de polluants en milieux poreux

Les écoulements (ou transferts d'eau) et les transferts de polluants dans les milieux poreux peuvent être décrits par diverses équations. Les milieux poreux sont ici définis comme des groupes de volumes élémentaires représentatifs (VER) comportant plusieurs variables d'état (comme la teneur en eau ou la pression), et suivant des propriétés de transferts (définies par exemple par les courbes caractéristiques hydrodynamiques). La quantification des écoulements préférentiels et les informations sur le transport et le devenir des polluants permettent de créer des modèles qui reflètent au mieux la réalité physique du sol. Ces modèles sont utiles pour évaluer et anticiper les comportements des eaux et polluants lors de l'infiltration, et plus généralement pour prévoir et gérer les risques associés.

II.2.3.1 Conductivité hydraulique et écoulement

La conductivité hydraulique K [LT^{-1}] permet d'évaluer la capacité d'un sol à laisser s'écouler l'eau sous gradient de potentiel unitaire. Elle a été déterminée par Darcy comme la constante multiplicative à appliquer au gradient hydraulique (gradient de charge hydraulique) pour quantifier le flux d'eau en régime saturé (II.16).

$$q = -K_s \frac{\Delta H}{L} \quad \text{(II.16)}$$

avec q le flux [LT^{-1}], ΔH le gradient de charge hydraulique [L], et L la hauteur [L]. Cette expression peut être généralisée en trois dimensions (3D), toujours en régime saturé, selon l'équation (II.17).

$$\vec{q} = -K_s \overrightarrow{grad}(H) \quad \text{(II.17)}$$

La loi a ensuite été généralisée au cas non saturé et à une dimension par Richards, avec l'équation (II.18).

$$q = -K(h) \frac{\partial H}{\partial z} = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad \text{(II.18)}$$

Cette loi n'est valable qu'en régime d'écoulement laminaire (trajectoires des particules régulières, sans perturbation), ce qui n'est pas forcément le cas, par exemple dans des macropores. L'écoulement de l'eau est donc caractérisé par le flux proportionnel au gradient de potentiel total (charge hydraulique), mais de direction opposée.

Pour un flux vertical à une dimension, l'équation de Richards (II.20) relie directement la teneur en eau, la conductivité hydraulique, et le potentiel de pression, en combinant l'équation de Darcy avec l'équation de continuité, communément appelée équation de conservation de la masse (II.19). Cette équation est valable dans des conditions isothermes et ne prend en compte ni la déformation du sol ni le couplage avec les flux d'air dus à l'entrée d'eau dans les pores, ou les flux de vapeurs d'eau dans la phase air.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q}{\partial z} \quad \text{(II.19)}$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} \left(-K(h) * \left(\frac{dh}{dz} + 1 \right) \right) \quad \text{(II.20)}$$

La courbe de conductivité hydraulique lie la conductivité hydraulique K à la teneur en eau volumique θ, ou au potentiel de pression h, et caractérise la capacité du sol à transmettre l'eau (Figure II.9). Plus le sol a une teneur en eau élevée, ou un potentiel de pression faible (en valeur absolue dans le cas non saturé), plus la conductivité hydraulique est élevée. Autrement dit, plus la teneur en eau est élevée, plus le flux d'eau qui peut traverser le sol sous gradient hydraulique unitaire est élevé. La conductivité hydraulique étant directement liée au potentiel de pression et à la teneur en eau, la courbe varie également avec la texture et la structure du sol. Par exemple, un sol sableux a des pores plus larges qui, une fois activés, laissent passer la phase liquide plus rapidement et facilement. Au contraire, en conditions sèches, les pores de mêmes dimensions peuvent agirent comme une barrière capillaire et donc limiter la conductivité hydraulique du sol. De la même manière, un sol compacté conduit moins bien qu'un sol agrégé et à porosité

ouverte. Le phénomène d'hystérésis existe également, pour les raisons décrites ci-dessus, ce qui a un effet sur la conductivité hydraulique.

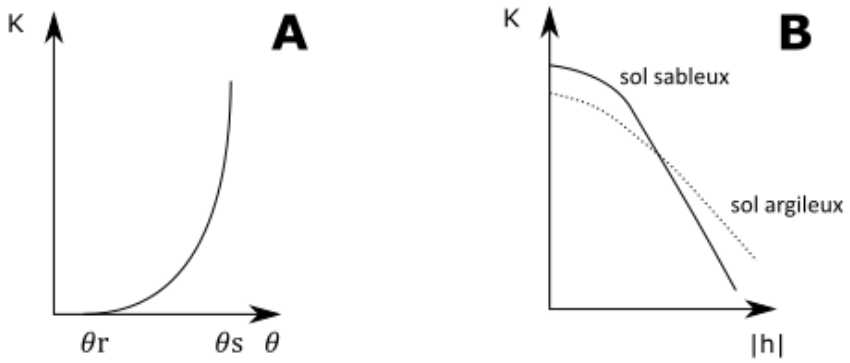


Figure II.9 : Courbes de conductivité hydraulique en fonction A) de la teneur en eau, et B) de la charge hydraulique selon la texture du sol. θ_r *et* θ_s sont respectivement les teneurs volumique en eau de rétention et à saturation.

II.2.3.2 Transport des solutés par l'eau

Le transfert des polluants s'effectue via le transport aqueux et par des interactions géochimiques avec la matrice du milieu poreux considéré. Le premier s'effectue par convection (par « pression » des molécules d'eau sur les solutés) et par diffusion (moléculaire et mécanique) hydrodynamiques, selon l'équation (II.21).

$$\overrightarrow{J_{aq}} = \overrightarrow{J_{conv}} + \overrightarrow{J_{disp}} \quad \text{(II.21)}$$

avec $\overrightarrow{j_{aq}}$ le flux total [LT^{-1}], $\overrightarrow{j_{conv}}$ le flux convectif [LT^{-1}] (équation (II.22)), et $\overrightarrow{j_{disp}}$ le flux dispersif [LT^{-1}] (équation (II.23)).

$$\overrightarrow{J_{conv}} = C\vec{q} \quad \text{(II.22)}$$

$$\overrightarrow{J_{disp}} = -\theta[D]\nabla C \quad \text{(II.23)}$$

avec C la concentration du soluté [ML^{-3}], et D le tenseur de dispersion [L^2T^{-1}].

Cependant, l'équation de convection-dispersion ne prend bien en compte ni le transport des particules en suspensions, ni la lixiviation des colloïdes (Keesstra et al., 2012). Si les écoulements préférentiels sont importants, le transport sera mal représenté (Beven and Germann, 2013). Par exemple, le modèle ANIMO pour le lessivage des nutriments, qui est basé sur cette équation, fonctionne correctement pour décrire le transport de solutés en 1D dans une colonne de sol homogène, mais pas pour des situations de terrain, notamment à cause des écoulements préférentiels (Hendriks et al., 1999).

II.2.3.3 Transferts en milieux poreux à double porosité

Les équations précédentes sont valables pour des milieux darcéens (milieu homogène à une seule porosité), qui ne sont généralement pas représentatifs des milieux réels, hétérogènes, et présentant des transferts préférentiels (Köhne et al., 2009). Pour mieux

modéliser les écoulements réels obtenus sur le terrain, diverses approches sont proposées, et certaines classifient le milieu poreux en sous-domaines (ou compartiments) de propriétés différentes. La double porosité (ou modèle immobile-mobile, MIM) et la double perméabilité sont deux modèles conceptuels qui séparent le milieu poreux en deux régions. Le modèle de double porosité fait l'hypothèse que l'eau est immobile dans une région et pas dans l'autre, tandis que le modèle en double perméabilité fait l'hypothèse que l'eau de la matrice peut se déplacer, mais à vitesse plus faible que dans la fracture (deuxième région considérée). Dans le modèle à double perméabilité, des échanges peuvent avoir lieu entre les deux zones.

Un des modèles en double perméabilité les plus utilisés est celui de Gerke and Genuchten (1993), et prend en compte deux compartiments, matrice et fracture (ou macropore), régis chacun par des paramètres différents, et évoluant chacun comme un milieu poreux darcéen. Les indices m et f font référence aux deux domaines. Le milieu global peut être défini par sa teneur en eau θ_{2K}, sa conductivité hydraulique K_{2K} et son flux q_{2K} selon les équations (II.24), (II.25) et (II.26).

$$\theta_{2K} = w_f\,\theta_f + \left(1 - w_f\right)\theta_m \tag{II.24}$$

$$K_{2K} = w_f\,K_f\left(\theta_f\right) + \left(1 - w_f\right)K_m(\theta_m) \tag{II.25}$$

$$q_{2K} = w_f\,q_f + \left(1 - w_f\right)q_m \tag{II.26}$$

avec w_f la fraction volumique occupée par le compartiment fracture, selon l'équation :

$$w_f = \frac{V_f}{V_{tot}} \tag{II.27}$$

L'écoulement en double perméabilité peut alors être défini en appliquant à chaque compartiment la loi de Richards (équations (II.19) et (II.20)), en ajoutant Γ_w [T^{-1}] le coefficient d'échange d'eau entre la matrice et la zone d'écoulements préférentiels donné par l'équation (II.30), et les termes de puits et sources respectivement dans la matrice et dans la zone d'écoulements préférentiels ϕ_m et ϕ_f [T^{-1}]. Chaque compartiment se caractérise par les équations (II.28) et (II.29).

$$\frac{\partial\theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(K_f\frac{\partial h_f}{\partial z} + K_f\right) - \phi_f - \frac{\Gamma_w}{w} \tag{II.28}$$

$$\frac{\partial\theta_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(K_m\frac{\partial h_m}{\partial z} + K_m\right) - \phi_m + \frac{\Gamma_w}{1 - w} \tag{II.29}$$

$$\Gamma_w = \alpha_w\left(h_f - h_m\right) \tag{II.30}$$

avec α_w [$T^{-1}L^{-1}$] le coefficient de transfert de masse du premier ordre, décrit par l'équation (II.31).

$$\alpha_w = \frac{\beta_a}{d^2}\,Ks_a\,\gamma_w \tag{II.31}$$

avec β_a [-] un facteur de forme géométrique, d [L] une longueur caractéristique de la matrice, Ks_a [LT^{-1}] la conductivité hydraulique de l'interface entre la matrice et la zone d'écoulements préférentiels, donné par l'équation (II.32), et γ_w un coefficient d'échelle empirique [-].

$$Ks_a = \frac{1}{2}\left[Ks_a(h_f) + Ks_a(h_m)\right] \tag{II.32}$$

Šimůnek et al. (2003) ajoutent que la difficulté pour les modèles en double perméabilité provient notamment de la description du transfert entre les deux régions et des nombreux paramètres en jeux. D'autres modèles sont présentés et résumés dans l'article de Köhne et al. (2009), qui concluent sur la nécessité d'ajouter des descriptions spatiales des propriétés du sol, notamment pour l'estimation des paramètres du sol. Des essais avec chemins préférentiels peuvent être ajustés sur des modèles à plusieurs régions.

II.2.3.4 Spécificité des colloïdes

Les colloïdes posent deux risques différents concernant le transport des polluants. Premièrement, les colloïdes en tant que tels peuvent être des polluants, comme certains éléments traces métalliques ou HAPs et leur transport dépend alors de nombreux facteurs physico-chimiques (Martinelli, 1999). Deuxièmement, les colloïdes peuvent servir de moyen de transport pour d'autres polluants, par adsorption ou agrégation. En effet, Massoudieh and Ginn (2008) utilisent deux modèles pour étudier le transport des colloïdes (Zn, Cu et Pb) dans un bassin d'infiltration, en adaptant des équations en milieu saturé pour des écoulements en milieu non saturé : le modèle traditionnel à deux phases (phase mobile et phase sorbée) qui s'avère peu efficace dans ce cas, et le modèle de transport assisté par colloïdes qui représente bien les migrations rapides de certains polluants en profondeur.

La théorie de Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DVLO) permet de représenter les processus d'attachement et de détachement entre les colloïdes, ainsi que les interactions globales entre les colloïdes et la phase solide du sol en zone saturée (Wang et al., 2020). Cette théorie de la filtration varie selon la solution considérée, la taille des grains du sol, la vitesse de l'écoulement dans le pore et la concentration en colloïdes. Dans un milieu poreux saturé idéal, la rétention des colloïdes par les sols (c'est-à-dire la filtration des colloïdes par le sol) dépend principalement des pourcentages de dépôt et de libération des colloïdes. Quelques processus ne sont pas pris en compte dans cette théorie, comme le dépôt de colloïdes dans les pores les plus fins, les fins films d'eau à l'interface solide-liquide, et les eaux immobiles.

En plus des variations de transport dues aux interactions entre particules et aux particules elles-mêmes, il existe également des variations de comportement liées au régime

hydraulique durant lequel le transfert a lieu. Le régime transitoire est complexe car il modifie les propriétés physico-chimiques et hydrologiques des pores (composition chimiques, distribution, variations de vitesses…). Bien que la mobilité des colloïdes diminue avec la diminution de la teneur en eau, il a été montré qu'ils pouvaient être remobilisés pendant des phases de re-saturation, d'où l'importance d'étudier les phénomènes transitoires. En partant de ce constat, Wang et al. (2020) donnent les résultats de plusieurs articles étudiant la mobilité des colloïdes en régime transitoire, notamment sur les processus physico-chimiques en jeu, comme l'exclusion de certains pores à cause de la taille des colloïdes, l'attachement et la facilitation à l'interface eau-solide, et ce en comparant avec ceux présents en conditions saturées : force ionique, hydrophobicité, interfaces air-eau-solide, re-dépôt… Il reste encore des mécanismes sous-jacents peu connus, notamment les impacts des tailles, surfaces, âges et sources des colloïdes (Wang et al., 2020).

II.2.4 Infiltration

II.2.4.1 Définition

L'eau qui se retrouve dans les horizons supérieurs du sol provient généralement de la pluie ou du ruissellement de l'eau sur des surfaces imperméables. Lorsque le gradient de potentiel total le permet, l'eau s'infiltre dans le sol, avec une partie potentiellement ruisselée par refus d'infiltration (Stewart and Abou Najm, 2018). L'infiltration cumulée (II.33) est la grandeur permettant de quantifier l'eau entrant dans le sol sur une surface donnée. Elle correspond au volume total infiltré divisé par cette surface pendant une période donnée, et se calcule avec l'intégrale du taux d'infiltration. Cette dernière grandeur mesure le flux ou débit d'eau entrant sur une surface (II.34).

$$\mathrm{I}(t) = \int_{t=t_0}^{t} q(t)dt \tag{II.33}$$

$$q(t) = \frac{Q(t)}{S} \tag{II.34}$$

avec $q(t)$ la vitesse ou flux de Darcy, ou encore taux d'infiltration [LT^{-1}], Q(t) le débit volumique en fonction du temps [L^3T^{-1}], S la surface [L^2], et I(t) l'infiltration cumulée en fonction du temps [L].

L'infiltration est plus rapide pendant le régime transitoire, avec une décroissance vers le régime stationnaire. La vitesse d'infiltration dépend de la teneur en eau initiale et est donc plus élevée lorsque le sol est initialement sec. L'infiltration cumulée dépend aussi de la texture et de la structure du sol, du gradient de pression dans le sol, et de conditions initiales (valeurs initiales de teneur en eau et de potentiel de pression).

L'eau s'infiltre naturellement en partant de la surface du sol vers les horizons plus profonds, en passant par les pores interstitiels. Elle se déplace verticalement et

horizontalement grâce aux forces gravitationnelles et capillaires (liées au potentiel de pression) mentionnées précédemment. Si une lame d'eau constante est appliquée à la surface, un front d'humidification en équilibre avec la pression appliquée en surface se propage verticalement dans le profil de sol. Généralement, pour un sol non saturé et une infiltration sur une dimension, la première partie de la courbe d'infiltration est concave, correspondant à un régime dominé par la capillarité, puis la gravité prend le relais, se traduisant par une partie plus linéaire de la courbe (Angulo-Jaramillo et al., 2019) (Figure II.10).

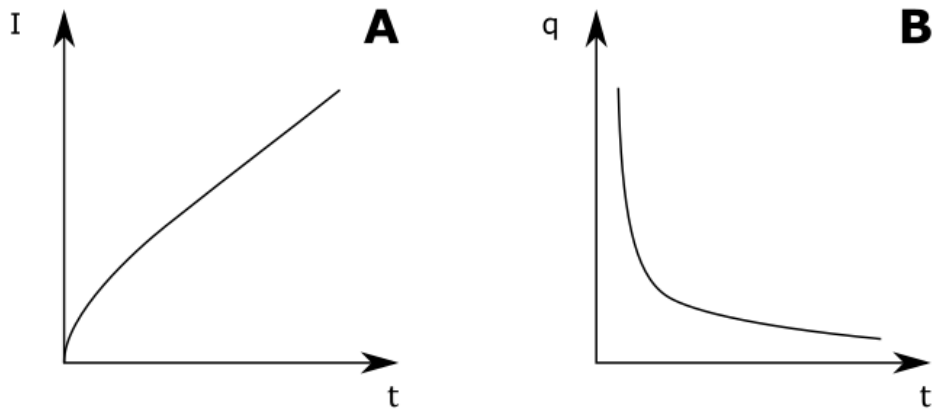


Figure II.10 : Représentations schématiques A) d'une courbe d'infiltration cumulée I(t), et B) d'une courbe de taux d'infiltration q(t).

En 3D, ce qui est le cas des essais infiltrométriques (infiltration au travers d'un anneau), un terme supplémentaire se rajoute en lien avec les gradients horizontaux. Ce terme est supposé directement proportionnel au temps et se traduit par un facteur supplémentaire de linéarité (Smettem et al., 1994).

Il existe de nombreuses équations qui modélisent la courbe d'infiltration cumulée, dont celles d'Horton (1941) et de Green and Ampt (1911). Cependant, celles-ci ne prennent pas directement en compte les effets de la texture et de la structure du sol (Angulo-Jaramillo et al., 2016).

Haverkamp et al. (1994) proposent des équations représentant l'infiltration en régime transitoire ((II.35) et (II.37)), et en régime permanent ((II.36) et (II.38)), en mettant l'infiltration en relation directe avec la conductivité hydraulique à saturation K_s [LT^{-1}] et la sorptivité S [$LT^{-1/2}$] (mesure des phénomènes d'infiltration et d'adsorption liés à la capillarité).

$$I(t) = S\sqrt{t} + (AS^2 + BK_s)t \quad \text{(II.35)}$$

$$I_s(t) = (AS^2 + K_s)t + C\frac{S^2}{K_s} \quad \text{(II.36)}$$

$$q(t) = \frac{S}{2\sqrt{t}} + (AS^2 + BK_s) \quad \text{(II.37)}$$

$$q_s(t) = q_{+\infty} = AS^2 + K_s \quad \text{(II.38)}$$

avec $I_s(t)$ et $q_s(t)$ les modèles asymptotiques pour $I(t)$ et $q(t)$ pour les temps longs, t [T] le temps, A [L^{-1}], B et C des constantes définies par Lassabatere et al. (2006) pour les fonctions de van Genuchten (1980) avec la condition de Burdine, pour la courbe de rétention d'eau, et le modèle capillaire de Brooks and Corey (1964) pour la conductivité hydraulique :

$$A = \frac{\gamma}{r(\theta_s - \theta_i)} \quad \text{(II.39)}$$

$$B = \frac{2-\beta}{3}\left[1 - \left(\frac{\theta_i}{\theta_s}\right)^{\eta}\right] + \left(\frac{\theta_i}{\theta_s}\right)^{\eta} \quad \text{(II.40)}$$

$$C = \frac{1}{2(1-\beta)\left[1 - \left(\frac{\theta_i}{\theta_s}\right)^{\eta}\right]} ln\left(\frac{1}{\beta}\right) \quad \text{(II.41)}$$

avec β et γ des constantes d'infiltration généralement respectivement égales à 0,6 et 0,75 quand θ_i<0,25*θ_s. Le paramètre η est un paramètre de forme de l'équation suivante de van Genuchten (1980) :

$$\frac{K(\theta)}{K_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{\eta} \quad \text{(II.42)}$$

On note que Haverkamp et al. (1994) ont construit ces équations par développement asymptotique (en régime permanent) et limité au voisinage de zéro en considérant une équation implicite valide pour tout temps, mais nettement plus compliquée à utiliser. On peut se référer à l'article de Lassabatere et al. (2009) pour l'étude de la précision de ces approximations. La modélisation de l'infiltration s'effectue aussi par résolution numérique de l'équation de Richards (par exemple Šimůnek and van Genuchten, 1997; Yilmaz et al., 2013).

II.2.4.2 Moteurs et freins de l'infiltration

II.2.4.2.1 Ecoulements préférentiel

Dans la réalité, sur le terrain, les sols ne sont jamais homogènes et présentent des pores de différentes formes et tailles, qui peuvent amener à la formation d'écoulements préférentiels, et ainsi modifier les capacités d'infiltration et de filtration des polluants. Les causes d'écoulements non-uniformes sont nombreuses et vont de la présence de certains végétaux, à la présence de microtopographies en surface du sol, comme des dépressions, crêtes et sillons (Keesstra et al., 2012). Cette hétérogénéité du sol rend plus compliquée la détermination de l'écoulement et du transport de masse à toutes les échelles spatiales (de la colonne de sol au terrain) (Allaire et al., 2009), et crée des macropores qui provoquent l'apparition d'écoulements préférentiels. Allaire et al. (2009) définissent

les écoulements préférentiels comme des mécanismes de transport d'eau et de matière se déroulant dans une petite partie de la porosité, à une échelle supérieure au micromètre. Le mouvement de la matière y est modifié. La part du sol impliquée est faible, mais les écoulements engendrés, dits préférentiels, sont plus rapides et peuvent donc contribuer très significativement aux flux (Legout et al., 2009). Les écoulements préférentiels sont, comme dit dans de nombreux d'articles, plus la règle que l'exception (Beven and Germann, 2013; Uhlenbrook, 2006). Ils dépendent de nombreux paramètres caractérisant les réseaux de macropores (nombre, taille, connexité et continuité des connexions, tortuosité, etc.) (Allaire et al., 2009). Les variations spatiales et temporelles des écoulements, selon les chemins empruntés, sont donc grandes (Legout et al., 2009).

En plus des mécanismes influençant le devenir des polluants dans les sols, le transport convectif des contaminants dépend également de leur temps de résidence dans le sol, qui diminue fortement en présence d'écoulements préférentiels, et limite donc le rôle de filtration du sol (Keesstra et al., 2012). La littérature s'accorde à dire que la structure du sol et les écoulements préférentiels ont une importance majeure sur le transport de ces colloïdes et donc sur le risque de contamination de la nappe (Citeau, 2008; Köhne et al., 2009; Wang et al., 2020).

On distingue quatre types principaux d'écoulements préférentiels : les écoulements dans les fissures, les galeries, les écoulements en doigt ou « finger flow », et les écoulements latéraux (Figure II.11) (Gerke et al., 2010; Vereecken et al., 2019). Ceux-ci, ainsi que d'autres réponses hydrologiques possibles des sols, sont présentés dans l'article de Vereecken et al. (2019).

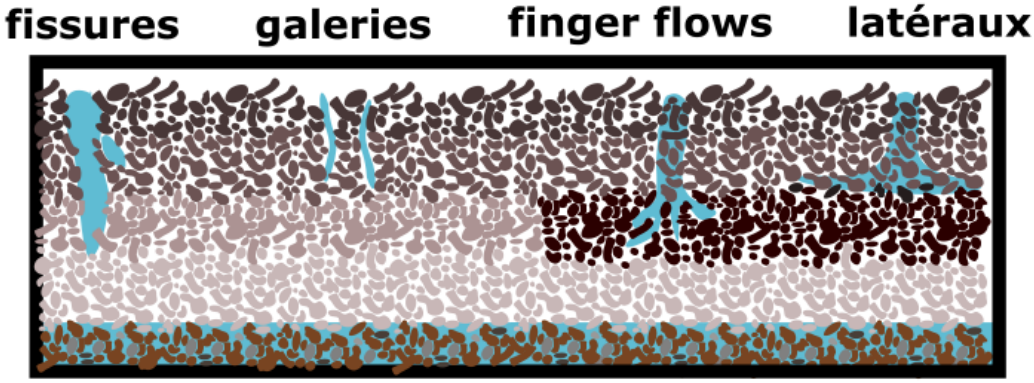


Figure II.11 : Schématisation des différents types de chemins préférentiels

Les fissures, créées par exemple par des périodes de sécheresse d'un sol argileux (fentes de dessication), peuvent ainsi former des écoulements préférentiels dans un sol non saturé. Les galeries d'animaux, comme les vers de terre, sont également des sources d'écoulements préférentiels, de même que les galeries laissées par les systèmes racinaires. Les

écoulements en doigt apparaissent plutôt lorsque de l'eau s'accumule à l'interface entre deux couches de matériaux de différentes conductivités (barrières capillaires). L'eau s'infiltre dans la couche du dessous, généralement plus fine, par des points de rupture à la résistance à l'écoulement. Enfin, les écoulements latéraux interviennent lorsque deux couches de différentes conductivités hydrauliques entrainent l'eau latéralement, localement.

II.2.4.2.2 Infiltration dans les sols hydrophobes et colmatés

Certains sols sont considérés comme hydrophobes lorsqu'ils empêchent ou diminuent le taux d'infiltration de l'eau dans les sols, ou la quantité totale absorbée, généralement en conditions sèches et pour des sols à fortes teneurs en matières organiques. La montée capillaire dans un sol très hydrophobe par exemple ne sera pas possible. Dans un contexte d'infiltration, l'eau peut former des gouttes d'eau à la surface du sol, s'évaporant avant même de s'infiltrer (Hallett, 2008). Cette hydrophobie peut provenir d'une forte teneur en matière organique à la surface en conditions sèches. Pour déterminer si un sol est hydrophobe, la technique la plus utilisée est la mesure du temps que met une goutte d'eau à s'infiltrer. L'hydrophobicité peut impacter fortement l'infiltration, soit en empêchant toute infiltration complète, soit en retardant l'infiltration, en attendant que l'humidification du sol permette le retour à la normale (Di Prima et al., 2021; Wang et al., 2000).

Le colmatage peut aussi impacter l'infiltration (Lassabatere et al., 2010). Le colmatage d'un sol consiste à en obstruer les pores, donc à réduire leur accessibilité pour l'eau. De la même manière que pour un sol hydrophobe, les courbes d'infiltration et les modèles sont bouleversés (Jeong et al., 2018).

Enfin, le compactage du sol, qui provient par exemple de l'utilisation d'engins agricoles ou du piétinement du bétail, modifie également drastiquement l'infiltration (Zhang et al., 2006). En le comparant au sol d'origine non compacté, il est possible d'obtenir un paramètre de compaction relative qui permet de caractériser le compactage (Alaoui et al., 2011). Un des résultats communément admis est que la conductivité hydraulique diminue avec la compaction, tout comme la teneur en eau à saturation (Alaoui et al., 2011) (Figure II.8), ce qui diminue globalement l'infiltration.

II.3 Dispositifs pour la caractérisation des fonctions infiltration et filtration des polluants

L'infiltration de l'eau et la filtration des polluants peut être suivi sur le terrain ou en laboratoire avec de nombreux dispositifs et méthodes associées. Ce suivi permet aussi d'obtenir des paramètres hydrodynamiques caractéristiques des sols échantillonnés et de pouvoir ensuite modéliser leur comportement sous diverses sollicitations.

II.3.1 Mesure de l'infiltration sur le terrain

L'infiltration cumulée de l'eau se détermine généralement en infiltrant un volume connu d'eau et en mesurant le temps que met ce volume connu à s'infiltrer. L'infiltration est donc une fonction du temps.

Deux catégories principales existent : les méthodes en non saturé et les méthodes en saturé. La première catégorie, en non saturé, consiste à appliquer une charge négative à la surface du sol afin de n'activer que les pores les plus fins de la matrice du sol. Le bulbe humide qui s'étire sous la surface pendant l'infiltration n'est pas saturé et passe principalement à travers la matrice. La deuxième catégorie, en saturé, consiste à apposer une charge positive ou nulle à la surface du sol, qui active tous les pores, y compris les plus larges (dont les macropores). A la surface, l'application d'une charge négative, positive ou nulle peut être variable ou constante. Les méthodes sont alors dites à charge variable ou constante.

Chossat (2005) décrit dans son livre de très nombreux dispositifs et leurs applications, ainsi que les avantages et inconvénients associés. Quelques appareils utilisant les méthodes décrites précédemment sont présentés dans la suite, permettant la mesure du taux d'infiltration et de l'infiltration cumulée (fonction infiltration). Des échantillons de sol peuvent être récoltés à l'endroit même où les essais sont réalisés pour déterminer la granulométrie et la porosité du sol.

II.3.1.1 Infiltration via un puits creusé

L'essai Porchet est sûrement le test normalisé le plus utilisé en génie civil pour déterminer la conductivité hydraulique *in situ*. Cet essai consiste à creuser un trou de dimensions déterminées puis à verser pendant plusieurs heures de l'eau pour saturer le milieu. Ensuite, un volume connu d'eau est ajouté, et le temps de son infiltration est mesuré. L'équation de Darcy est enfin utilisée, avec l'hypothèse que le gradient hydraulique vertical est unitaire, ce qui permet de calculer facilement la conductivité hydraulique. Cette méthode est facile à mettre en place et plutôt peu couteuse, mais nécessite de très grands volumes d'eau et pose deux hypothèses très fortes : le milieu est saturé lorsque le volume connu d'eau s'infiltre, et le flux est unidimensionnel. La méthode sert de référence

et est très utilisée depuis longtemps. Elle permet de mesurer des taux d'infiltration compris entre 0 et 10^{-4} $m.s^{-1}$ (Chossat, 2005).

Le perméamètre de Guelph est une autre méthode consistant en un puits creusé dans le sol et dans lequel une charge constante est appliquée (Bosch and West, 1998; Kodešová et al., 2010; Reynolds and Lewis, 2012). On retrouve dans le commerce des appareils permettant un forage aux dimensions souhaitées. On mesure ensuite l'infiltration de manière similaire en déterminant le temps nécessaire à l'infiltration d'un volume d'eau donné. La méthode a été testée et validée de nombreuses fois dans la littérature, sur des sols différents et hétérogènes, et pour différents climats. Les inconvénients majeurs du dispositif sont que le trou creusé peut détruire et/ou compacter le sol, surestimer les écoulements horizontaux par rapport aux verticaux, remettre en suspension des particules et ainsi colmater le sol. Il permet, en une heure en moyenne, de mesurer des taux d'infiltration compris entre 10^{-4} $m.s^{-1}$ et 10^{-7} $m.s^{-1}$, et convient pour tous les sols (Chossat, 2005).

Le perméamètre de Philip-Dunne est similaire à celui de Guelph, à la seule différence qu'il applique une charge variable et non constante à la surface (Alakayleh et al., 2019). Les dimensions sont identiques, quelques centimètres de diamètre. La mesure de la conductivité hydraulique à saturation est simple pour des sols avec une perméabilité faible. La méthode a été testée et validée dans la littérature sur plusieurs sols et sous plusieurs climats. De la même manière que précédemment, l'installation des tubes peut être compliqué et laisser des fuites, modifier la structure du sol, ou provoquer des colmatages. Il permet de mesurer des taux d'infiltration compris entre 10^{-4} et 10^{-6} $m.s^{-1}$, principalement pour des sols sableux, limoneux, ou entre les deux.

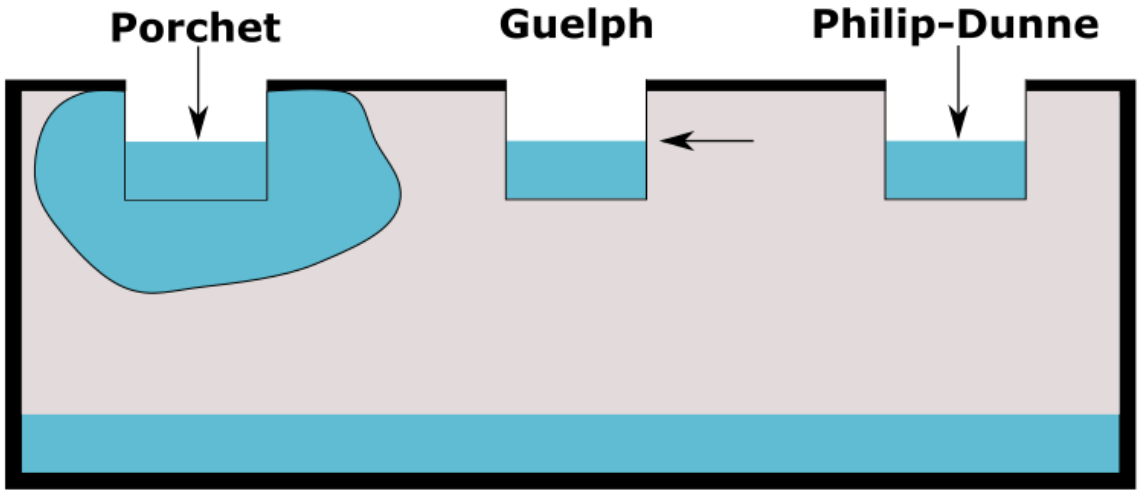


Figure II.12 : Schéma représentant le début des essais Porchet, du perméamètre de Guelph et du perméamètre de Philip-Dunne.

II.3.1.2 Principe du tube ou vase de Mariotte

Les appareils permettant l'infiltration à la surface du sol utilisent pour beaucoup le principe du tube ou du vase de Mariotte : un récipient cylindrique est parcouru par un tube qui sert d'entrée d'air, et une ouverture ou un autre tube relié au bas du récipient qui sert de sortie d'eau (Figure II.13). L'air entre par le tube du haut, se positionne en haut du récipient, puis descend jusqu'à la base par le deuxième tube à débit constant. Dans un système comme celui-ci, la pression à la base du dispositif peut être connue en considérant que le potentiel de pression est nul à l'extrémité du tube, et que la pression appliquée à la sortie correspond à la différence entre la côte du tuyau de sortie et l'extrémité basse du tuyau d'entrée d'air (Figure II.13.A). La bouteille de Mariotte peut aussi être utilisée pour fixer un potentiel de pression à une valeur négative. Dans ce cas, la pression d'air est inférieure à la pression atmosphérique (avec un potentiel de pression égal à la différence de côte entre l'extrémité du tube d'entrée d'air et le niveau d'eau dans la bouteille) et est directement reportée dans le réservoir d'alimentation d'eau (Figure II.13.B).

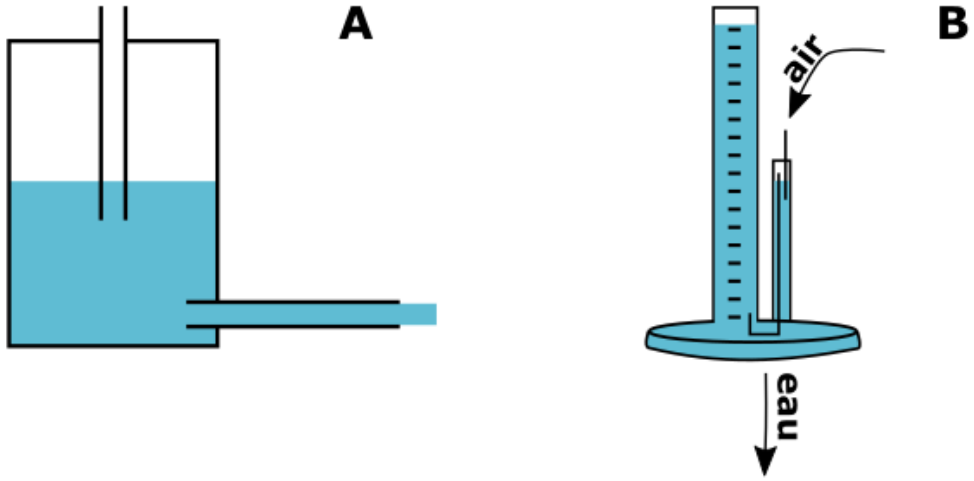


Figure II.13 : Schéma d'un tube ou vase de Mariotte (A) et application à l'infiltrométrie avec un infiltromètre à tension (B).

II.3.1.3 Infiltration à la surface du sol

L'infiltromètre à tension est un premier dispositif positionné à la surface du sol et qui permet d'appliquer une charge constante et négative (Angulo-Jaramillo et al., 2000; Ankeny et al., 1989; Castiglione et al., 2005). L'infiltromètre est pourvu d'une petite tour fonctionnant sur le principe de Mariotte au-dessus d'une base d'alimentation. La dépression au sein de la bouteille de Mariotte est reportée au sein du réservoir. Le potentiel appliqué correspond à la valeur de succion imposée par la bouteille de Mariotte, additionnée de la différence de côte entre le tube de report de succion et la base du dispositif. Les infiltromètres à tension se trouvent facilement dans le commerce et sont

faciles à utiliser, requérant peu d'opérateurs et opératrices. Il est plutôt efficace pour un test en conditions presque saturées, et a également été testé et validé sur différents sols, et pour différents climats. Cependant, cet appareil ne permet l'activation que de la matrice, pas des macropores. En outre, son utilisation nécessite le dépôt d'une fine couche de sable sous sa base pour assurer la connexion avec le sol sous-jacent, ce qui peut perturber les mesures. Le minidisque d'infiltrométrie (version miniaturisée de l'infiltromètre à succion) permet de mesurer, en une trentaine de minutes en moyenne, des taux d'infiltration compris entre 10^{-4} et 10^{-7} $m.s^{-1}$, principalement pour des sols sableux ou limoneux (Chossat, 2005).

L'anneau simple est un dispositif à pression positive, faible, voire quasi-nulle. L'anneau est légèrement enfoncé dans le sol et de l'eau est déposée à l'intérieur. La méthode peut être réalisée en charge variable (un volume connu d'eau est déposé et la décroissance de hauteur d'eau dans l'anneau est suivie dans le temps), en charge constante (l'eau dans l'anneau est reliée à un dispositif de Mariotte qui maintient la hauteur constante, et le niveau d'eau dans le réservoir est suivi pour connaître la hauteur d'eau infiltrée). La taille de l'anneau varie de quelques centimètres à plusieurs dizaines de centimètres de diamètre, pour une hauteur comprise entre 5 et 30 cm. Il est généralement en acier inoxydable et se trouve dans les commerces. Le système complet en charge constante peut être automatisé (Di Prima et al., 2015). Son utilisation sur le terrain est facile et ne nécessite qu'une personne. Les résultats sont précis, le dispositif a été testé et validé dans la littérature sur plusieurs sols, pour plusieurs climats, et pour différents types de sols macroporés. Lors de l'insertion de l'anneau dans le sol, des chemins préférentiels peuvent être créés sur les bords, et des particules peuvent être remises en suspensions, ce qui peut colmater le sol. L'infiltration dure de 30 minutes à quelques heures et le dispositif convient à tous les types de sols (Chossat, 2005).

Enfin l'anneau double repose sur le même principe que l'anneau simple, mais comporte deux anneaux concentriques (Gregory et al., 2005). Seul l'écoulement dans le petit anneau du centre (10 à 30 cm de diamètre) est mesuré, mais le niveau d'eau est maintenu dans les deux anneaux. On suppose que l'infiltration dans l'anneau le plus large annule la composante horizontale de l'infiltration dans l'anneau central. Ainsi, l'écoulement est considéré comme étant unidimensionnel dans l'anneau central. Il est supposé que les écoulements sur les côtés n'apparaissent que sous le plus grand anneau (30 à 60 cm de diamètre), et que cette méthode est plus précise et limite les évaporations de surface. Le dispositif a été testé et validé sur différents sols, sous différents climats. Les inconvénients principaux sont identiques à ceux de l'anneau simple : chemins préférentiels et colmatages possibles. De plus, ce dispositif a une représentativité limitée de l'hétérogénéité des sols, notamment par la faible taille de l'anneau interne. L'hypothèse de l'écoulement

unidimensionnel n'est pas toujours vérifiée. L'anneau double permet de mesurer, entre trente minutes et quelques heures, des taux d'infiltration compris entre 10^{-4} et 10^{-8} m.s^{-1} (Chossat, 2005).

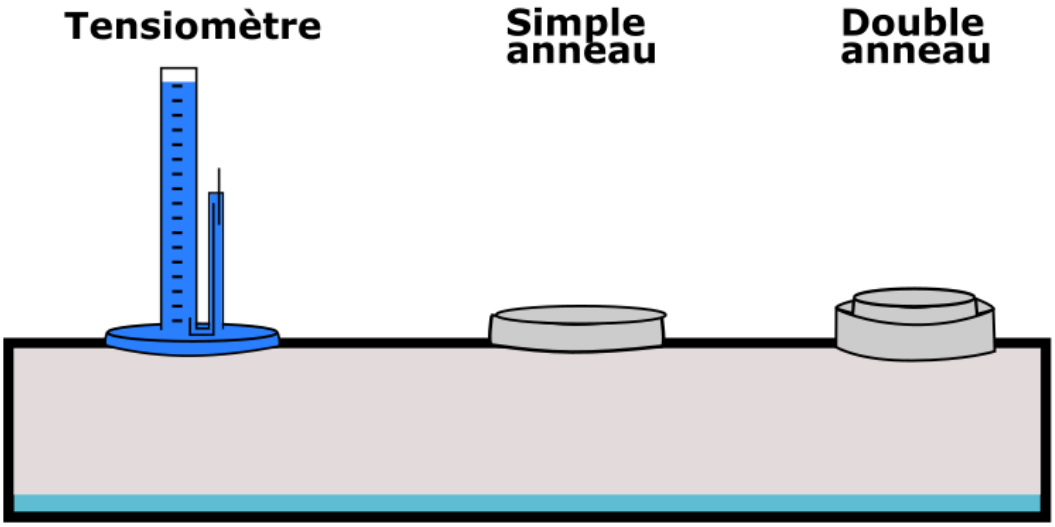


Figure II.14 : Schéma de l'infiltromètre à tension, de l'anneau simple et de l'anneau double.

II.3.1.4 Représentativité des dispositifs et échantillonnage des pores

La taille de ces dispositifs a une importance forte, notamment au regard de l'activation des chemins préférentiels. Tricker (1978) rappelle que plusieurs études ont montré la diminution des erreurs de mesures d'infiltration en augmentant la taille de l'anneau. En effet, un petit dispositif pourra éventuellement omettre des macropores s'il n'est pas situé dessus ou à proximité, par rapport à un anneau plus large (Figure II.3).

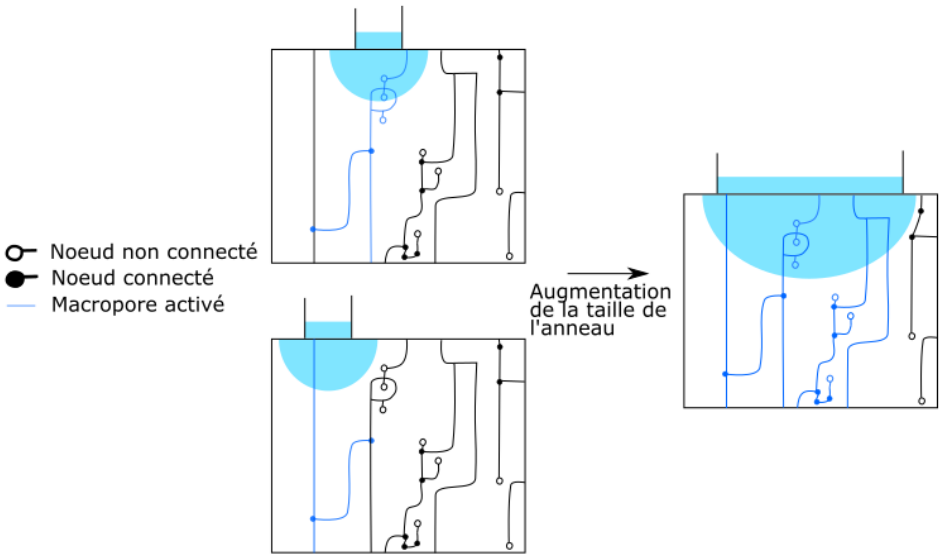


Figure II.15 : Schéma représentant l'impact de la taille de l'anneau sur l'échantillonnage de la porosité et la représentativité de la mesure.

Or, les dispositifs simples utilisés actuellement pour la mesure de l'infiltration sont généralement des petits anneaux autour de 15 cm de diamètre (Di Prima et al., 2015, 2020). Cette taille correspond à la taille minimale à utiliser d'après Aronovici (1955). Bouwer (1986) ajoute que les anneaux double ne sont pas forcément utiles, et qu'il vaut mieux augmenter la taille de l'anneau pour limiter les surestimations du taux d'infiltration. En effet, on suppose que les écoulements horizontaux sont proportionnels à l'inverse du rayon de la source d'infiltration (Smettem et al., 1994).

II.3.1.5 Variabilité spatio-temporelle de l'infiltration

La durée de l'infiltration est très variable selon le sol (paramètres initiaux et intrinsèques) (Childs et al., 1993), selon le volume injecté et selon la charge appliquée, allant de quelques minutes à plusieurs heures. De plus, des variabilités d'infiltration, de porosité du sol ou encore de paramètres hydrauliques ont été observés selon les évènements pluvieux et les climats (Childs et al., 1993; Mubarak et al., 2009). La raison principale est l'évolution du sol dans le temps, avec des compactions possibles, des zones activées différemment, et de l'alternance séchage/mouillage. Ces phénomènes réduisent le taux d'infiltration (Zaqout et al., 2022). Les saisons ont donc également un impact, notamment sur le ruissellement (Cerdà, 1996) et sur le taux d'infiltration (Cerdà, 1997).

En plus de l'échelle temporelle, l'infiltration dépend également de l'échelle spatiale considérée. Une variabilité de l'infiltration est observée sur toutes les échelles, du mm à l'échelle du terrain (Gerke et al., 2010; Hallett et al., 2004; Haws et al., 2004), une pente ou des hétérogénéités de sol pouvant modifier largement les valeurs d'infiltration obtenues. Bien que la conversion d'une petite à une plus grande échelle soit encore un sujet d'études (Koppe et al., 2022), certains articles proposent déjà de multiplier le nombre de tests ou d'échantillons pris (Concialdi et al., 2020; Zhao et al., 2020), d'utiliser des méthodes non destructrices (Di Prima et al., 2020; Gerke et al., 2010) ou d'augmenter la taille des appareils utilisés pour étudier l'infiltration à une plus grande échelle directement.

II.3.2 Suivi des chemins de l'eau et des solutés dans le sol

Le suivi des chemins préférentiels est une méthode très utilisée dans la littérature pour rendre compte de l'infiltration et du transfert de polluants. Les écoulements préférentiels peuvent être étudiés selon l'échelle spatiale souhaitée : échelle microscopique, échelle de l'échantillon, du profil ou du paysage. Quelques méthodes parmi les plus utilisées dans la littérature sont présentées.

Pour l'échelle microscopique, des techniques au scanner ou au microscope sont plutôt utilisées. Le scanner à rayon X permet par exemple d'obtenir une visualisation très précise en deux dimensions (2D) ou en 3D de la porosité, qui sera ensuite étudiée par des logiciels

d'analyse d'image (Kaestner et al., 2008). Cette technique est très chère et nécessite de transporter de nombreux échantillons pour être aussi représentative que possible. Elle est par essence destructive. Une partie des résultats dépend également de l'algorithme de catégorisation des pixels représentant les pores remplis d'eau, de solide ou d'air, ainsi que les macropores. La microscopie environnementale permet l'observation d'échantillons humides. La microscopie classique requiert en amont le séchage des échantillons et parfois leur imprégnation dans la résine époxy. Dans ce cas, la technique de l'imprégnation par la résine consiste à sécher le sol, à l'imprégner de résine, la faire sécher, puis à observer les tranches par microscope ou scanner (Vervoort et al., 2003). Cette technique est beaucoup moins chère et les tranches de sol et résines se conservent longtemps, mais elle ne se réalise que sur de petites surfaces et nécessite une longue préparation. De plus, les échantillons doivent être séchés en amont, sans possibilité de visualiser la matrice en conditions humides et donc l'activation des macropores.

A l'échelle de l'échantillon, deux types d'études sont possibles en laboratoire : sur des échantillons remaniés pour étudier certains processus ou certaines formations en particulier, ou sur des échantillons intacts obtenus par carottage (Allaire et al., 2009). Cette échelle peut être étudiée notamment par l'utilisation de colonnes de laboratoire, l'injection de traceurs et solutés, et le suivi des courbes d'élution en sortie de colonnes.

A l'échelle du profil, les techniques sont plus compliquées à mettre en place mais plus fidèles aux processus en jeu *in situ*. Une première méthode consiste à excaver le sol par fine couche et à prendre chacune en photo. Visuellement, les macropores peuvent être localisés et étudiés (Logsdon et al., 1990). La méthode est facile à mettre en place mais demande une grande précision, un choix sur la qualification des macropores, et surtout est destructive. L'établissement des chemins préférentiels ne peut pas être étudié avec cette méthode seule.

A l'échelle du paysage, il est possible de suivre l'écoulement avec différents dispositifs. La teneur en eau d'un sol peut être suivie sur le terrain via des analyses par humidimètre TDR (pour *Time Domain Reflectometry*, Muñoz-Carpena et al., 2004). C'est un appareil qui mesure la permittivité du sol (mesure de la réponse du sol à un courant électrique) et donne une valeur de teneur en eau grâce à un étalonnage réalisé en amont. La mesure est plutôt simple, peu chère. Pour intercepter des écoulements préférentiels avec un TDR, le positionnement des sondes doit cependant bien être réfléchi en amont (Allaire et al., 2009). Il est ainsi admis qu'une réponse très rapide détectée par une sonde à plus grande profondeur est due à des écoulements préférentiels. Autrement, la détermination de la conductivité hydraulique par la méthode des anneaux détaillée plus haut permet, en comparaison avec la valeur de sol homogène, d'indiquer la présence d'écoulements préférentiels dans le sol. Le tracé de la courbe de conductivité hydraulique peut permettre

de visualiser un changement de comportement lié à des écoulements préférentiels (Jarvis, 2007). En complément, en laboratoire, l'évaluation de la part d'écoulements préférentiels est également possible en comparant des échantillons de sols remaniés ou non, en prenant l'hypothèse d'une taille de macropore moyenne, à une pression spécifique, en utilisant la loi de Poiseuille (Malone et al., 2003), ce qui utilise des hypothèses fortes sur la forme des chemins préférentiels. D'autres limites énumérées par Allaire et al. (2009) à cette technique existent, comme l'impossibilité de l'utiliser en conditions saturées car le sol doit être sous tension pour permettre une bonne estimation de l'écoulement matriciel, ou encore la mauvaise voire inexistante représentativité de la continuité des macropores et de l'ensemble de la profondeur du sol par les infiltromètres à tension. La technique est facile à mettre en place mais ne permet pas sur le terrain de quantifier la part de ces écoulements et de les caractériser pleinement (volume, effectivité…).

Autrement, sur le terrain, des traceurs et colorants peuvent également être injectés et suivis par excavation. Le colorant bleu Brilliant Blue Dye FFC est un des plus utilisés pour sa grande mobilité, sa visibilité, et sa non-toxicité (Flury and Flühler, 1994). Avec un dispositif d'infiltration, le colorant peut être injecté, puis ses cheminements visualisés par excavation du sol (Guo et al., 2019). Cette méthode est facile et peu chère à mettre en place, mais nécessite de détruire le sol pour observer le cheminement des traceurs et colorants, et ne révèle souvent que les chemins préférentiels connectés à la surface (Beven and Germann, 2013).

Pour lever les limites des méthodes mentionnées précédemment, certaines études utilisent plusieurs techniques dans une même étude, comme les scanner et les colorants en laboratoire (Mooney and Morris, 2008), ou la détermination de la conductivité hydraulique ainsi que l'injection de colorants sur le terrain (Allaire et al., 2009). Des traceurs peuvent également être injectés dans les échantillons de sol, et leur concentration suivie dans le temps et l'espace par des instruments de scan comme l'imagerie à résonance magnétique (Pohlmeier et al., 2009) ou la radiographie à neutron (Kaestner et al., 2008). La méthode est plutôt rapide, mais les isotopes et scanners peuvent être chers.

Les méthodes non invasives pour le suivi des écoulements préférentiels ont ainsi été pointées comme une solution aux limites des autres méthodes habituellement utilisées et utiles pour l'amélioration de la modélisation (Gerke et al., 2010). En complément des méthodes présentées précédemment, les mesures et appareils géophysiques permettent de visualiser directement les premiers horizons du sol, et notamment de visualiser les différentes structures du sol, déterminer les chemins préférentiels, et réaliser des cartographies de la distribution de ces structures lithologiques et des chemins préférentiels de l'eau et des traceurs (Fan et al., 2020).

La tomographie de résistivité électrique (*Electrical Resistivity Tomography* en anglais, ERT) est une première technique utilisée à basses fréquences qui consiste à positionner des électrodes en suivant une ligne et de mesurer la différence de voltage reçue par une paire d'électrode, tandis qu'une autre paire sert à l'injection du courant (Fan et al., 2020). La résistivité dépend de plusieurs paramètres comme la porosité, la teneur en argile, la température, la teneur en eau et sa salinité (Zonge et al., 2005). Elle est un bon paramètre à suivre pour la visualisation de la distribution spatiale de la résistivité dans le sol en deux dimensions (2D) (Parsekian et al., 2015). Autrement, d'autres méthodes utilisent les anomalies de potentiel spontanées, sans introduire de courant, pour déterminer aussi des cartes de résistivité (Kukemilks and Wagner, 2021).

Une autre technique utilisée pour le suivi de l'eau dans les sols est l'induction électromagnétique. L'appareil mesure la conductivité électrique apparente de la surface de sol, en envoyant et réceptionnant par deux antennes distinctes un champ électrique, et permet d'en dresser des cartographies (Doolittle and Brevik, 2014). L'avantage de cette technique est que l'appareil n'a pas besoin de toucher le sol (Fan et al., 2020).

Enfin la technique du radar géologique, qui sera détaillée plus tard, consiste en l'émission puis la réception d'ondes électromagnétiques dans le sol. L'introduction d'eau dans le sol modifie le signal, ce qui permet de visualiser sans destruction les écoulements (Guo et al., 2014; Truss et al., 2007).

II.3.3 Choix des traceurs

Que ce soit en laboratoire pour étudier les propriétés de transfert des carottes de sol, ou sur le terrain pour les visualisations d'écoulements préférentiels, le choix des traceurs et des colorants est important et dépend du type de polluant dont le comportement veut être représenté. Leurs toxicité, stabilité, coût et disponibilité sont également à prendre en compte. De manière générale, les traceurs sont plutôt utilisés en laboratoire pour suivre les élutions, tandis que les colorants sont plutôt utilisés sur le terrain car faciles à repérer par coloration du sol. Les isotopes peuvent aussi être utilisés pour distinguer l'eau injectée (eau nouvelle) de l'eau interstitielle initiale (eau ancienne) (Sprenger et al., 2019). Les ions non sorbés, comme Br^- et Cl^-, sont peu présents dans l'environnement et sont donc de bons traceurs de l'eau injectée. Ils peuvent être combinés avec d'autres traceurs, mais peuvent respectivement être toxiques pour le bétail ou trop proches de la composition de certains fertilisants utilisés en agriculture, donc non utilisables dans ces situations (Allaire et al. 2009).

Les colorants sont généralement étudiés par prise de photos après excavation. Mooney and Morris (2008) utilisent par exemple un logiciel d'analyse d'images qui permet de connaître le pourcentage de couverture du colorant en profondeur, et de faire le lien avec

la concentration. Di Prima et al. (2020) utilisent directement les photos et les dimensions des volumes de sol colorés pour ensuite les comparer avec les résultats obtenus par radar géologique.

Une sélection de traceurs et colorants utilisés dans la littérature pour le suivi des écoulements préférentiels est donnée dans le Tableau II.3.

Tableau II.3 : Liste partielle de traceurs et colorants utilisés dans la littérature pour étudier les écoulements préférentiels dans les sols. Adapté de Allaire et al. (2009).

Traceurs et colorants	Usages	Avantages	Désavantages	Références
Bromure Br^-, Chlorure Cl^- et Iodure I^-	Suivre le mouvement de l'eau, car ne s'adsorbe pas sur tous les sols, par courbes d'élution	Facile à utiliser, disponible en commerce, peu cher	Quasiment uniquement utilisable en laboratoire, peut être affecté par les autres ions, pas forcément stable chimiquement	Auset et al. (2005) ; Buttle and McDonald (2000) ; Flury and Wai (2003) ; Tallon et al. (2007)
Isotopes	Déterminer l'âge de l'eau et différencier nouvelles et anciennes eaux	Méthode naturelle	Difficile à détecter car faibles concentrations, nécessite de l'eau assez âgée	Flury and Wai (2003) ; Sprenger et al. (2019)
Microsphères de plastique fluorescentes ou nanoparticules de silice	Détecte le mouvement des contaminants adsorbés par les particules ou pathogènes	Quantification des écoulements préférentiels possible, moins présents dans les sols	Plastique dangereux pour l'environnement	Cey et al. (2009)
Colorant bleu (brilliant blue dye FCF)	Colore le sol après infiltration par la surface, interprétation visuelle	Bon contraste avec le sol, peu cher, très disponible, faible toxicité	Nécessite une forte concentration, sa sorption peut changer selon le pH et la teneur en argile	Di Prima et al. (2023, 2020) ; Flury and Wai (2003)
Rhodamine	Interprétation visuelle avec lumière UV	Forte fluorescence	Toxique au-dessus d'une certaine concentration	Flury and Wai, 2003; Skjolding et al., 2021

II.3.4 Le radar géologique

Toutes les méthodes citées ont cependant de nombreux inconvénients car sont destructives (en cas d'extraction ou d'excavation du sol), peuvent modifier les écoulements (en cas d'extraction de sol avant infiltration), ont une difficulté à donner de l'information pertinente sur certaines propriétés de transport (Klenk et al., 2015), ou ont

simplement une résolution spatiale réduite en profondeur (Truss et al., 2007). Le radar à pénétration de sol, ou radar géologique (*Ground Penetrating Radar* en anglais, GPR), est perçu comme un dispositif très intéressant car non destructif, rapide, plus précis que les autres dispositifs non invasifs, très sensible à la présence d'eau (Klenk et al., 2015), et qui ne nécessite pas non plus de contact direct avec le sol (Trinks et al., 2001).

Le GPR est à l'origine utilisé pour éviter les collisions dans les bateaux puis très rapidement pour localiser des objets enfouis au début du XXème siècle, avant d'être commercialisé à partir des années 70 où son utilisation se démocratise (Lombardi et al., 2022). Il est maintenant considéré comme un des outils les plus efficaces pour la détection en génie civil, en archéologie, en sécurité, mais également pour la caractérisation et la gestion des sols en géologie et environnement.

II.3.4.1 Principe de fonctionnement

Un GPR est une boite constituée de deux antennes, une émettrice d'ondes électromagnétiques et une autre réceptrice, toutes deux posées directement sur le sol. Les ondes sont émises dans le sol, dans toutes les directions, et il est possible de paramétrer la fréquence d'émission de ces ondes. Lorsqu'une onde rencontre un obstacle ou un milieu dont les propriétés changent au regard de la propagation des ondes électromagnétiques, une partie des ondes est renvoyée vers l'antenne réceptrice (Figure II.16.A). De nombreuses propriétés peuvent induire un changement de transfert des ondes électromagnétiques, notamment le propriétés pédologiques et lithologiques (composition, texture, structure), mais aussi les conditions hydriques. L'une des principales causes de retour des ondes vers l'antenne réceptrice est la variabilité spatiale de la teneur en eau (Van Dam and Schlager, 2000).

La visualisation et la récupération des données se fait via un moniteur, directement branché aux antennes pendant l'essai sur le terrain (Figure II.16.B). Un objet enfoui sera par exemple repérable par une hyperbole, dont le haut correspond au moment où le radar se situait juste à la verticale de l'objet. Le résultat peut être vu comme une image, avec les valeurs d'amplitudes du signal positives et négatives qui suivent une légende de couleurs (du noir pour les valeurs les plus faibles au blanc pour les valeurs les plus élevées par exemple), ou directement sous forme de tableau avec une valeur d'amplitude par case.

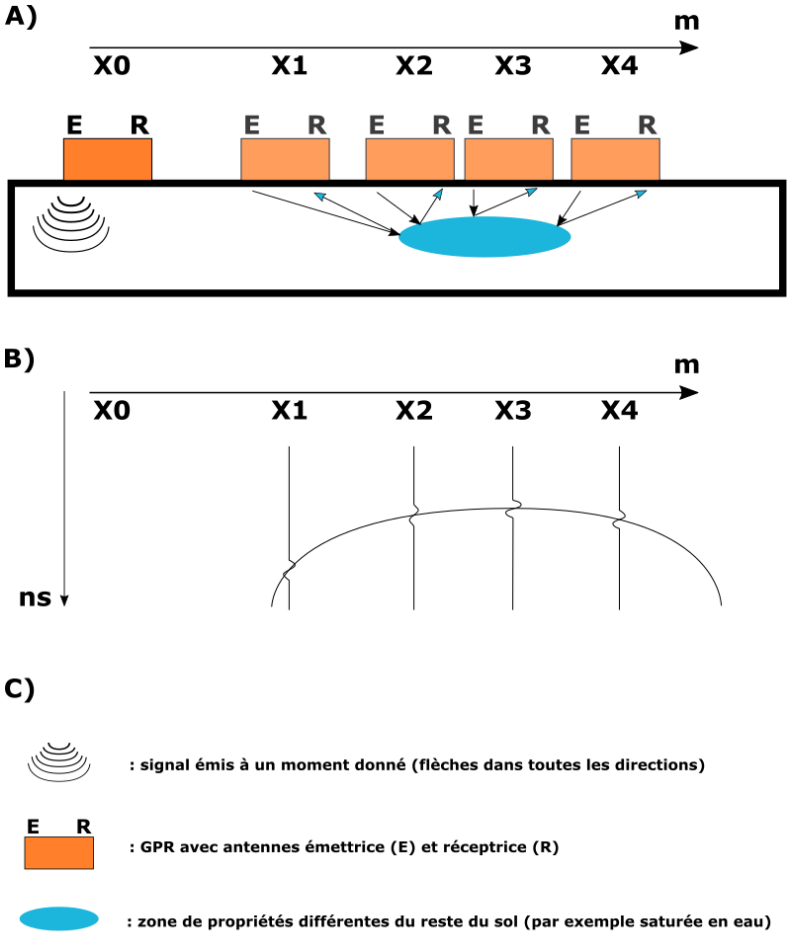


Figure II.16 : Schéma décrivant la visualisation par le radar (GPR) d'une hyperbole, correspondante à un changement de milieu avec A) les étapes d'émission et réception sur le terrain, B) la visualisation des différentes traces (ou signaux) réceptionnées, et C) la légende. Chaque flèche bleue en A correspond à une trace en B.

C'est le changement de constante diélectrique (ou permittivité) notée ε qui génère le renvoi de signal vers la surface. Le Tableau II.4 donne les valeurs des constantes diélectriques et la vitesse de propagation des ondes électromagnétiques dans quelques matériaux principaux.

Tableau II.4 : Valeurs de la constante diélectrique et de la vitesse de propagation d'une onde électromagnétique dans plusieurs matériaux.

Matériel	Constante diélectrique	Vitesse ($m.ns^{-1}$)
Air	1	0,3
Eau distillée/fraiche	80	0,033
Sable sec	3-5	0,15
Sable saturé	20-30	0,06
Limon	5-30	0,07
Argile	4-40	0,06

On constate ainsi que la valeur la plus haute est celle de l'eau, tandis que la plus faible est celle de l'air. Les valeurs de constante diélectrique dans les sols sont variables mais assez faibles. On constate également que la saturation en eau d'un sol (ici exemple avec le sable) fait monter sa constante diélectrique.

La relation entre la constante diélectrique et la vitesse de propagation de l'onde est la suivante (Kaplanvural et al., 2021) :

$$\epsilon_e = \varepsilon + \frac{\sigma}{j\omega} = \epsilon_e' - j\epsilon_e'' \quad \text{(II.43)}$$

$$\epsilon_r = \frac{\epsilon_e}{\epsilon_0} = \epsilon_r' - j\epsilon_r'' \quad \text{(II.44)}$$

$$v = \frac{c}{\sqrt{\epsilon_r'}} \quad \text{(II.45)}$$

avec ϵ_e la permittivité effective, σ la conductivité électrique, ω la fréquence angulaire, j la partie imaginaire, ϵ_e' la capacité de stockage de l'onde électromagnétique, ϵ_e'' un paramètre en lien avec l'absorption des ondes, , $\epsilon_0 = 8{,}854 \times 10^{-12}\ F/m$ la permittivité du vide, ϵ_r' et ϵ_r'' sont les parties réelles et imaginaires de la permittivité diélectrique relative ϵ_r, $c = 3{,}108\ m/s$ la célérité des ondes électromagnétiques dans un espace libre, et ϵ_r' la partie réelle de la permittivité relative. Ainsi, plus la constante diélectrique augmente, plus la vitesse de propagation de l'onde diminue.

La fréquence des ondes électromagnétiques dépend du modèle de l'antenne choisie pour le GPR, entre quelques MHz et quelques GHz. Globalement, plus la fréquence est élevée, moins la profondeur sondée sera grande, mais plus la précision sera importante. La fréquence f (MHz) du GPR est liée à la longueur d'onde du signal λ par la relation suivante :

$$\lambda = \frac{v}{f} \quad \text{(II.46)}$$

avec v (m.ns^{-1}) la vitesse de l'onde dans le milieu.

Lorsque deux objets ou deux couches dans le sol sont proches, il est possible de calculer la distance minimale, horizontale ou verticale, de la longueur d'onde du signal qui permet leur détection, appelées résolutions verticale Δr et horizontale Δl.[5]

$$\Delta r = \frac{\lambda}{4} \quad \text{(II.47)}$$

$$\Delta l = \sqrt{\frac{r\lambda}{2}} \quad \text{(II.48)}$$

avec r la profondeur à laquelle l'objet ou la couche se trouve.

[5] https://sensoft.ca/fr/blog/understanding-gpr-resolution-and-target-detection/

De manière générale, les chemins de l'eau (ou objets) ne peuvent être visualisés que lorsqu'ils sont assez larges pour être détectés par la longueur d'onde.

Il est également possible de calculer la surface (en 2D) couverte par les impulsions radar en forme de cône elliptique (Guo et al., 2014) :

$$A = \frac{\lambda}{4} + \frac{D}{\sqrt{\epsilon_r} + 1} \tag{II.49}$$

avec A la plus large dimension du rayon de l'empreinte des impulsions radar, λ la fréquence centrale de l'onde, D la profondeur depuis la surface et ϵ_r la constante diélectrique moyenne du milieu.

Le milieu étudié et son état hydrique sont bien sûr également des facteurs limitant pour la propagation des ondes, car cette dernière dépend de nombreux paramètres dont la texture, la structure, le degré de saturation, etc.

II.3.4.2 Le radar pour le suivi des chemins de l'eau et des contaminants dans les sols

La littérature a déjà montré la capacité des GPR à représenter les chemins préférentiels empruntés par l'eau lors de l'infiltration, ce qui a permis d'améliorer les connaissances sur la mobilité de l'eau. Comme le sol ne change pas de géométrie entre deux périodes de pluie ou d'infiltration d'eau, seule la teneur en eau varie. Il est donc possible de suivre dans le temps ces variations de teneur en eau par GPR (Truss et al., 2007). Depuis quelques années, le suivi de l'infiltration de l'eau dans le temps et la visualisation des chemins préférentiels, ainsi que le traitement des radargrammes associé, se sont beaucoup développés.

Brewster and Annan (1994) sont parmi les premiers et premières à utiliser le potentiel du radar pour la détermination des mouvements de fluides dans les sols. Birken and Versteeg (2000) proposent alors de réaliser des études GPR en 4D ou 3D, avec la quatrième dimension correspondant au temps, sur le même principe que le suivi des séismes, avec dès lors l'objectif de suivre la migration des polluants et de tester l'efficacité des méthodes de remédiation. Les difficultés liées à la précision nécessaire du positionnement du GPR en suivant un transect, ainsi que la distance entre les différents transects, sont déjà posées. Un logiciel créé pour l'étude des séismes est utilisé pour réaliser des blocks 3D (reconstitution 3D par combinaison des acquisitions 2D suivant chaque transect), et pour identifier les différences entre blocks 3D acquis successivement, avant et après arrosage.

Le rôle des racines sur la création de chemins préférentiels a ainsi été montré par étude GPR (Sassen et al., 2009). Des dynamiques de drainage et stockage d'eau ont également pu être observées et étudiées à différentes échelles temporelles (évènement(s), saisons)

dans des calcaires, en réalisant des suivis GPR avant, pendant, et après des évènements pluvieux (Truss et al., 2007).

A partir des visuels 2D, la 3D permet de visualiser la géométrie de l'infiltration. Les dynamiques hydrologiques d'une tranchée d'infiltration ont ensuite été étudiées par GPR à l'échelle du versant, pour visualiser directement les chemins préférentiels (Guo et al., 2014). Deux infiltrations de volumes connus d'eau sont réalisées à travers un tuyau positionné dans la tranchée et pourvu d'une incision. Avant, entre, et après ces infiltrations, le GPR est passé en suivant une grille. Les radargrammes subissent un traitement classique incluant la suppression de la couche supérieure d'air et des bruits de basses et hautes fréquences, l'ajout d'un gain pour limiter l'effet de l'atténuation en profondeur et la suppression des bandes de signaux horizontales. Une standardisation des radargrammes est alors réalisée pour normaliser la géométrie de tous les radargrammes obtenus pour chacun des transects suivis. La soustraction des radargrammes « sols secs » pris suivant le même transect permet de confirmer l'importance de la standardisation. Les radargrammes qui suivent dans le temps les mêmes transects sont étudiés selon un horizon repéré. La différence entre le radargramme « sol sec » de référence et les autres radargrammes effectués par la suite (sols humides) permet de visualiser les changements de position de certains réflecteurs, permettant d'avoir des informations sur l'activation dynamique des écoulements préférentiels, notamment les écoulements latéraux à l'échelle de la pente.

(Allroggen et al., 2015) ont couplé une étude GPR avec une injection de colorants bleus (Bleu Brillant FCF, *brilliant blue dye*) par arrosage, pour améliorer l'interprétation de l'évolution dans le temps de l'infiltration. Le GPR a été utilisé avant, après et 24 heures après la simulation de pluie. Le suivi des sections est réalisé précisément grâce à une plateforme permettant de se positionner de manière précise et à l'exact même place que précédemment. La visualisation 4D (3D et dans le temps), permet de se rendre mieux compte de l'évolution temporelle et spatiale de l'infiltration et de caractériser le bilan hydrique.

En 2015 également, Allroggen and Tronicke développent une autre méthode d'analyse des écoulements préférentiels par GPR, basée sur le traitement des images GPR. Deux attributs, la similarité de structure et la similarité de contraste, permettent respectivement d'étudier les variations temporelles et d'amplitude de signal. Le radargramme final « humide » est pris comme référence et est comparé aux autres, en choisissant une fenêtre d'application des équations suivantes (application sur un sous-échantillonnage des radargrammes et balayage des radargrammes) :

$$SS(x,y) = \frac{c_{xy} + a}{\sigma_x \sigma_y + a} \quad \text{(II.50)}$$

avec $SS(x,y)$ l'indice de similarité de structure entre les fenêtres des radargrammes x et y, c_{xy} la corrélation croisée après soustraction de la fenêtre moyenne, a un paramètre qui évite au dénominateur de tendre vers 0, et dont la valeur est fixée à 10%, et σ_x l'écart-type des valeurs de la fenêtre considérée pour le radargramme x.

$$CS(x,y) = \frac{2\sigma_x \sigma_y + a}{{\sigma_x}^2 + {\sigma_y}^2 + a} \quad \text{(II.51)}$$

avec $CS(x,y)$ l'indice de similarité de contraste entre x et y.

Jackisch et al. (2017) étudient à plusieurs échelles spatiales (point, parcelle et pente) le lien entre la forme des structures d'écoulement et leur fonction, c'est-à-dire comment les interactions génèrent des écoulements préférentiels rapides sur ces différentes échelles.

En 2019, Guo et al. continuent les essais sur le terrain pour étudier les chemins préférentiels dans des fractures et développer les connaissances sur leurs contrôles, occurrences et dynamiques. Les évolutions des régimes d'infiltration au cours de vrais évènements pluvieux sont étudiées par des sondes à différentes profondeurs. Parallèlement, des infiltrations contrôlées via une fosse creusée et remplie d'eau, ou par tuyau, sont suivies par GPR. La méthode de traitement est globalement la même que celle utilisée en 2014.

Guo et al. (2020) ont ensuite combiné le suivi par GPR dans le temps avec de la prospection électrique (ERT) pour étudier les chemins préférentiels dus aux réseaux racinaires près d'un arbre. Les données GPR ont été traitées, puis la similarité structurale globale entre les radargrammes « secs » et « humides » de chaque transect a été calculée pour suivre les variations de teneurs en eau (comme réalisé par Allroggen and Tronicke (2015)). Des tranchées ont été excavées au début et à la fin des expérimentations pour observer les zones humides et les racines, afin de faire la correspondance avec les données GPR.

Récemment, Di Prima et al. (2020) ont utilisé le GPR avec un anneau simple d'infiltration pour observer en 3D les chemins préférentiels sous le dispositif d'infiltration. Pour cela, des transects ont été délimités en quadrillage tout atour de l'anneau et sont suivis avant et après l'essai d'infiltration. Après traitement, la différence entre les radargrammes « secs » et « humides » a été faite pour chaque transect et un seuil a été appliqué pour déterminer les zones où l'eau s'est infiltrée. Des chemins préférentiels ont ainsi été observés, ainsi qu'une déviation latérale de l'écoulement en lien avec la stratification du milieu.

Le transport des polluants commence également à être étudié en laboratoire, ou en se basant sur les méthodes sur le terrain. Shokri et al. (2022) ont combiné des analyses GPR avec des injections de traceurs puis des récoltes d'échantillons par des puits, pour étudier les dynamiques d'écoulements, et constater la présence d'écoulements préférentiels. Les contaminants dans le sol peuvent également être directement décrits par la variation de constante diélectrique calculée en laboratoire, par exemple pour les hydrocarbures (Fuente, 2021). Les contaminants et leurs dynamiques peuvent donc être étudiés via des études GPR (Lombardi et al., 2022), même si les études sont encore peu nombreuses.

La caractérisation de l'établissement des chemins de l'eau dans le sol produit une information complémentaire du suivi des flux en surface (infiltration cumulée) nécessaire à la compréhension des processus d'infiltration de l'eau et du transport de polluants. Elle contribue donc à l'amélioration des modèles d'infiltration de l'eau et de transport des polluants dans les sols (Fan et al., 2020).

II.4 Bilan de l'état de l'art et problématiques

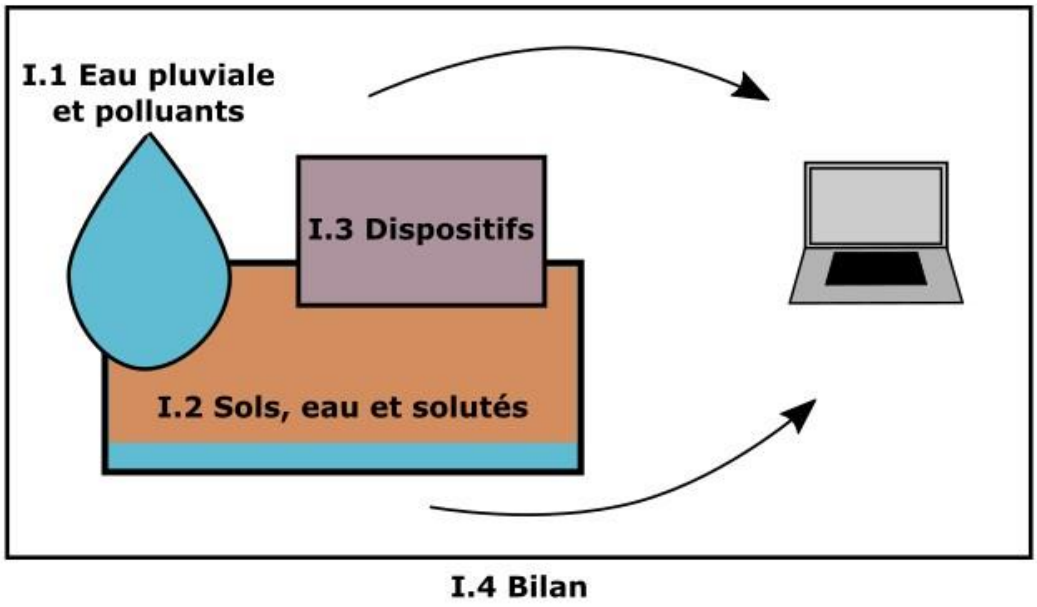


Figure II.17 : Résumé des différentes parties du chapitre 1

L'augmentation de l'imperméabilisation des villes entraîne une augmentation des risques liés aux volumes d'eaux pluviales à gérer et aux pollutions induites. Sur le plan hydraulique, pour limiter les déversements des déversoirs d'orage installés en réseau unitaire, les contaminations relatives, et restaurer un cycle de l'eau plus naturel, des techniques d'infiltrations à la source ont été développées. Les bassins d'infiltration, par

exemple, permettent à l'eau de s'infiltrer, sans recours aux tuyaux et stations d'épuration. Des études ont été menées sur les types de polluants retrouvés dans des bassins d'infiltration, et les concentrations qui s'y accumulent s'avèrent être élevées (El-Mufleh et al., 2014).

Une partie des polluants retrouvés dans les eaux pluviales sont sous forme de colloïdes, des particules comprises en 1 nm et 1 µm. Celles-ci ont des comportements particuliers lors de l'infiltration de l'eau, de par leur taille, par leurs capacités d'adsorption et d'agrégations, etc. (Auset et al., 2005; Nowack and Bucheli, 2007).

Le sol étant connu pour sa capacité de filtration des polluants, les bassins d'infiltration et autres SUDS semblent être la meilleure manière de gérer les eaux pluviales en permettant leur infiltration tout en assurant leur épuration. Cependant, la littérature a montré que les quelques porosités créés par des macropores, fissures, galeries d'animaux et racines du sol, provoquent des écoulements rapides qui ne permettent pas au sol d'adsorber les polluants (Allaire et al., 2009; Legout et al., 2009), et qui doivent donc nécessairement être pris en compte pour la modélisation des écoulements et des risques de pollution (Beven and Germann, 2013). Un risque de contamination de la nappe se pose donc, et la création et gestion des SUDS nécessitent une meilleure compréhension des processus impliqués dans les transferts de masse, ainsi qu'une meilleure quantification des fonctions infiltration et filtration des polluants.

Il existe de nombreux dispositifs et de nombreuses méthodes pour le suivi de l'infiltration et du transfert de polluants (dont leur filtration) sur le terrain : les essais infiltrométriques (infiltration d'eau au travers d'anneaux) permettant de déterminer les paramètres hydrauliques, des traceurs et colorants injectés dans le sol pour tracer les chemins préférentiels, des méthodes géophysiques pour visualiser l'eau et les traceurs dans le sol... Notamment, des essais d'infiltration d'eau et des suivis GPR ont été combinés pour visualiser les écoulements préférentiels ayant lieu dans le sol (Allroggen and Tronicke, 2015; Guo et al., 2014). Cette méthode est non destructive, mais ne donne qu'une idée du comportement de l'eau sous le sol, et a été réalisée avec un dispositif d'infiltration (anneau simple) de petite taille (Di Prima et al., 2020), qui n'active pas nécessairement les chemins préférentiels (Tricker, 1978), et qui n'est donc pas représentative du système bassin d'infiltration dans son ensemble. De plus, le choix du traceur, de la quantité à appliquer et la manière de l'appliquer sont encore des sujets d'étude importants (Beven and Germann, 2013).

Deux limites principales aux méthodes actuellement utilisées dans la littérature se posent donc : 1) les dispositifs sont de petite taille, ne sont peut-être pas représentatifs de tous les types de pores présents dans le sol, et sont inadéquats pour décrire la variabilité

spatiale à l'échelle du bassin d'infiltration, et 2) les méthodes actuelles ne permettent pas de suivre directement les polluants colloïdaux lors de l'infiltration, de connaître leur mobilité dans le sol, et de comprendre les mécanismes assurant les fonctions d'infiltration et de filtration des polluants.

Pour répondre à ces limites, nous étudierons trois axes de problématiques principaux dans ce travail :

1) Quel est l'impact de la taille de l'infiltromètre sur la représentativité de l'hétérogénéité des sols à l'échelle du terrain, en termes d'activation des macropores, et quels sont les effets d'échelle ?
2) Quels sont les mécanismes et les typologies d'écoulements dans le sol ? Comment les étudier avec les données radar ?
3) Peut-on étudier le comportement des polluants colloïdaux à l'aide de nano-traceurs injectés dans le sol lors de l'infiltration et suivis par radar géologique ? Comment séparer les signaux « eau » et « nano-traceurs » ?

Chapitre III : Matériel et méthodes

III.1 Approche générale

Pour étudier l'impact de la taille de l'infiltromètre sur la représentativité de l'hétérogénéité des sols et les effets d'échelle, des essais infiltromètriques avec des anneaux de petite et de grande taille ont été réalisés sur différents terrains. Les échantillons de sol récupérés au niveau des zones d'essai sont d'abord analysés pour déterminer la teneur en eau, la masse volumique sèche et la granulométrie. Les données infiltrométriques (infiltration cumulée et taux d'infiltration) sont traitées (sélectionnées et converties dans les mêmes unités) puis représentées sous forme de courbes. Les courbes hydrodynamiques sont également tracées en appliquant la méthode BEST à toutes ces données. La méthode BEST permet d'obtenir des paramètres intrinsèques au sol (K_s et α) selon les essais réalisés. Enfin, des analyses statistiques sont réalisées sur les moyennes et variances des données obtenues (taux d'infiltration final, K_s et α) pour les deux tailles d'infiltromètre.

En complément, la modélisation des essais expérimentaux par inversion (simple et double perméabilité) est effectuée avec, au préalable, une étude de sensibilité des paramètres K_s et α pour tester leur influence sur l'infiltration cumulée en surface. Les différents essais réalisés sur le terrain sont ensuite modélisés pour déterminer les deux coefficients intrinsèques au sol. Les paramètres obtenus selon les tailles d'anneau et selon les différentes modélisations réalisées sont comparés.

Pour le suivi de l'eau et des polluants colloïdaux dans les sols lors de l'infiltration, des essais infiltrométriques ont également été réalisés, couplés à des analyses non destructives du sol par GPR et à des injections de nanotraceurs (SPIONs). Les données GPR sont traitées en premier lieu pour diminuer les bruits, atténuer les pertes de gains, et réduire la taille des fichiers (logiciel ReflexW). Le GPR étant passé le long de sections pré-délimitées à différents moments de l'infiltration (avant, pendant, après), on a ensuite comparé les données entre différents moments, pour observer les ajouts d'eau et/ou de nanotraceurs, selon les méthodes de Allroggen and Tronicke (2015) et Di Prima et al. (2020). Les traces des données (oscilloscopes d'amplitude de signal), les distributions d'amplitude, et les visualisations ont été étudiées. Enfin, des blocs 3D de données interpolées ont été créés. Ces diverses représentations permettent d'étudier les écoulements et de tenter de séparer les signaux « eau » et « nano-traceurs ».

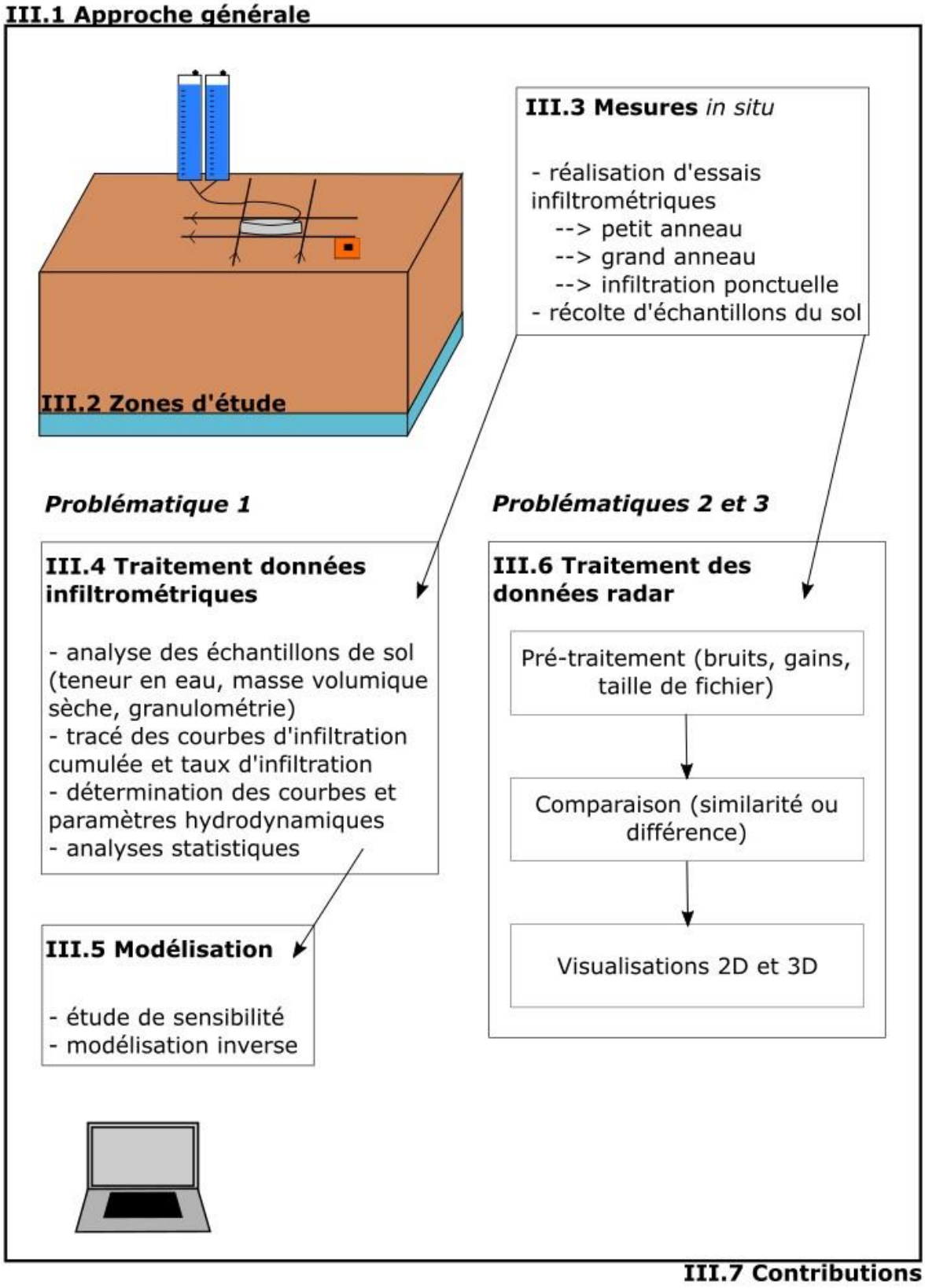


Figure III.1 : Schéma récapitulatif des différentes étapes réalisées sur le terrain puis en traitement pour répondre aux problématiques.

III.2 Zones d'étude

Les études sur le terrain ont été réalisées sur trois zones, deux françaises (ENTPE et IUT) et une australienne (WICKS). Les premières zones en France visaient à tester le dispositif et le protocole et les améliorer, en vue de réaliser ensuite des tests directement sur un bassin d'infiltration suivi sur le long terme aux regards de sa fonction d'infiltration de l'eau. Le dernier site a été étudié pour tester les améliorations apportées en Australie sur le dispositif et pour valider l'approche infiltrométrique au regard des données de suivi du bassin d'infiltration.

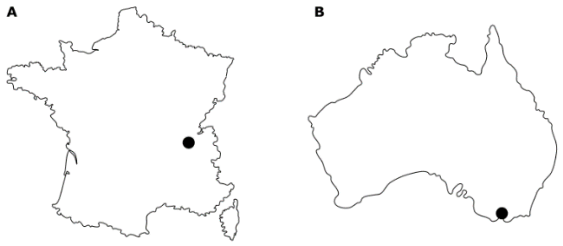


Figure III.2 : Localisation des sites d'essais expérimentaux, A) en France, près de Lyon, et B) en Australie, à Melbourne.

III.2.1 IUT la Doua

Le bassin d'infiltration du campus de la Doua se situe dans le nord de Lyon (France), à Villeurbanne (69100) (Figure III.2.A et Figure III.3, coordonnées 45°47'13.9"N 4°52'56.2"E). Les mesures ont été réalisées sur les bords du bassin d'infiltration et non à l'intérieur. Les mesures dans le bassin d'infiltration sont rendues impossibles par la présence de galets déposés sur le sol, empêchant l'installation du dispositif. Le bassin d'infiltration reçoit les eaux du campus, sans bassin de rétention en amont, et est suivi au niveau de la nappe sous-jacente par une série de piézomètres. La surface du bassin est de 900 m². La surface sur laquelle ont été réalisées les essais infiltrométriques et radar fait 600 m². Le sol est du sable limoneux ou limon sableux. Le sol est recouvert d'herbes et quelques arbres sont présents. De l'activité biologique est présente (insectes, vers de terre, etc.).



Figure III.3 : Capture d'écran de géoportail centrée sur l'IUT de la Doua, avec la zone de test représentée par le rond rouge, et photos du site.

Le profil de sol semble être composé de 15-20 cm de terre végétale, déposée au-dessus d'un remblai de terre végétale (ou tout venant) jusqu'à 80 cm de profondeur, au-dessus des alluvions naturelles du Rhône. Des acquisitions radars réalisées sur site mettent en évidence cette stratification.

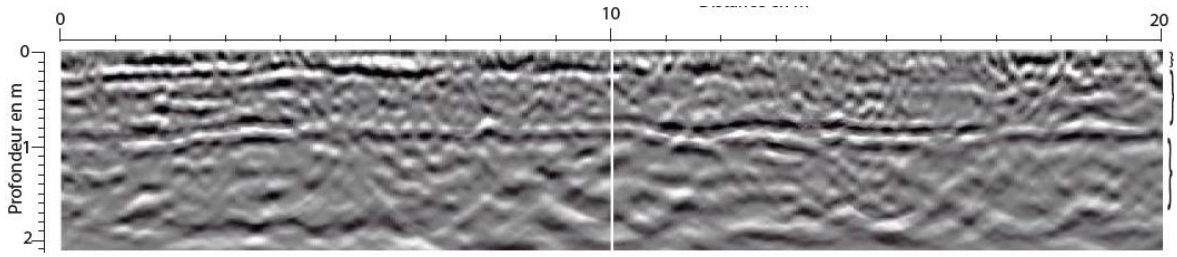


Figure III.4 : Image radar du sol de l'IUT avec les trois couches. Image traitée par Thierry Winiarski.

III.2.2 Campus de l'ENTPE

Le campus de l'ENTPE (Ecole des Travaux Publics de l'Etat) et de l'ENSAL (Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon) se situe également en France, dans l'est lyonnais, à Vaulx-en-Velin (69120) (Figure III.2.A et Figure III.5, coordonnées 45°46'42.1"N 4°55'33.2"E). La zone étudiée correspond aux jardins et zones enherbées du campus. Pour simplifier, on gardera l'appellation « ENTPE » dans la suite. Les essais ont été réalisés sur une surface de 800 m² située dans le sud-est des jardins. Le sol est proche de celui de l'IUT, une couche de terre végétale au-dessus des alluvions fluvioglaciaires du Rhône.

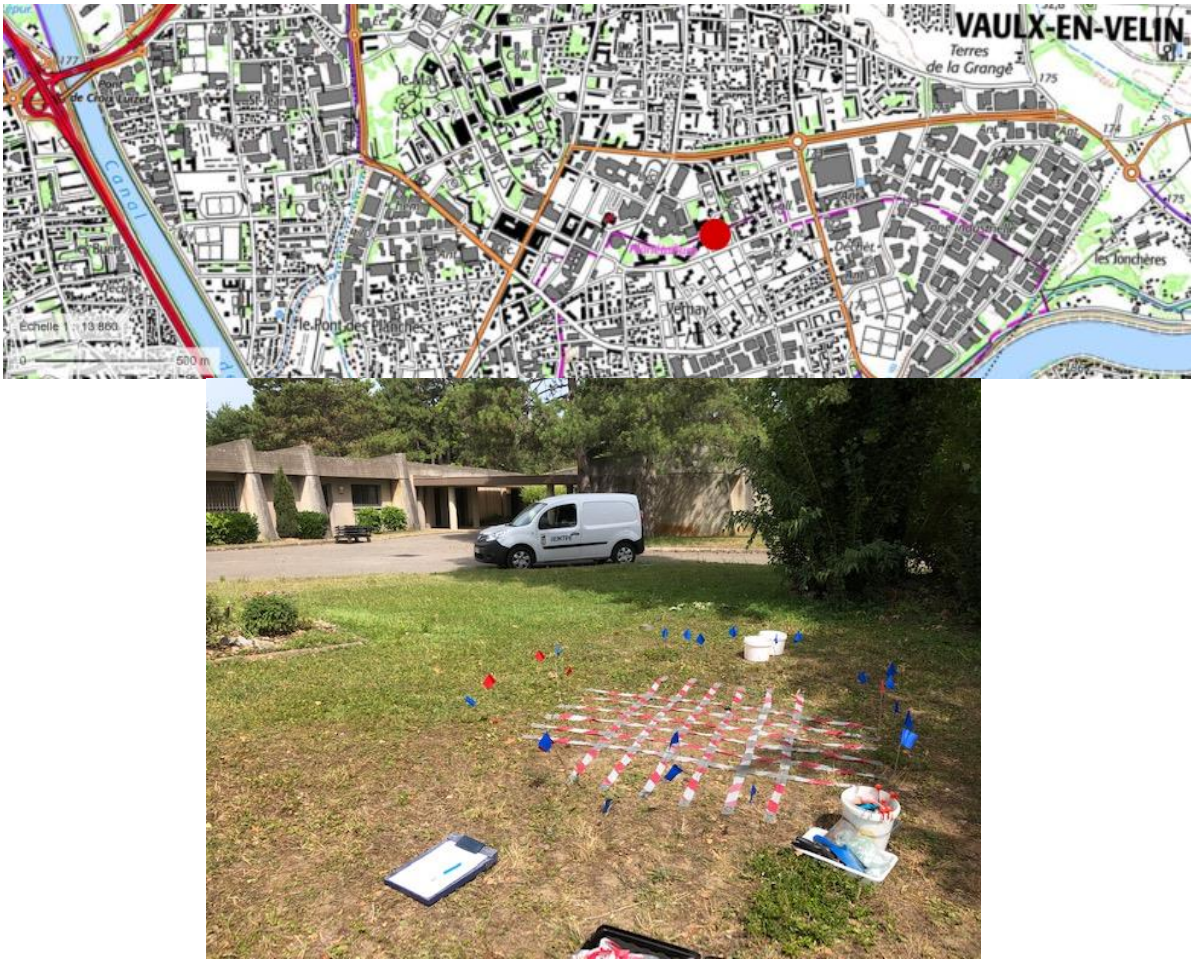


Figure III.5 : Capture d'écran de géoportail centrée sur l'ENTPE, avec la zone de test représentée par le rond rouge, et photo du site.

III.2.3 Bassin d'infiltration (ou jardin de pluie centralisé) WICKS

Le bassin WICKS est situé au milieu d'une forêt en pente, dans la banlieue de Melbourne, dans le sud-est australien (Figure III.2.B, coordonnées 37°51'24.7"S 145°19'17.1"E). L'ouvrage date de 2011 et est très végétalisé. Sa surface totale est 0,18 ha. Il reçoit les eaux pluviales provenant d'une surface de 5 ha. Le bassin a un sol de 0,8 m de terre végétale au-dessus duquel se trouve des sédiments. De nombreuses plantes ont été plantées et ont colonisé le bassin. Une description plus détaillée se trouve dans l'article de Western et al. (2021).

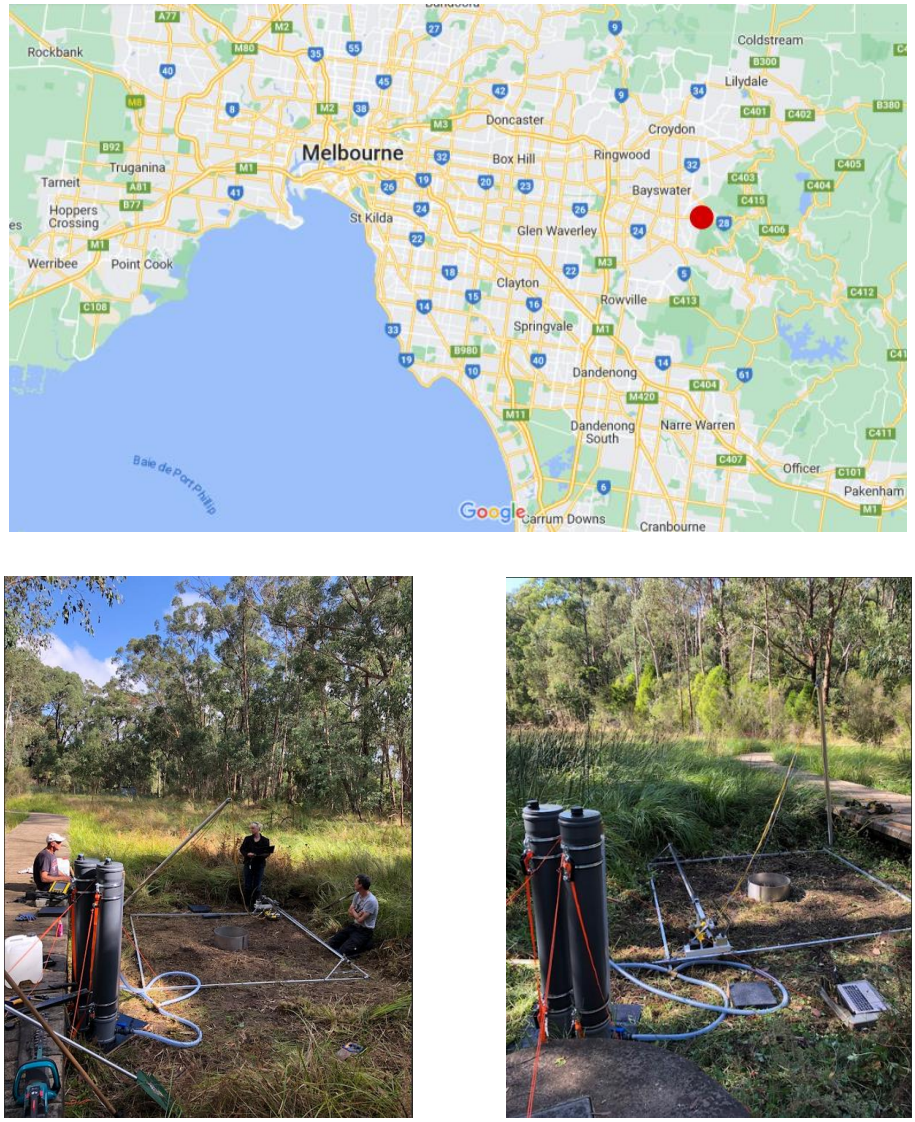


Figure III.6 : Capture d'écran de Google Maps centrée sur Melbourne, avec la zone de test (WICKS) représentée par rond rouge, et photos du site.

III.3 Mesures *in situ*

III.3.1 Matériel

III.3.1.1Infiltromètres

Dans ce travail, des anneaux simples d'infiltration sont utilisés, un de petite taille (15 cm de diamètre) et l'autre de grande taille (50 cm de diamètre). Les deux types d'anneaux ont été utilisés pour infiltrer de l'eau à charge constante (c'est-à-dire à hauteur d'eau constante dans l'anneau). Ils ont donc été reliés à des colonnes réservoirs faisant office de système de Mariotte (voir partie II.3.1.2).

Le petit anneau d'infiltration est lié à un système automatisé présenté dans l'article de Di Prima et al. (2015). Ce système est directement posé au-dessus de l'anneau et comporte une colonne en plexiglass transparente pourvue d'un piston qui peut bloquer la sortie d'eau pour empêcher l'infiltration, d'une entrée d'air dans le réservoir (système de Mariotte) et de deux capteurs de pression (aux deux extrémités de la colonne) (Figure III.7.A). Les capteurs de pression sont reliés à un datalogger « maison » (système Arduino) qui enregistre les données des capteurs de pression à raison de trois mesures par seconde. Les variations de pression dans le système sont ensuite transposées en hauteur d'eau (cm) grâce aux calibrations réalisées en amont au laboratoire. La section totale du réservoir en supprimant piston et tubes est de 66,7 cm^2. La hauteur totale maximale pouvant être suivie est de 75 cm. Le volume total fait donc 5000 cm^3, soit 5 litres. Pour plus de détails, on peut se référer à Concialdi et al. (2020).

Le grand anneau est relié à deux colonnes réservoirs de 130 cm de hauteur, dont 115 cm peuvent être suivis pour la hauteur d'eau (Figure III.7.B). Ce système n'est pas automatisé et les hauteurs d'eau dans le système sont suivies visuellement. Les colonnes sont également pourvues d'une entrée d'air (système de Mariotte) et d'une sortie d'eau. Sur la sortie d'eau de chaque colonne est fixé un tuyau, les deux se rejoignant (en formant un Y) et l'extrémité est positionnée dans le fond du grand anneau (50 cm de diamètre). Ce dispositif est un prototype réalisé dans le cadre de l'ANR INFILTRON (infiltron.org). Les deux réservoirs étaient initialement prévus pour permettre l'infiltration de l'eau puis l'injection d'une solution de nanoparticules stockées dans le deuxième réservoir. Finalement, pour éviter l'accumulation de nanoparticules dans le réservoir dédié et dans les tuyaux, il a été décidé d'injecter les nanoparticules directement dans l'anneau. C'est ce premier dispositif, construit par Simone Di Prima avant le début de la thèse, qui a été utilisé pendant les deux périodes de campagne sur le terrain. Ce dispositif a été amélioré pendant ces périodes, notamment par l'ajout d'un embout, une vanne d'arrêt quart de tour, et par renforcement (colle) des zones d'entrée et sortie d'air et d'eau. Néanmoins, des fuites ont été constatées au niveau des sorties d'eau. C'est pour cela que deux

nouveaux dispositifs ont été créés après les deux périodes de campagne en France, identiques au premier sur les dimensions, mais avec des renforcements dès la conception (joints renforcés, embouts, tuyaux fixés par collier, …). Un des deux dispositifs a été envoyé en Australie pour réaliser les tests complémentaires.

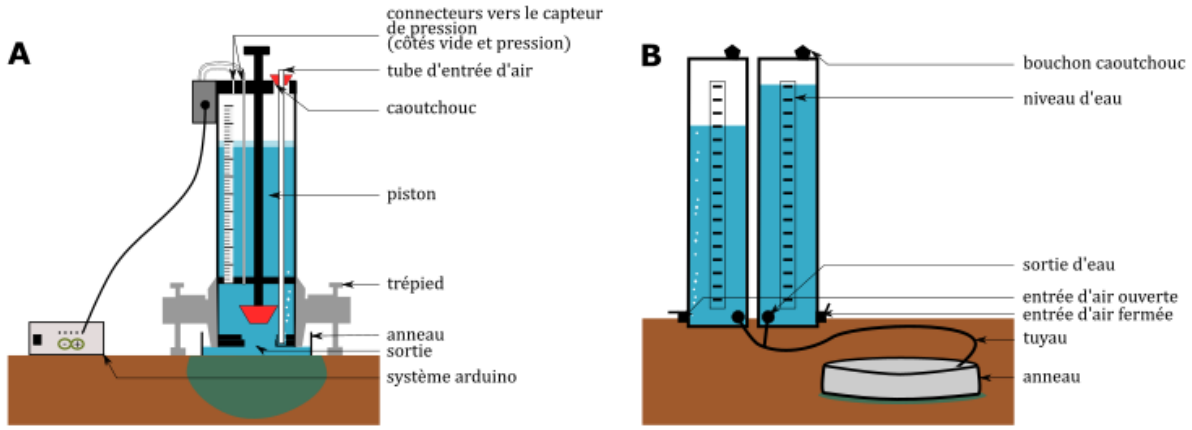


Figure III.7 : Schéma des dispositifs d'infiltration A) de petite et B) de grande taille.

III.3.1.2Eau et solution de nanotraceurs (SPIONs)

L'eau utilisée pour les essais d'infiltration correspond à de l'eau de nappe, sans contrôle particulier de sa qualité chimique. En France, nous nous sommes basés sur une prise d'eau dans un piézomètre au niveau du site ENTPE. Le piézomètre puise directement dans la nappe. En Australie, les bidons sont remplis au robinet.

Concernant les nano-traceurs, ils ont été choisis pour représenter le comportement de nanopolluants colloïdaux. Ce sont des Nanoparticules Superparamagnétiques d'Oxyde de Fer (*Superparamagnetic Iron Oxyde Nanoparticles* en anglais, SPIONs), fabriqués par Matteo Martini et ses étudiants et étudiantes de l'ILM de Lyon. Ces SPIONs sont constituées d'un cœur en ferrimagnétite Fe_3O_4 et d'une coquille en silice SiO_x (Figure III.8). Elles ont été choisies pour 3 critères :

- leur faible toxicité dans l'environnement,
- leurs propriétés électromagnétiques qui sont supposées permettre leur détection par radar électromagnétique, et
- la possibilité de production en laboratoire (3 semaines pour 1 litre), la facilité de contrôle de la taille des objets et la possibilité de fonctionnaliser leur coquille pour reproduire le comportement de divers polluants

Les SPIONs ont des tailles comprises entre 20 et 80 nm, et des charges de surface comprises entre 0 et – 40 mV.

Les SPIONs sont injectées à la concentration mère (généralement 3.35 g/L, voir Annexe 1), directement dans l'anneau. Pour les essais grand anneau, 10 ml sont injectés 50 fois à volume d'eau infiltré constant, dès l'activation de la deuxième colonne. Pour les essais petit anneau, 5 ml sont injectés 19 fois à volume d'eau infiltré constant, dès la moitié du réservoir.

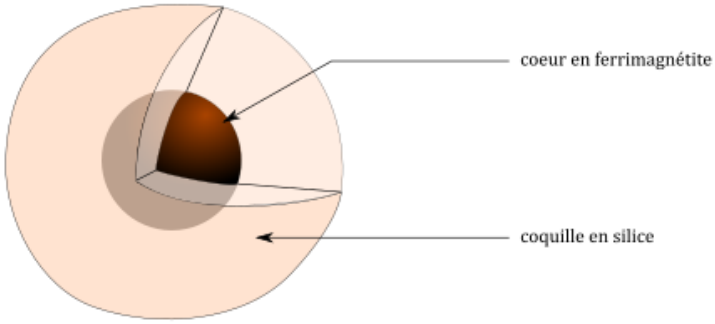


Figure III.8 : Schéma d'une nanoparticule superparamagnétique d'oxyde de fer (SPION).

III.3.1.3Radar

Le radar géologique utilisé en France est le GSSI (Geophysical Survey System Inc., Salem, NH) SIR 3000 avec une antenne de 900 MHz. Le choix de cette fréquence permet d'étudier le sol en profondeur restreinte (ici jusqu'à 1 m), mais avec précision. C'est également le même GPR que celui qui a été utilisé dans l'étude de Di Prima et al. (2020). En Australie, le radar utilisé est le pulseEKKO® GPR 1000 MHz Transducers (Sensors & Software Inc.).

Pour réaliser le carroyage et guider le GPR, une grille a été placée autour de l'anneau (Figure III.9.A). Pour les petits infiltromètres, la grille comporte 12 lignes dont 6 horizontales et 6 verticales, espacées de 20 cm. Pour les grands infiltromètres, 4 lignes sont suivies, formant un carré autour de l'anneau, et espacées 2 à 2 de 60 cm. L'espacement permet ainsi de positionner l'anneau au centre. Le nombre de lignes suivies permet d'étudier une zone assez large autour de l'anneau (proportionnelle à la taille de ce dernier), et dans un temps restreint (maximum une minute par ligne). Le GPR est donc passé sur toutes les lignes en début et fin d'expérimentation. Pendant l'infiltration, le GPR est passé à intervalles réguliers sur deux lignes perpendiculaires. Dans la suite, seules les données GPR avec le grand anneau seront étudiées.

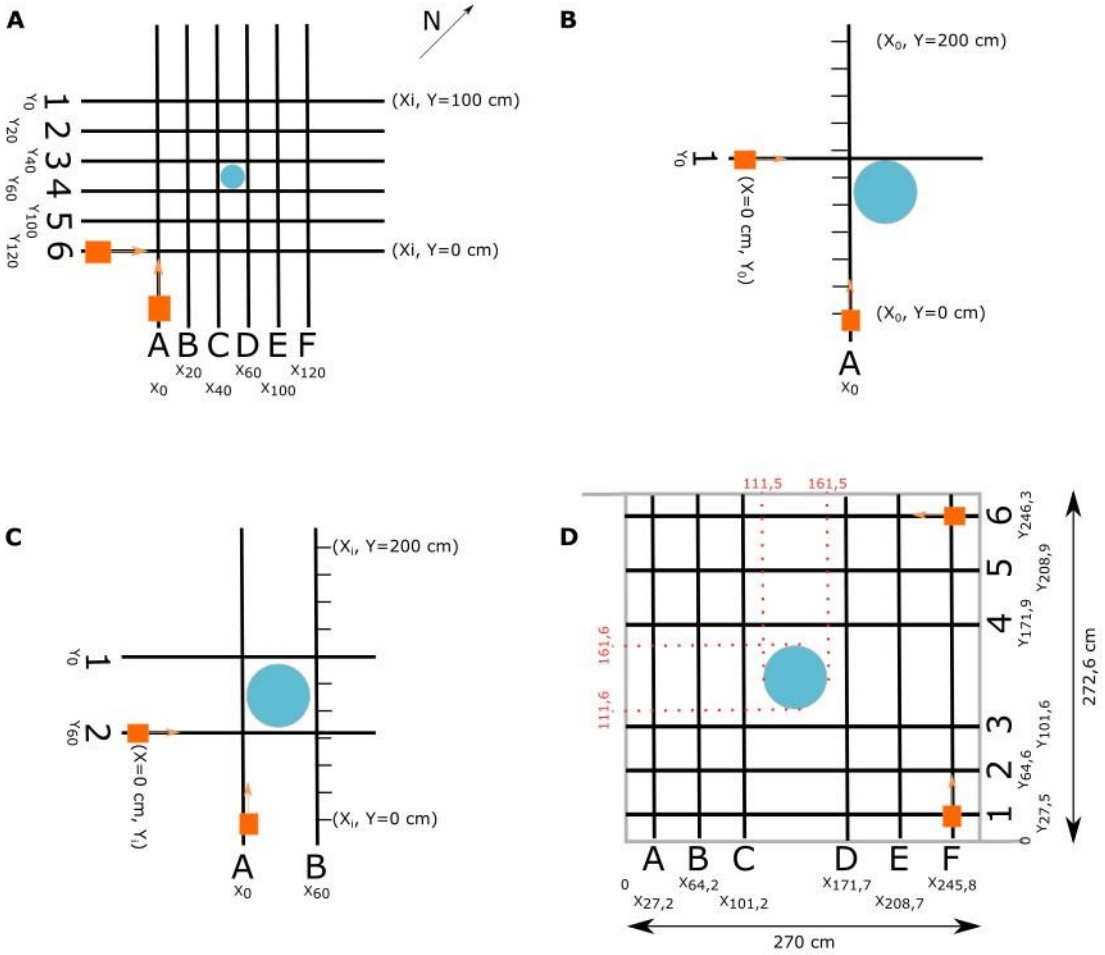


Figure III.9 : Grilles numérotées et positionnées autour A) du petit et B, C et D) du grand anneau. Les figures B et C) sont les essais en France, la figure D) en Australie. Le rond bleu représente l'anneau, au centre, et les rectangles orange représentent le radar avec son sens de déplacement. Toutes les mesures sont en centimètres. Dans la suite, seuls les données GPR avec les grands anneaux seront étudiées.

En 2021, le suivi GPR a été réalisé le long d'une règle épaisse en bois, seulement sur deux côtés de l'anneau (Figure III.9.B, Figure III.10.B). L'année suivante, une grille a été positionnée autour de l'anneau pour suivre les 4 côtés (Figure III.9.C, Figure III.10.C). Les acquisitions se sont faites de manière manuelle en France. Une personne passait le radar en essayant de garder la vitesse constante et en donnant un « top » à chaque passage au niveau d'une marque, ces dernières étant espacées de 20 cm le long des lignes. Chaque « top » était noté comme une marque sur le moniteur du GPR (qui enregistre les données). Ces « tops » sont ensuite considérés au moment du traitement du signal pour recaler avec précision la localisation des données acquises le long des transects.

A. Dispositif petit anneau



B. Dispositif avec règle en bois



C. Dispositif avec grille



D. Dispositif en australie



Figure III.10 : Photos des différents dispositifs utilisés : A) grille de 12 transects avec le petit anneau, B) passage du GPR le long d'une règle en bois, C) grille de 4 transects avec le grand anneau, et D) dispositif automatisé conçu et utilisé en Australie.

En 2023, en Australie, un système automatisé a été créé par Robert James pour limiter les imprécisions dues au déplacement du radar à la main. Celui-ci consiste en un cadre en aluminium carré de plus de 3 m de côté, déposé sur le sol de sorte que l'anneau soit au centre, et sur lequel se fixe et se glisse une barre qui porte le GPR (Figure III.9.D). Un système arduino permet de contrôler le déplacement du GPR le long de la barre, et donc de lui imposer une vitesse fixe. Ce système permet de déplacer le GPR sur toute la longueur du tracé en moins d'une minute, de soulever le GPR, puis de la ramener au point de départ en quelques secondes. Les paramètres de vitesse et de longueur du déplacement sont modifiables via l'interface du logiciel ugsplatform64 (Figure III.11). La macro est la suivante : « G1 X-83 F120; G1 Y+20 F200; G1 X0 Y+20 F500; G1 Y0 F200; », X étant l'axe le long du rail, Y l'axe perpendiculaire, et F le paramètre de vitesse.

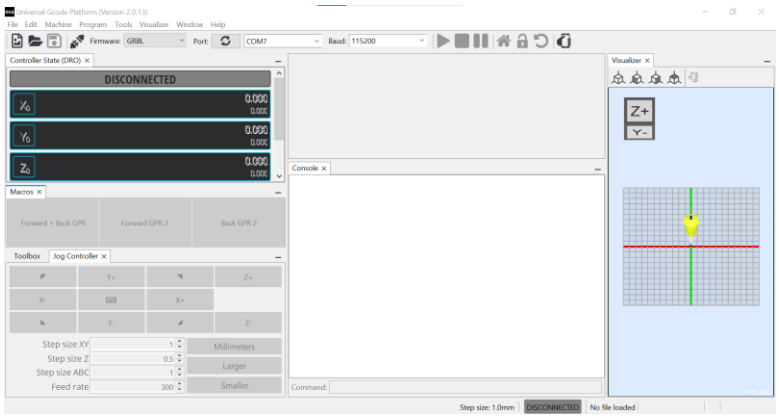


Figure III.11 : Capture d'écran de l'interface de gestion du déplacement de l'antenne radar (logiciel ugsplatform64)

Pour tous les essais réalisés, chaque radargramme obtenu par passage du GPR sur une ligne a un numéro attribué sur le moniteur du GPR. On peut alors noter ce que représente chacun de ces numéros avec le numéro du transect (A, B, 1, 2…) et le moment temporel ou qualité du sol à ce moment (par exemple DRY pour un sol sec, MID juste avant l'activation du deuxième réservoir, au milieu de l'essai, et WET pour la fin de l'essai).

III.3.2 Protocoles pour les essais petits anneaux

Le protocole utilisant la colonne d'eau entière est explicité dans cette partie, un protocole plus détaillé est disponible en Annexe 2. Par « colonne », on entend le dispositif automatisé développé par Di Prima et al. (2015) et amélioré par Concialdi et al. (2020).

La première étape consiste en la préparation du terrain, et en particulier de la zone d'infiltration. La préparation est identique pour tous les essais anneaux (indépendamment de leur taille). On coupe l'herbe à ras et on enlève les plantes génantes en évitant de les déraciner pour ne pas déstructurer le sol en place. Ensuite, la grille est placée sur le terrain (Figure III.9.A).

Avant installation de l'anneau, on procède à une première acquisition radar pour caractériser l'état sec. Pour cela, on change les gains sur le moniteur du radar en passant en mode Auto, puis on optimise les signaux radar pour éviter toute saturation qui se traduirait par une perte du signal. On passe ensuite le GPR (900 MHz) sur les 12 lignes en notant le numéro d'acquisition GPR correspondant sur une feuille (DRY A, DRY B…) ainsi que l'heure (Figure III.12.A).

Ensuite, on installe l'anneau entre 1 et 3 cm de profondeur, bien droit (en le vérifiant avec un niveau), puis on tasse les bords interne et externe de l'anneau pour éviter les fuites sur le côté. On dépose un film plastique dans le fond de l'anneau et on remplit l'anneau d'eau. Ce film est retiré au moment du début de l'essai.

On remplit l'infiltromètre d'eau et on dépose l'infiltromètre au-dessus de l'anneau, de sorte que la base de l'infiltromètre touche l'eau et que le réservoir soit droit. On peut alors relier l'infiltromètre au datalogger et noter la hauteur d'eau initiale dans l'anneau et dans l'infiltromètre. Lorsque le datalogger est allumé, l'essai peut démarrer.

Durant l'infiltration, le GPR est passé en suivant deux transects perpendiculaires : entre B et C et entre 4 et 5 (Figure III.12.B). Le nombre de passages dépend du sol et du temps d'infiltration. Généralement, on essaye de prendre des mesures régulièrement (en temps ou en volume infiltré). Lorsque la hauteur d'eau dans l'infiltromètre a atteint 0 cm, l'essai est terminé et l'infiltromètre peut être fermé.

Lorsque toute l'eau de l'anneau est infiltrée, et après 20 minutes d'attente, on passe à nouveau le radar suivant les 12 transects (WET A, WET B…) (Figure III.12.C).

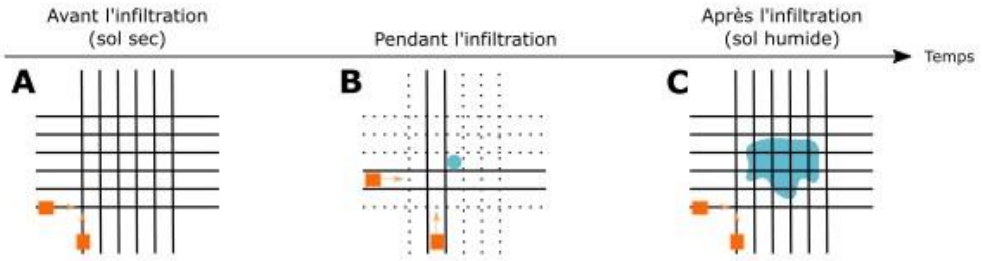


Figure III.12 : Passage du radar dans le temps pour l'infiltromètre de petite taille.

III.3.3 Protocole pour le grand anneau

Les deux protocoles avec règle en bois et grillage pour le passage du GPR sont explicités ici, et un protocole plus détaillé est disponible en Annexe 3.

Au niveau de la zone choisie, plate, on prépare la surface d'infiltration comme explicité pour les essais petit anneau. L'anneau est placé en premier et enfoncé de cinq centimètres dans le sol. Il doit être bien droit (vérifier avec un niveau). Les bords interne et externe de l'anneau sont également tassés pour éviter les fuites sur le côté. L'enfoncement de l'anneau de 5 cm dans le sol limite généralement bien les fuites.

La grille est ensuite placée autour de l'anneau, ou alors les positions des règles autour de l'anneau sont délimitées, de sorte à ce qu'elles soient perpendiculaires.

On effectue une première acquisition radar pour caractériser le sol sec. Dans le cas de l'essai grand anneau, toutes les mesures GPR sont réalisées avec l'anneau en place, enfoncé. On ajuste les gains en mode Auto, puis on remet le GPR en mode Manuel. On passe le radar (900 MHz) en suivant tous les transects.

Une fois le radar passé, on prépare le système d'infiltration. On met un film plastique dans le fond de l'anneau et on le remplit d'eau. Ensuite, on positionne les deux colonnes près de l'anneau, légèrement surélevées et droites (vérifier avec un niveau).

On remplit ensuite les deux réservoirs en même temps en les reliant par le tuyau (en Y), à l'aide d'un entonnoir. La sortie du Y est évidemment positionnée au-dessus des réservoirs (pour éviter la vidange). Lorsque les colonnes sont remplies, on ferme le robinet de la sortie du Y et on la dépose dans l'anneau. A ce moment, la pression d'eau au niveau du robinet de sortie des réservoirs est fixée par la hauteur d'eau dans les deux réservoirs. La pression de l'eau au niveau du haut de l'eau dans la colonne vaut P0, et au niveau du coude de la valve d'air vaut h, h étant la hauteur de la colonne entre la hauteur du coude et la hauteur d'eau. On active donc les systèmes de Mariotte (robinets d'entrée d'air) pour ramener la pression de l'eau à la valeur de la pression atmosphérique au niveau des robinets de sortie. Pour cela, on ouvre la valve d'air et on laisse l'eau en sortir jusqu'à arrêt de l'écoulement. Le potentiel de pression au niveau de la valve vaut alors P0 et vaut - h (c'est-à-dire moins la hauteur d'eau entre la valve et le haut de l'eau) au niveau du haut de l'eau dans la colonne.

Une fois cette opération réalisée, on équilibre le niveau d'eau dans l'anneau avec les réservoirs qui fonctionnent en système de Mariotte. On ouvre les robinets de sortie d'eau et le tuyau dans l'anneau puis les valves d'air des deux réservoirs. On ajuste ensuite le niveau d'eau pour équilibrer le système. En règle générale, le niveau d'eau dans l'anneau est inférieur à la hauteur d'eau imposée par les réservoirs. Dans ce cas, les réservoirs fournissent de l'eau (les robinets d'entrée d'air fonctionnent, produisant un bruit typique). On rajoute alors de l'eau jusqu'à disparition du bruit, assurant de l'équilibre entre les niveaux d'eau.

On peut ensuite lancer l'essai en fermant les deux valves (air et eau) d'une colonne. La deuxième est toujours ouverte. L'essai démarre en enlevant la bâche en plastique et en démarrant le chronomètre.

La quantité infiltrée dans le sol est déterminée par le suivi du niveau d'eau des réservoirs. Pour cela, on relève le temps pour des paliers successifs (chaque centimètre) du niveau d'eau dans les réservoirs. On essaie de passer le GPR à intervalle régulier (de temps ou de volume d'eau infiltré) en suivant deux transects perpendiculaires. Lorsque le temps ne le permet pas (en cas d'infiltration très rapide), on s'assure de passer le GPR au moins à la fin de chaque réservoir.

Lorsque la première colonne arrive à 0 cm, on désactive le premier réservoir en fermant son robinet de sortie d'eau et d'entrée d'air. On active le deuxième réservoir en ouvrant son robinet d'entrée d'air et en ouvrant son robinet de sortie d'eau. Pour les essais avec

nanoparticules, on verse 10 ml de SPIONs (à 3,35 g/L) dans l'anneau tous les 2 cm de baisse du niveau dans le réservoir actif, en mélangeant régulièrement, et ce 50 fois (50 échantillons), si possible à partir de la valeur de 102 cm pour le niveau d'eau dans le réservoir (voir les spécificités de chaque essai en Annexe 1). On continue à passer le GPR. Lorsque l'eau de la deuxième colonne arrive à 0 cm, on clôt l'infiltration en fermant les valves et on repasse le GPR en suivant les 2 transects.

Lorsque toute l'eau est infiltrée dans l'anneau, on attend 20 minutes avant de passer à nouveau le radar en suivant tous les transects pour caractériser l'état humide.

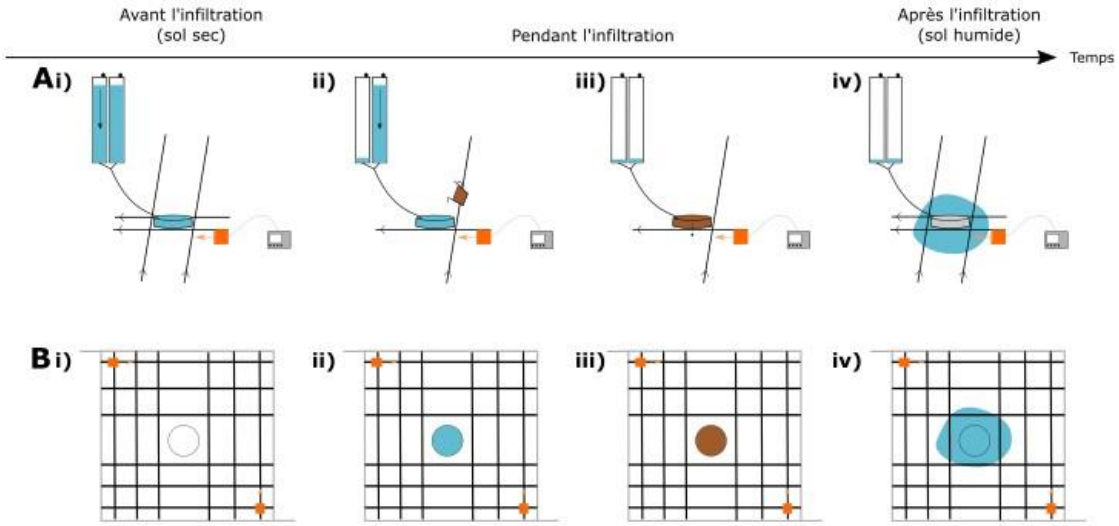


Figure III.13 : Passage du radar dans le temps pour l'infiltromètre de grande taille avec A) deux ou quatre lignes autour de l'anneau, et B) le système de cadre automatisé.

La limite principale du système à quatre transects perpendiculaires est la représentativité du motif d'infiltration en trois dimensions (3D) (voir Chapitre IV :). Le système étudié en Australie permet d'obtenir des visualisations plus réalistes et moins déformées.

III.3.4 Infiltration ponctuelle ou « point source »

Afin de comparer directement les signaux obtenus par l'injection d'eau et par l'injection des SPIONS, nous réalisons des infiltrations ponctuelles sur le site de l'IUT. Les infiltrations ponctuelles (« point source » en anglais) consistent à infiltrer des petits volumes (ici 500 ml de solution) dans des petits anneaux de 5 cm de diamètre, en charge variable. On injecte dans la moitié des anneaux de l'eau et dans l'autre moitié des solutions de SPIONS (respectivement points bleus et marrons sur la Figure III.14.a). Les SPIONs sont à la concentration mère de 3.35 $g.L^{-1}$. L'eau utilisée est celle du robinet. Le radar est passé au-dessus des zones d'infiltration avant et après l'infiltration en suivant les lignes 1 à 10 de la Figure III.14.

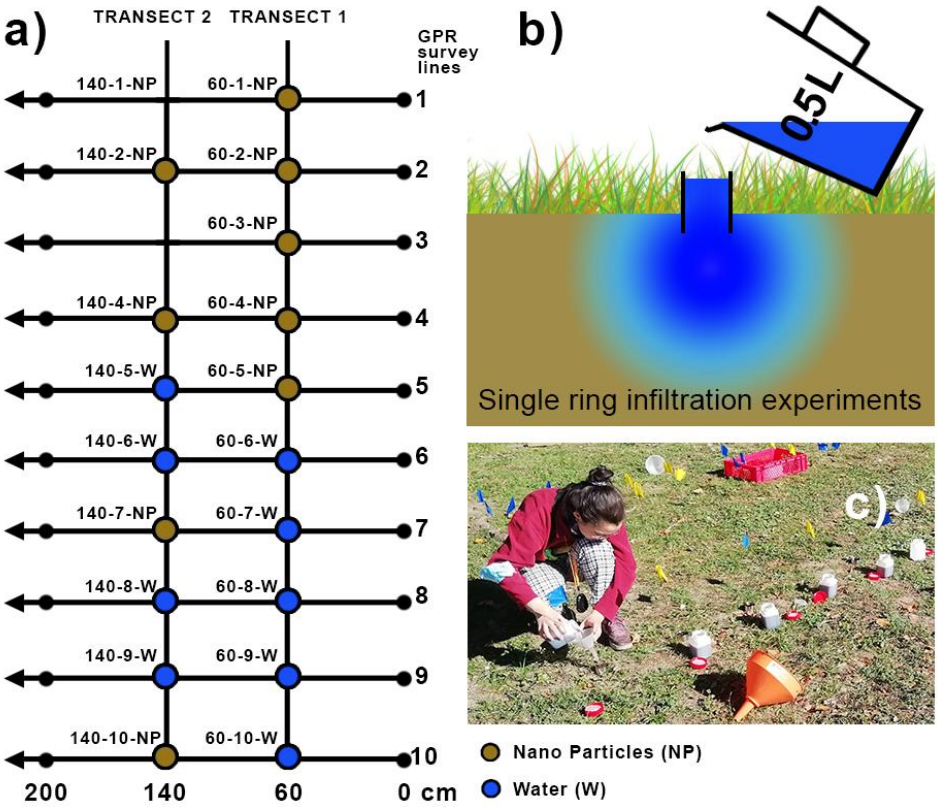


Figure III.14 : Méthode point source avec a) les différentes zones d''infiltration, en bleu l'eau, en marron les nanotraceurs, b) un schéma de l'infiltration, et c) une photo sur le terrain. Figure réalisée par Simone Di Prima.

III.3.5 Point Médian Commun et caractérisation des propriétés géophysiques du sol

En supplément des essais effectués, nous avons réalisé une procédure visant à caractériser le profil de sol au regard de ses propriétés de transfert des ondes électromagnétiques. La technique du Point Médian Commun (*Common-MidPoint* en anglais, CMP) vise à déterminer la vitesse de propagation de l'onde électromagnétique dans un sol étudié. Elle consiste à utiliser deux antennes de même fréquence reliées au même moniteur, et à les éloigner du centre avec un pas identique (ici 5 cm sur un total de 5 m pour chaque antenne). Le moniteur est utilisé en bistatique, suivant le mode Point avec l'empilement activé. Une antenne est émettrice, l'autre réceptrice. Au départ, les deux antennes sont collées l'une à l'autre, au centre de la ligne à suivre, qui est équipée d'un décamètre. La distance entre le centre des deux antennes est mesurée et ajustée au fur et à mesure. Chaque antenne est alors espacée dans une direction ou l'autre de 5 cm, symétriquement par rapport à leur position de décalage zéro. A chaque décalage, une onde est émise et réceptionnée (en appuyant sur Run Setup).

Les paramètres utilisés pour l'étude CMP du terrain de l'IUT, réalisée le 23 novembre 2022 à l'IUT, sont les suivants :

Tableau III.1 : Radar et paramètres utilisés par la technique du Point Commun Médian.

GPR	SIR 3000 avec deux boites d'antennes de 400 MHz
Stack	60
Fenêtre d'acquisition	100 ns
Echantillonnage	2048 samples
Mode	Point

L'étude du radargramme correspondant a été réalisé sur RADAN © avec une analyse de la vitesse. Le pas est de 10 cm (=2*5 cm) et le déport initial de 15 cm. Sur le diagramme de vitesse, des points peuvent être ajoutés au niveau des vitesses maximales locales, qui sont ensuite répertoriées dans un tableau en fonction de la profondeur. La méthode de traitement est détaillée dans le manuel GSSI (2011) dans la partie « Data Preparation – Common Midpoint Method ». L'analyse a été réalisée par Thierry Winiarski. Cette méthode permet ainsi de déterminer la vitesse moyenne de propagation des ondes qui permettra ensuite de faire la correspondance entre le temps vertical (en ns) et la profondeur dans le sol.

Les résultats de cette étude sont présentés sur la Figure III.15. La Figure III.15.A présente la courbe des vitesses en fonction de la profondeur (en ns). Les points affichés sont les valeurs de vitesses correspondantes aux différentes profondeurs analysées. La valeur moyenne retenue est 0,17 $m.ns^{-1}$. Cette valeur est utilisée sur la Figure III.15.B pour afficher le radargramme le long du transect avec la profondeur en mètres. La profondeur z (m) est alors calculée par rapport à cette vitesse v ($m.ns^{-1}$) et par rapport au temps (profondeur en ns), selon :

$$z = \frac{1}{2}vt \qquad \text{(III.1)}$$

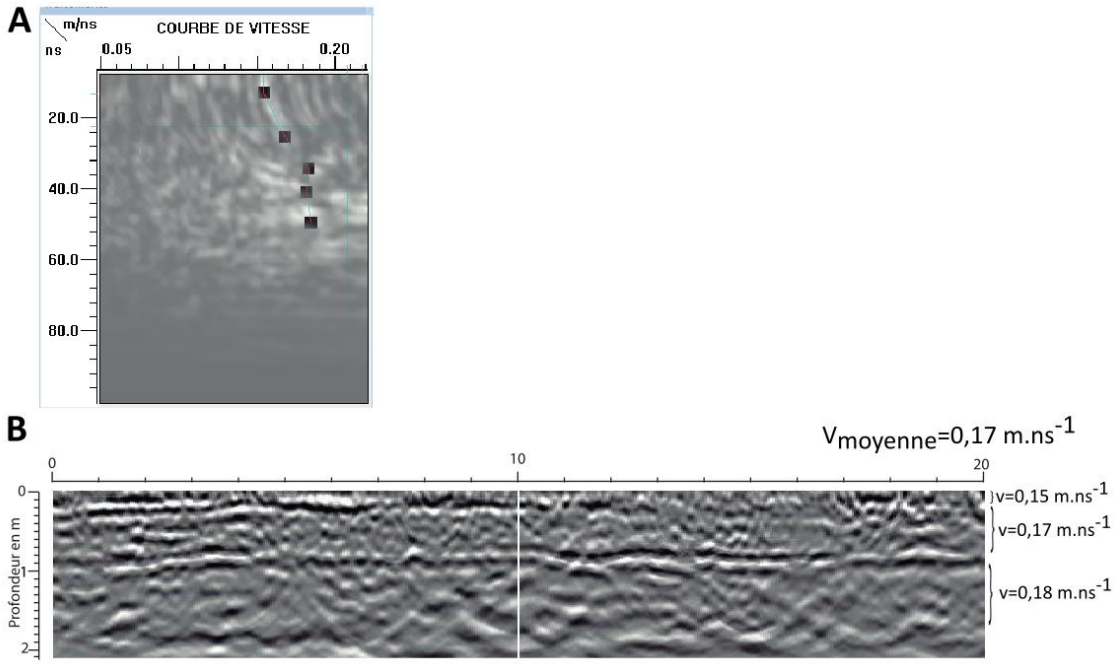


Figure III.15 : Résultats de l'analyse de la vitesse des ondes électromagnétiques du radar sur le site de l'IUT par la méthode du point médian commun avec A) le diagramme des vitesses et B) les vitesses moyennes par horizon (par Thierry Winiarski).

III.3.6 Récapitulatif des essais réalisés

Le nombre total d'essais réalisés sur les 3 ans est de 39, dont 29 à l'IUT, 8 à l'ENTPE et 2 à WICKS. Le Tableau III.2 synthétise tous les essais réalisés dans le cadre de cette thèse. Avant cela, quelques autres tests sans SPIONs avaient été réalisés sur ces sites et sur d'autres sites de la Métropole de Lyon en vue de comparer les résultats en fonction du dispositif employé et de la taille de l'anneau. Toutes les données acquises permettront de comparer les infiltromètres automatisés avec petit anneau et l'infiltromètre INFILTRON-Exp dédié à l'anneau de grande taille.

Tableau III.2 : Nombre d'essais infiltrométriques avec petits et grand infiltromètres réalisés sur les différents sites.

	IUT	ENTPE	WICKS	Total
Petits infiltromètres	16	4	0	20
Grands infiltromètres	12	3	2	17
Point source	1	1	0	2
Total	29	8	2	39

Sur l'ensemble de ces essais, 30 ont été réalisés avec des SPIONs, 9 sans SPIONs. Parmi ces derniers, 7 ont été réalisés avec des petits infiltromètres et 2 avec des grands, dont 1 en Australie. En 2021, les SPIONs utilisés n'étaient pas pourvus de coquille en silice et

se sont avérés peu stables dans l'eau. En 2022 et 2023, les SPIONs étaient tous pourvus de coquilles en silice, chargées ou non, ce qui a augmenté leur stabilité. L'ensemble des essais réalisés ainsi que les conditions (solutions injectées) sont détaillées en Annexe 1.

Pour chacun des essais, on prélève trois échantillons de sols autour de la zone étudiée (pour la teneur en eau et la granulométrie).

III.4 Traitement des données infiltrométriques

III.4.1 Analyse des échantillons de sol

III.4.1.1Teneur en eau

La teneur en eau est étudiée pour chaque essai avec les 3 échantillons récupérés par essai, au niveau des sections relatives aux expérimentations. Les échantillons sont déposés dans une coupelle en aluminium pesée à vide pour déterminer le poids de la tare. Une balance précise à 10^{-1} ou 10^{-2} grammes est utilisée. L'ensemble échantillon+contenant est pesé une première fois, mis au four à 105°C pendant 48h, puis est pesé à nouveau. On peut aussi réaliser des mesures successives de teneur en eau à 24h, 48h et 72h pour vérifier que toute l'eau a été évaporée. La teneur en eau $\mathbf{w}$ (%) de l'échantillon est déterminée grâce à la formule suivante :

$$\mathbf{w} = \frac{\mathbf{m_i} - \mathbf{m_f}}{\mathbf{m_i} - \mathbf{m_{coupelle\ vide}}} \tag{III.2}$$

avec $\mathbf{m_i}$ la masse initiale, $\mathbf{m_f}$ la masse finale et $\mathbf{m_{coupelle\ vide}}$ la masse du contenant de l'échantillon. On obtient ainsi la teneur en eau massique initiale du sol.

Les résultats sont donnés en annexe pour les essais effectués depuis le début de la thèse (Annexe 4).

III.4.1.2Masse volumique sèche du sol

La masse volumique sèche, ou masse volumique apparente, du sol ρ_b ($kg.m^{-3}$) est déterminée à l'aide d'un prélèvement de sol avec un anneau de petite dimension (5 cm de diamètre). Il faut tout d'abord l'enfoncer verticalement dans le sol jusqu'à ce qu'il soit recouvert complètement. En prenant garde à ne pas bouger l'anneau, on creuse autour pour pouvoir l'extraire. Enfin, avec une spatule, on rabote les extrémités de l'anneau de prélèvement jusqu'à avoir une surface plane au niveau des deux ouvertures de l'anneau. Il faut éviter au maximum de modifier la structure du sol à l'intérieur de l'anneau, et n'enlever que ce qui dépasse. L'objectif est ensuite de sécher cet échantillon à 105°C avec le même protocole que pour la détermination des teneurs en eau, puis on pèse cet échantillon de sol de volume connu. Ensuite, la masse volumique du sol est déterminée par application de l'équation (II.2). La porosité du sol peut être déterminée ensuite avec l'équation (II.3).

III.4.1.3Granulométrie et texture du sol

La granulométrie et la texture du sol sont déterminées à partir des mêmes échantillons préalablement séchés. Ils sont broyés à l'aide d'un mortier et d'un pilon, dans un premier temps, et les matières organiques visibles sont enlevées délicatement (branches, feuilles, etc). L'échantillon de sol est alors passé au tamis à 2 mm et chaque échantillon est conservé dans un pilulier avec la date de collecte et le nom de l'échantillon précisés.

Ensuite, chaque échantillon est passé au granulomètre laser afin de déterminer la distribution de taille des grains dans chacun des échantillons. Dans ce travail, le Mastersizer 3000 est utilisé. Le choix a été fait d'utiliser le traitement des données réalisé dans le cadre du projet Sediplast, c'est-à-dire un nettoyage puis 3 analyses à la suite de l'échantillon, puis un nettoyage. Le protocole détaillé est présenté en Annexe 5.

Les résultats issus de l'analyse granulométrique sont donnés sous forme d'un tableau contenant, entre autres, les pourcentages cumulés des différentes tailles de particules analysées (entre 0,01 et 2000 microns). Un code R, initialement écrit par Laurent Lassabatère, permet de calculer directement le pourcentage d'argile, de limon et de sable et également de tracer les courbes de distribution et distribution cumulée des tailles de particules des échantillons. On récupère également les pourcentages correspondants aux tailles de particules nécessaires à l'application de la méthode BEST (voir ci-dessous).

III.4.2 Traitement des données infiltrométriques brutes pour les essais petit anneau

Le boîtier comportant le système arduino stocke les données de différence de pression (entre le haut et le bas du réservoir, Figure III.16.a et b) en fonction du temps sur une carte SD. Le fichier correspondant à l'essai réalisé peut être récupéré sur ordinateur sous format tableur. Or, les données sont bruitées car des bulles se forment dans le réservoir et remontent par paliers successifs de relargage d'eau liés au fonctionnement de la bouteille de Mariotte. Dans le réservoir, la dépression doit être suffisante pour faire un appel d'air et augmenter la pression au-dessus de la colonne d'eau, permettant ainsi le relargage de l'eau et donc la baisse du niveau. Ce fonctionnement se traduit donc par une courbe en escalier pour les valeurs de pression et donc de potentiel mesuré (Figure III.16.c). Il convient donc de traiter ces données brutes en sélectionnant les données représentatives de chaque palier, pour ensuite déterminer les courbes d'infiltration cumulées.

Pour cela, une interface a été codée en scilab (logiciel de calcul scientifique gratuit). Via cette interface, un algorithme qui permet de filtrer et de trouver les extrémités des paliers, en s'aidant des dérivées première et secondes, a été codé par Laurent Lassabatère. L'algorithme proposé est performant, en dépit du fait que certains paliers sont ratés.

L'interface permet de vérifier pas à pas les résultats et sélectionner proprement tous les paliers. Pour plus de détails, on pourra se référer au site web (https://bestsoilhydro.net/). Des détails concernant la procédure à effectuer sont donnés en Annexe 6.

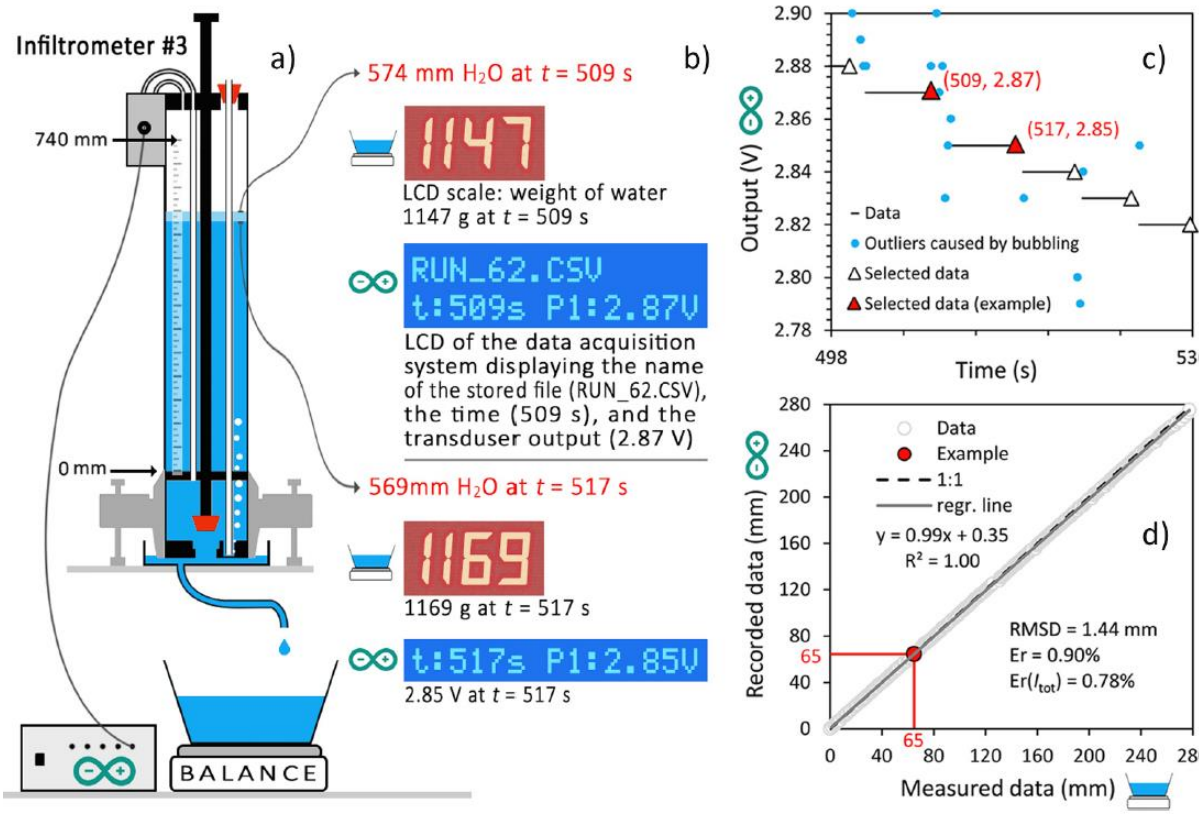


Figure III.16 : Schéma explicatif du fonctionnement du petit infiltromètre automatisé et de la conversion des données de pression en hauteur d'eau. Source : Concialdi et al. (2020).

Une fois les points sélectionnés, il faut faire la correspondance entre les valeurs de potentiels mesurés et la hauteur d'eau dans les réservoirs. Les paramètres de calibration volts vers cm ont été déterminés par le tracé de la courbe d'étalonnage pour tous les infiltromètres automatisés. On remplit la colonne d'eau et on note à chaque centimètre la valeur de voltage correspondante. La régression est linéaire en suivant la formule suivante :

$$[V] = \text{pente} * [L] + \text{point d'interception} \quad \text{(III.3)}$$

La calibration a été réalisée pour tous les infiltromètres automatisés disponibles. Le Tableau III.3 récapitule les valeurs des paramètres de la droite d'étalonnage. On peut ensuite déterminer en fonction du temps le volume infiltré (en multipliant la baisse de hauteur d'eau par la section de l'infiltromètre qui vaut 66.7 cm²). La lame d'eau infiltrée est alors calculée en divisant ce volume d'eau qui varie dans le temps dans l'infiltromètre, par la surface de l'anneau (où l'eau s'infiltre). La surface de l'anneau est de 176,7 cm².

Les calibrations présentes dans le Tableau III.3 n'ont pas été refaites avant les essais réalisés dans le cadre de la thèse.

Tableau III.3 : Valeurs de la pente et du point d'interception de chaque infiltromètre pour la conversion des volts en centimètres. Les valeurs ont été déterminées par Simone Di Prima avant le début de la thèse.

Infiltromètre	Pente de la courbe	Point d'interception de la courbe
1	0,00433	0,36561
2	0,00435	0,34630
3	0,00436	0,37078
4 (nouveau)	0,00259	2,56452
5	0,00436	0,35373
6	0,00433	0,39046
7	0,00432	0,38277
8	0,00433	0,34742
9	0,00436	0,32838
10	0,00435	0,33684

III.4.3 Traitement des données infiltrométriques brutes pour les essais grand anneau

Les données de baisse de hauteur d'eau dans les réservoirs des grands infiltromètres, en fonction du temps, sont implémentées dans un tableur Excel pour les traiter. Pour cela, le temps (généralement noté au format hh:mm:ss) est soustrait, pour n'obtenir que la différence de temps entre chaque valeur notée, puis est converti en secondes. La différence de hauteur d'eau ΔH (cm) entre chaque valeur répertoriée est également calculée. Puis, le volume d'eau (contenu dans le réservoir) qui a été infiltré entre chaque pas de temps est calculé en multipliant cette différence de hauteur d'eau par la section du réservoir $S_{infiltro}$ (qui vaut 314 cm²). La lame d'eau infiltrée entre chaque pas de temps ΔI (mm) est alors déterminée en divisant la valeur précédente par la section de l'anneau S_{anneau} (qui vaut 1963.5 cm²), selon l'équation (III.4).

$$\Delta I = \frac{\Delta H * S_{infiltro}}{S_{anneau}} * 10 = \frac{\Delta H * 314}{1963,5} * 10 \qquad \text{(III.4)}$$

La valeur de l'infiltration cumulée (en mm) peut alors être calculée en additionnant pas à pas les valeurs de lame d'eau infiltrée. Le taux d'infiltration correspond à la différence d'infiltration cumulée divisée par la différence de temps entre deux valeurs notées. Ces données permettent de tracer les courbes d'infiltration cumulée et de taux d'infiltration en fonction du temps (illustration Figure II.10).

III.4.4 Courbes d'infiltration cumulée et de taux d'infiltration sur R

Avec les données de lame d'eau infiltrée en fonction du temps, il est possible de tracer la courbe d'infiltration cumulée et la courbe du taux d'infiltration en fonction du temps. Toutes les données infiltrométriques des grands et petits anneaux sont regroupées dans un seul fichier excel avec différentes indications : le nom du site, le type d'anneau (petit ou grand), le numéro de réplica pour un site et un type d'anneau donnés, le temps en secondes, la lame d'eau en mm, un booléen pour la présence ou non de SPIONs durant l'essai, et la date (format AAAAMMJJ).

Un code R (Annexe 7) a ensuite été écrit pour réunir toutes les données des deux sites lyonnais (IUT et ENTPE) et du site australien (WICKS) sur les mêmes graphiques. Dans le code, d'autres sites sont présentés mais ne sont pas étudiés ici. Le taux d'infiltration choisi est le taux d'infiltration final, calculé selon le dernier pas de temps considéré dans l'essai. Le code permet de représenter les infiltrations par site et de comparer toutes les données en fonction de divers facteurs, dont la taille de l'anneau. Ce code permet aussi de traiter les données par des approches statistiques (voir partie III.4.5).

III.4.5 Analyse statistique des données infiltrométriques

Sur le code R (Annexe 7) présenté dans la partie précédente se trouvent les tests statistiques réalisés pour l'étude des moyennes et des variances des paramètres déterminés (taux d'infiltration final) et modélisés (K_s et α), ainsi que des tests de distributions de données. L'approche de Fisher (étude de la p-value) est utilisée pour conclure sur les tests statistiques. Ces tests ont tous été réalisés avec les données des deux sites français et permettent d'avoir une idée globale de la variabilité des moyennes et variances.

III.4.5.1 Test de Fisher

L'égalité des variances se vérifie par l'application d'un test F de Fisher (var.test() sur R) dont l'hypothèse nulle est que les deux lois normales ont la même variance. La statistique de test Z est donnée dans l'équation (III.5), dont les paramètres sont explicités dans les équations (III.6) et (III.7).

$$Z = \frac{S_1^2}{S_2^2} \tag{III.5}$$

$$S_1^2 = \frac{1}{n_1}\sum_{i=1}^{n_1}(X_i - \bar{X})^2 \tag{III.6}$$

$$S_2^2 = \frac{1}{n_2}\sum_{i=1}^{n_2}(Y_i - \bar{Y})^2 \tag{III.7}$$

Avec X et Y les variables aléatoires indépendantes, S_1^2 et S_2^2 les variances respectivement de X et Y, $\bar{X}$ et $\bar{Y}$ leurs moyennes respectives.

Pour appliquer ce test, les données nécessitent d'être normales (ou log-normales). L'hypothèse de normalité se vérifie avec le test de Shapiro-Wilk (shapiro.test() sur R, Annexe 7). Cette dernière méthode repose sur le concept de la droite de Henry où les distributions expérimentales et théoriques sont comparées par représentations des fractiles. L'asymétrie des données se vérifie en calculant un coefficient d'asymétrie g_1 selon l'équation (III.8). On utilise la fonction stat.desc() du package pastecs sur R pour déterminer le coefficient d'asymétrie et son critère de significativité. Lorsque le critère de significativité est supérieur à 1, l'asymétrie est significativement différente de 0, donc les données sont asymétriques.

$$g_1 = \frac{\sum(X-\bar{X})^3}{\left(\frac{\sum(X-\bar{X})^2}{n}\right)^{3/2}} \quad \text{(III.8)}$$

avec $\bar{X}$ la moyenne et n le nombre d'échantillons.

III.4.5.2Test de Bartlett

Le test de Bartlett est également un test statistique sur les variances, mais non paramétrique. Il nécessite également la normalité des données. L'hypothèse nulle est que les variances des échantillons sont identiques. La statistique du test est la suivante :

$$X^2 = \frac{(N-k)\ln\left(\frac{\sum_{i=1}^{k} n_i S_i^2}{\sum_{i=1}^{k}(n_i-1)S_i^2}\right)}{1+\frac{1}{3(k-1)}\left(\sum_{i=1}^{k}\left(\frac{1}{n_i-1}\right)-\frac{1}{N-k}\right)} \quad \text{(III.9)}$$

avec N le nombre total d'observations (somme de tous les échantillons), n_i la taille de chaque i^{ème} échantillon, k le nombre d'échantillons total, et S_i^2 la variance de chaque échantillon.

III.4.5.3Tests de Levene et Fligner-Killeen

Les tests de Levene et Fligner-Killeen sont également des tests sur la variance, l'hypothèse nulle étant l'égalité des variances. Ces tests nécessitent également de suivre une loi normale (mais sont assez robustes à son non-respect[6]). Ce sont également des tests paramétriques.

La statistique du test de Levene est la suivante :

$$W = \frac{n-K}{K-1} \times \frac{\sum_{k=1}^{K} n_k(\overline{Z_k}-\bar{Z})^2}{\sum_{k=1}^{K}\sum_{i=1}^{n_k}((Z_k)_i-\overline{Z_k})^2} \quad \text{(III.10)}$$

avec K le nombre d'échantillons, n_k le nombre d'observations par échantillon, n le nombre total d'observations (somme de tous les n_k), $\overline{Z_k}$ la moyenne des observations de l'échantillon

[6] https://lemakistatheux.wordpress.com/2013/08/04/le-test-de-levene/

k, $(Z_k)_i$ donné par l'équation (III.11), et $\bar{Z}$ la moyenne globale de toutes les observations, donnée par l'équation (III.12).

$$(Z_k)_i = |(X|_{Y=k})_i - \overline{X_k}| \quad \text{(III.11)}$$

$$\bar{Z} = \frac{\sum_{k=1}^{K}\sum_{i=1}^{n_k}(Z_k)_i}{K} \quad \text{(III.12)}$$

III.4.5.4 Test de Student

Pour la comparaison des moyennes, le test de Student est utilisé. Il a une statistique de test Z qui suit l'équation (III.13).

$$Z = \sqrt{n}\frac{\bar{X} - \mu}{S_n} \quad \text{(III.13)}$$

avec n la taille de l'échantillon, $\bar{X}$ la moyenne des variables, μ la moyenne théorique (sous hypothèse nulle), et S_n l'écart-type de l'échantillon, suivant :

$$S_n{}^2 = \frac{1}{\mathrm{n}-1}\sum_{i=1}^{n}(X_i - \bar{X})^2 \quad \text{(III.14)}$$

Pour le test de Student, les conditions d'application sont la normalité des données, l'absence d'asymétrie ou d'outlier, et l'égalité des variances.

Les outliers s'observent à l'œil nu. Lorsque la condition de variance égale n'est pas respectée, on utilise un test de Welsh plutôt qu'un test de Student, dans lequel deux estimateurs non-biaisés des variances sont calculés (plutôt qu'un seul). Sur R, le t.test() donne par défaut le résultat du test de Welsh pour des variances inégales.

III.4.5.5 ANOVA

L'ANOVA permet d'étudier le rapport de dépendance d'une variable quantitative à une variable qualitative. Elle consiste en l'analyse de la variance pour la caractérisation des moyennes des groupes étudiés. On compare la variance entre les moyennes des groupes avec la variance dans chaque groupe (variance résiduelle). Si la variance entre les groupes est plus forte, alors au moins un des groupes a une moyenne significativement différente des autres. Le test de Fisher est utilisé pour comparer ces deux variances. L'hypothèse nulle est que les moyennes de la variable quantitative sont identiques, quelle que soit la variable qualitative considérée. Pour appliquer l'ANOVA, il faut vérifier l'indépendance, la normalité et l'homogénéité des résidus. Ces derniers représentent les différences entre les valeurs observées et les valeurs prédites par le modèle, c'est-à-dire, dans le cas d'une ANOVA, les variations non expliquées par le modèle entre les différentes moyennes. L'indépendance des résidus se vérifie avec le test de Durbin-Watson (durbinwatsonTest() sur R) qui évalue leur autocorrélation dans un modèle de régression linéaire. L'hypothèse nulle de recherche est qu'il n'y a pas d'autocorrélation, donc que le coefficient testé est

nul. L'homogénéité des résidus est vérifiée avec le test de Bartlett (bartlett.test(residuals()) sur R), test paramétrique qui consiste à évaluer l'homoscédasticité (lorsque les variances des erreurs de la régression sont identiques) des échantillons.

III.4.5.6Autres tests

D'autres tests plus ou moins restrictifs de Wilcoxon-Mann-Whitney, de Kruskal-Wallis, de permutation, ainsi que les procédures de Dunnett et Tukey ont été également étudiées.

Le test de Wilcoxon (non paramétrique) est utilisé comme alternative au test de Student lorsque la normalité des données n'est pas respectée. La statistique est donnée dans l'équation (III.15).

$$Z = \frac{W - \frac{n(n+1)}{4}}{\sqrt{\frac{n(n+1)(2n+1)}{24}}} \quad \text{(III.15)}$$

Le test de Kruskal-Wallis propose l'hypothèse nulle suivante : les échantillons sont confondus et sont originaires du même échantillon. C'est également un test paramétrique, qui généralise le test de Wilcoxon (utilisable avec plus de deux groupes).

Les procédures de Dunnett et Tukey sont utilisées comme des ANOVA : le test de Tukey compare chaque moyenne à toutes les autres, tandis que le test de Dunnett compare une chaque moyenne à une moyenne fixe.

Les courbes de fréquence et de fréquence cumulée sont tracées avec les fonctions plot() et point() sur R. Les calculs réalisés pour la fréquence cumulée sont visibles en Annexe 8.

III.4.6 Méthode BEST pour la détermination des courbes hydrodynamiques caractéristiques

Afin d'avoir une idée globale du fonctionnement d'un sol, il est important d'obtenir des informations sur toutes les étapes de saturation, à partir de l'état non saturé (Angulo-Jaramillo et al., 2019). La méthode BEST vise à tracer les courbes de rétention et de conductivité hydraulique d'un sol. Le code complet a été écrit par Laurent Lassabatère et est disponible sur Scilab (https://bestsoilhydro.net/downloads/).

L'estimation de Beerkan des paramètres de transfert dans le sol (Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters, BEST) est une méthode contenant à la fois un protocole entier pour la détermination des paramètres d'entrée nécessaires, et également un modèle basé sur l'équation de van Genuchten (II.13). Avec les conditions de Burdine (équation (II.14)

avec k_m=2) et l'hypothèse $\theta_r = 0$, la méthode BEST permet de décrire la courbe de rétention de l'eau. Avec l'équation de Brooks and Corey (II.12), elle permet de décrire la courbe de conductivité hydraulique.

Le protocole consiste à utiliser un anneau simple d'infiltration (en suivant le test de Beerkan comme décrit par Braud et al. (2005)) afin de tracer la courbe d'infiltration cumulée. Dans le protocole d'origine, l'infiltration de volumes connus d'eau dans l'anneau se fait en charge variable et est répétée plusieurs fois (Lassabatere et al., 2006). Des échantillons de sol sont pris sur le terrain pour calculer des paramètres initiaux ou intrinsèques du sol comme la granulométrie, la masse volumique sèche apparente du sol et les teneurs en eau initiales et finales. Via un code Scilab (logiciel gratuit) en accès libre (https://bestsoilhydro.net/), développé par les auteurs et autrices, plusieurs étapes d'adaptations des paramètres expérimentaux aux courbes de distribution granulométrique et hydrodynamiques sont réalisées. La courbe de la distribution granulométrique est modélisée analytiquement pour déterminer les paramètres de forme de la courbe de rétention et de la courbe de conductivité hydraulique, à partir des équations (III.16) et (III.17).

$$F(D) = \left[1 + \left(\frac{D_g}{D}\right)^N\right]^{-M} \tag{III.16}$$

avec

$$M = 1 - \frac{2}{N} \tag{III.17}$$

avec F(D) la fréquence cumulée associée au diamètre D [L], M et N les paramètres de forme de la courbe et D_g [L] le paramètre d'échelle.

La sorptivité S [$LT^{-1/2}$] et la conductivité hydraulique à saturation K_s [LT^{-1}] sont estimées avec le modèle quasi-explicite d'infiltration de Haverkamp et al. (1994) (équations (II.35) et (II.38)), qui donnent également la valeur de h_g avec l'équation :

$$h_g = -\frac{S^2}{c_p(\theta_s - \theta_i)\left[1 - \left(\frac{\theta_i}{\theta_s}\right)^\eta\right]K_s} \tag{III.18}$$

avec

$$c_p = \Gamma\left(1 + \frac{1}{n}\right)\left\{\frac{\Gamma\left(m\eta - \frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta)} + \frac{\Gamma\left(m\eta + m - \frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta + m)}\right\} \tag{III.19}$$

avec Γ la fonction gamma, et $m, n\ et\ \eta$ des paramètres de forme.

Il existe trois méthodes BEST à ce jour pour modéliser l'infiltration cumulée en régime transitoire (Figure III.17). BEST-Slope (Lassabatere et al., 2006) utilise la pente de la

courbe de l'infiltration pour remplacer K_s dans l'équation (III.18) et déterminer ensuite la sorptivité par inversion, suivant l'équation (III.20).

$$K_s = i_s^{exp} - AS^2 \tag{III.20}$$

avec A paramètre décrit à l'équation (II.39).

Une valeur t_{max} est alors calculée (III.21) comme seuil de régime permanent puis les paramètres à saturation peuvent être calculés.

$$t_{max} = \frac{1}{4(1-B)^2}\left(\frac{S}{K_s}\right)^2 \tag{III.21}$$

Pour éviter d'obtenir des valeurs de K_s négatives lorsque AS^2 est supérieur au taux d'infiltration mesuré, BEST-Intercept a été développé (Yilmaz et al., 2010). Cette fois-ci, la relation en K_s et S est déterminée par rapport au point d'interception :

$$K_s = C\frac{S^2}{b_s^{exp}} \tag{III.22}$$

avec C paramètre défini par l'équation (II.41), et b_s^{exp} le point d'interception de la courbe asymptotique.

La même procédure que pour BEST-Slope est ensuite utilisée. Enfin, BEST-Steady est un dernier modèle considérant les équations des deux méthodes précédentes (Figure III.17).

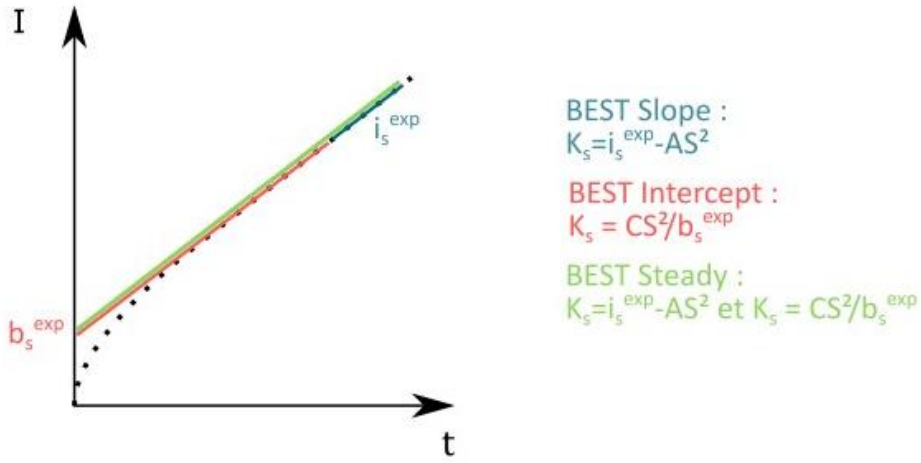


Figure III.17 : Description de la méthode BEST en suivant les trois algorithmes Slope, Intercept et Steady. Basé sur Angulo-Jaramillo et al. (2019) avec K_s la conductivité hydraulique à saturation, S la sorptivité, et A, B et C des paramètres retrouvés dans les équations (II.39), (II.40), et (II.41).

Dans des conditions classiques d'infiltration dans un sol non saturé, les trois algorithmes BEST se valent. Cependant, lorsque le régime permanent n'est pas atteint ou n'est pas assez précis, des différences de résultats apparaissent (Angulo-Jaramillo et al., 2019).

L'idéal est d'atteindre le régime permanent lors de l'essai sur le terrain, et d'utiliser les trois algorithmes pour améliorer l'analyse et la représentativité des résultats (Lassabatere et al., 2019a).

L'interface sur Scilab requiert un format spécifique pour entrer les données. Dans un tableur, une première colonne contient, dans l'ordre, la densité apparente du sol ρ_b ($kg.m^{-3}$), la masse volumique du sol ($kg.m^{-3}$), la teneur en eau (%), le rayon de l'anneau (mm), la granulométrie (pourcentage correspondant à des tailles spécifiques demandé), puis les valeurs d'infiltration cumulée en fonction du temps. Un exemple est donné en Annexe 9.

Comme pour l'étape de filtration des données, les étapes du code Scilab sont très détaillées. La première courbe à être ajustée est celle de la densité de tailles de particules. Généralement, les derniers points (diamètres les plus grands) sont enlevés car ne suivent pas assez bien la forme de la courbe. Les paramètres n et η sont donnés. On peut ensuite choisir de traiter tout ou partie des courbes d'infiltration (cumulée et taux d'infiltration). Finalement, après définition de la partie de la courbe en régime permanent, tous les paramètres intrinsèques, de formes et d'échelles, sont donnés dans un tableau, et les courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique sont représentées. Un exemple de résultat obtenu est donné dans la Figure III.18. Les fichiers résultats peuvent facilement être exportés et ouverts sur Excel.

```
file name                                          ;2022_06_17_IUT
BEST Method                                        ;BEST-Intercept
PSD Analysis                                       ;PTF from BEST 2006
---------------------------------------------------;------
theta_r [-]                                        ;0
theta_s [-]                                        ;0.56
hg [mm]                                            ;-238.16608
Ks [mm/s]                                          ;0.0236053
n [-]                                              ;2.4137962
eta [-]                                            ;7.8332969
---------------------------------------------------;------
m [-]                                              ;0.1714296
cp [-]                                             ;1.991526
S [mm/s^0.5]                                       ;2.389585
---------------------------------------------------;------
Chosen data points for PSD Analysis:               ;1:18 out of 24
Chosen data points for Cumulative Infiltration:    ;1:199 out of 199
Initialization ?                                   ;no
Treated Cumulative Infiltration:                   ;1:199 out of 199
Chosen data points for steady state:               ;159:199
```

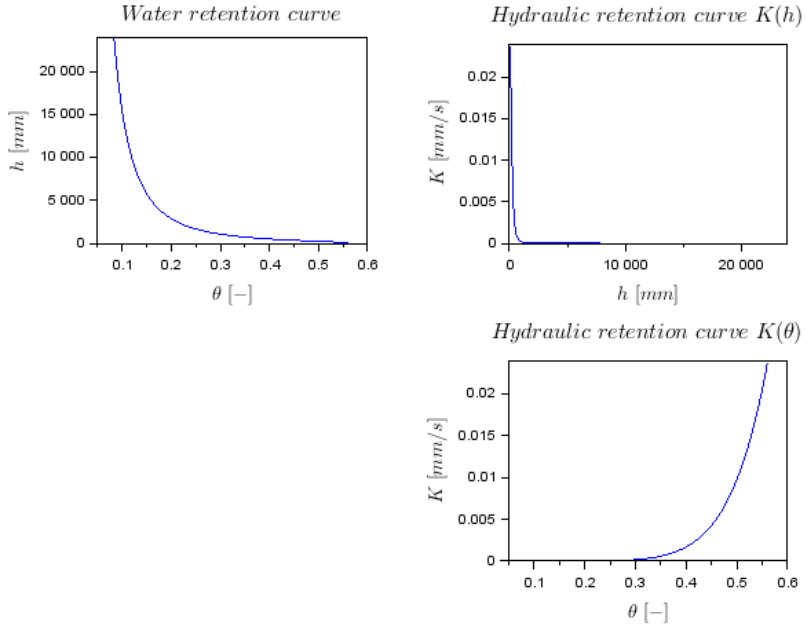


Figure III.18 : Résultats obtenus par le code BEST (ici exemple avec des données de l'IUT analysées par BEST-Intercept).

III.5 Modélisation

La modélisation est réalisée avec le logiciel Hydrus 2D qui permet de faire varier les paramètres hydrodynamiques du sol (teneurs en eau, conductivité hydraulique à saturation, etc.), les conditions initiales et aux limites (en pression ici), et ainsi de réaliser des modélisations d'écoulement d'eau pour différentes situations. L'objectif principal est d'étudier l'impact de la taille de l'anneau sur l'activation du réseau de macropores et donc de questionner la représentativité des résultats obtenus (infiltration cumulée). En effet, sur le terrain, on ne voit pas si on active un réseau de macropores et on ne sait donc pas quel est le système poral échantillonné (matrice seule, macropore, ensemble de

macropores, etc.). On part de l'hypothèse que la probabilité d'intercepter le réseau de macropores est plus importante si on réalise les essais avec un anneau de grande taille.

III.5.1 Etude de sensibilité

Dans un premier temps, une étude de sensibilité est réalisée sur Hydrus, afin de tester l'influence de deux paramètres hydrodynamiques du réseau de macropores, α_f et $K_{s,f}$ (« f » pour fracture), ainsi que l'impact de la taille de l'anneau sur l'infiltration cumulée en surface. Les modélisations sont effectuées pour deux tailles d'anneau contrastées, de 20 cm et 50 cm de diamètre. La modélisation permet d'évaluer l'impact de la taille de l'anneau et l'impact du macropore sur la donnée infiltromètrique.

Le choix des paramètres α_f et $K_{s,f}$ repose sur le fait que les autres paramètres hydrodynamiques sont moins influents a priori sur la donnée infiltrométrique. Le paramètre α caractérise la capillarité, avec une capacité à s'activer, c'est-à-dire à se remplir d'eau par capillarité, d'autant plus importante que le paramètre α est petit. Le paramètre $K_{s,f}$ est bien entendu déterminant puisque c'est la conductivité hydraulique augmentée du macropore (ou du réseau de macropores) qui booste les écoulements. Dans l'étude de sensibilité, les deux paramètres ont été systématiquement modifiés indépendamment, en les traitant comme des variables indépendantes, ou ont été modifiés ensemble, en se basant sur la loi de Poiseuille, et donc en supposant α_f proportionnel au rayon moyen du macropore, r_f, et $K_{s,f}$ proportionnel rayon au carré, r_f^2, tel que proposé par Lassabatere et al. (2014).

Pour réaliser cette étude de sensibilité, on exécute des modélisations d'infiltration dans un sol témoin (homogène) et dans un sol macroporé (sol identique, mais amendé avec un macropore artificiel droit), basées sur les équations de van Genuchten et Mualem ((II.13) et (II.14) avec $k_m = 1$). La modélisation de l'écoulement est réalisée en simple perméabilité. Le domaine d'écoulement est pourvu de deux matériaux : le premier correspondant à la matrice, le deuxième au macropore. Les paramètres de chaque milieu, comme K_s et α, peuvent être modifiés. Pour cette étude, le macropore est ajouté à la main sur le domaine d'écoulement, en suivant la géométrie souhaitée (ici une ligne verticale droite, comme en bleu clair sur la Figure III.19). Dans tous les cas étudiés, la matrice ne change pas de propriétés, avec des valeurs correspondantes à un sol limoneux (loam dans la base de donnée de Carsel and Parrish, (1988)). Cependant, les paramètres α_f et $K_{s,f}$ du macropore changent et sont soit égaux à la matrice pour représenter un sol homogène, soit plus grands. Leurs valeurs varient jusqu'à être 1000 fois plus grandes que celles de la matrice. De nombreuses combinaisons de paramètres ont été testées (Annexe 10). Tous les paramètres fixes et modifiés sont précisés en Annexe 11.

Pour la définition du modèle numérique, on a utilisé l'option 2D-axisymétrique (Figure III.19) qui permet de simuler un domaine 3D par révolution autour d'une section donnée. Cette axisymétrie créée un biais lorsque le macropore est ajouté car il agit comme si le macropore faisait le tour complet de l'anneau et correspondait à un tore. A noter également, un écoulement préférentiel est activé au bord de l'anneau sur la modélisation, ce qui augmente la vitesse d'écoulement tout autour de cet anneau. Cependant, on peut tout de même évaluer les mécanismes en jeu lors de l'ajout du macropore et de la modification de ses paramètres α_f (entre 0,036 et 20 cm^{-1}) et $K_{s,f}$ (entre 0,0173 et 128 cm/min) en étudiant les courbes d'infiltration cumulée et la formation des bulbes d'humidification sous les anneaux.

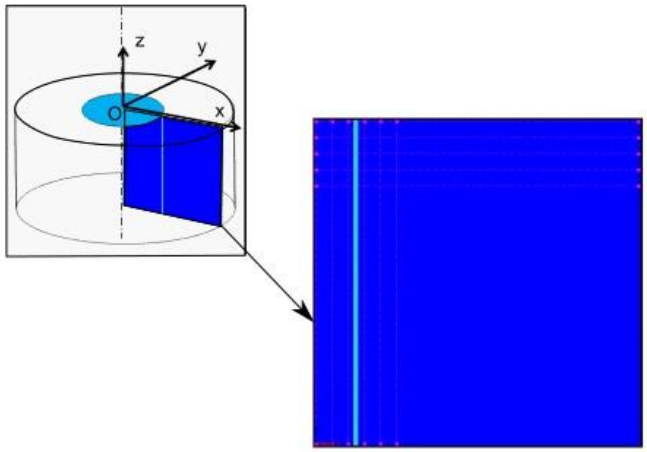


Figure III.19 : Schéma conceptuel de la 2D-axisymétrie et capture d'écran du domaine d'écoulement (avec le macropore dessiné en bleu clair) correspondant à l'étude de sensibilité réalisée sur Hydrus. Le macropore est ici positionné au bord externe de l'anneau, ce qui correspond à un test de sensibilité aux paramètres α_f et $K_{s,f}$ avec un petit infiltromètre. Pour un test de sensibilité avec un grand infiltromètre, le macropore est positionné sous l'anneau.

Le domaine d'écoulement étudié est un carré de 100 cm de côté. On applique une condition initiale en pression sur tout ce domaine de -100 cm (Figure III.20). En bas du domaine, on applique une condition aux limites de drainage libre, et en surface (en haut à gauche du domaine) on applique un potentiel de pression égal à 5 cm sur la longueur correspondante au rayon de l'anneau.

On suppose que le grand anneau a une plus forte probabilité d'intercepter un macropore dans le sol, donc on étudie l'impact sur l'infiltration cumulée et la vitesse d'infiltration de la position de l'anneau par rapport à un macropore. Pour cela, on positionne le macropore à 12 cm de l'axe de rotation. Le macropore mesure 1 cm de largeur, et 100 cm de hauteur (tout le domaine en profondeur). Ainsi, avec un petit anneau de 10 cm de rayon, le macropore est situé sur le bord externe de l'anneau. Pour un grand anneau de 25 cm de rayon, il est situé en dessous.

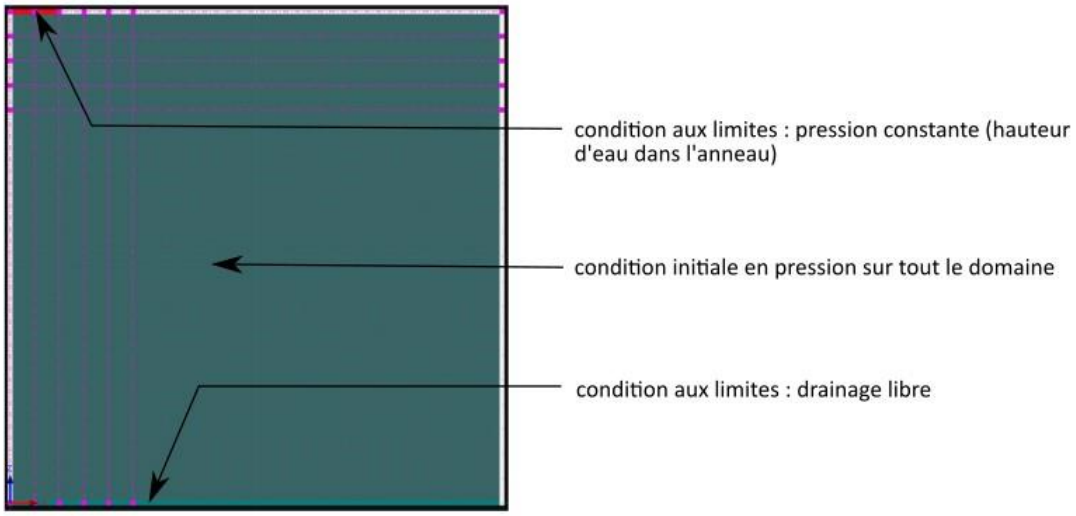


Figure III.20 : Conditions aux limites et condition initiale pour toutes les modélisations Hydrus.

Les conditions aux limites et initiales sont appliquées aux mêmes zones et en suivant les mêmes caractéristiques pour toutes les modélisations sur Hydrus, seules les valeurs changent. D'autres études de sensibilité, avec notamment un macropore tortueux, ont été réalisées et sont présentées dans les rapports de stage de Guillemet (2023) et Traullé (2022). Dans la partie résultats, on présente successivement les résultats associés au cas du petit et du grand anneau.

III.5.2 Inversions des données expérimentales (simple perméabilité)

III.5.2.1Principe

Pour la comparaison des essais grand et petit anneau, les paramètres du sol (ici α et K_s) peuvent être obtenus par modélisation inverse, en ajustant les modélisations sur les données expérimentales (essais réalisés en France dans le cadre du travail de thèse). Le modèle considéré est toujours celui de van Genuchten et Mualem ((II.13) et (II.14) avec $k_m = 1$). L'ajustement est réalisé par le logiciel Hydrus et vise à optimiser les paramètres simulés pour tracer une courbe simulée la plus proche possible de la courbe expérimentale considérée (ici l'infiltration cumulée en fonction du temps), en minimisant la fonction objective suivante[7] :

[7] Décrite dans le manuel technique d'Hydrus

$$\Phi(\boldsymbol{b},\boldsymbol{q},\boldsymbol{p}) = \sum_{j=1}^{m_q} \nu_j \sum_{i=1}^{n_{q\,j}} w_{i,j}\left[g_j^*(\boldsymbol{x},t_i) - g_j(\boldsymbol{x},t_i,\boldsymbol{b})\right]^2 + \sum_{j=1}^{m_p} \overline{\nu_J} \sum_{i=1}^{n_{p\,j}} \overline{w_{i,J}}\left[p_j^*(\theta_i) - p_j(\theta_i,\boldsymbol{b})\right]^2 + \sum_{j=1}^{n_b} \widehat{\nu_J}\left[b_j^* - b_j\right]^2 \quad \text{(III.23)}$$

La fonction objective (équation (III.23)) est séparée en trois partie. La première définit l'écart entre les données expérimentales et modélisées (ici l'infiltration cumulée dans le temps), avec m_q le nombre de séries de mesures différents, n_{qj} le nombre de mesures dans une série particulière, $g_j^*(\boldsymbol{x},t_i)$ une mesure particulière à l'instant t_i pour la $j^{ième}$ série de mesures en $x(r,z)$, $g_j(\boldsymbol{x},t_i,\boldsymbol{b})$ correspond aux prédictions du modèle correspondantes à ces mesure, et ν_j et $w_{i,j}$ sont les poids associés respectivement à une série de mesures et à une mesure. Le coefficient ν_j est explicité dans l'équation (III.24). Le poids associé à une mesure est une valeur précisée par la personne qui modélise. La deuxième partie définit les écarts entre les propriétés hydrauliques du sol mesurées et simulées (comme $K(h)$ ou $K(\theta)$). Les paramètres ont les mêmes significations que dans la première partie de l'équation, mais pour les propriétés hydrauliques du sol. Enfin, le dernier terme est une fonction de pénalité des écarts entre les valeurs connues des paramètres hydrauliques notés b_j^* et leurs estimations (bayésiennes) finales notés b_j, n_b étant le nombre de paramètres connus en amont et $\widehat{\nu_J}$ représentant les poids associés à chaque paramètre.

$$\nu_j = \frac{1}{n_j \sigma_j^2} \quad \text{(III.24)}$$

avec σ_j^2 les variances des mesures. Dans nos modélisations, les poids sont identiques.

La minimisation de la fonction objective est réalisée avec la méthode non-linéaire de Levenberg-Marquardt (approche pondérée des moindres carrés, selon Marquardt (1963)). Le choix a été fait de réaliser dans un premier temps ces modélisations sur un sol homogène, en simple perméabilité. L'inversion permet de déterminer le couple de paramètres (α, K_s) permettant d'obtenir la courbe la plus proche de la courbe expérimentale (I(t)). Pour cela, pour chaque essai, et pour éviter que les inversions ne convergent pas ou soient trop longues, on décide de fixer le paramètre α jusqu'à trouver la valeur de Ks permettant le meilleur ajustement. Cela a deux avantages. En premier lieu, la fonction objective à minimiser ne dépend plus que d'un paramètre (K_s), ce qui facilite l'inversion et permet une identification précise de la valeur optimale. En second lieu, la valeur de la teneur en eau initiale est conservée. En effet, lorsque le paramètre α est modifié, la teneur en eau initiale change, étant donné que c'est ici la valeur du potentiel de pression initial qui est fixée (on rappelle que les conditions initiales et aux

limites sont toutes deux définies en termes de potentiel de pression). Or, la teneur en eau initiale est fixée par la mesure expérimentale et donc ne peut varier au cours de l'inversion.

Pour réaliser l'inversion, les paramètres d'écoulement de l'eau (basés sur l'équation de van Genuchten-Mualem) ainsi que les conditions initiales et de limites doivent être définis.

III.5.2.2Choix des paramètres hydrodynamiques en entrée

L'inversion ne permet pas d'estimer beaucoup de paramètres à la fois. On a donc fixé a priori le plus grand nombre de paramètres, de la manière la plus logique possible par rapport aux conditions et données de terrain. Pour déterminer les paramètres les plus proches de la réalité, on commence par déterminer la texture du sol à l'endroit de l'essai, avec les valeurs obtenues par le granulomètre laser et le triangle des textures. Pour déterminer la texture d'un sol, on utilise la convention de l'USDA, qui propose que le pourcentage d'argile corresponde au pourcentage de particules inférieures ou égales à 2 µm, les limons entre 2 et 23 µm, et les sables strictement au-dessus de 23 µm (jusqu'à 2 mm). La texture peut alors être donnée par le triangle des textures (Figure II.4) et les paramètres d'entrée d'Hydrus sont fournis par Carsel and Parrish (1988) en fonction de la texture déterminée. Les sites de l'IUT et de l'ENTPE ont des sols entre le limon sableux et le sable limoneux. On utilise donc dans ce premier cas la valeur de teneur en eau résiduelle θ_r, la teneur en eau à saturation θ_s, la valeur de n et la valeur de I données par Hydrus, correspondantes à la texture de sol déterminée via le triangle des textures (Carsel and Parrish, 1988). Les paramètres à rentrer dans Hydrus sont précisés dans l'Annexe 12. Le tableau suivant récapitule les données Hydrus pour tous les paramètres considérés :

Tableau III.4 : Valeurs des paramètres considérés dans Hydrus, d'après Carsel and Parrish (1988).

	θ_r	θ_s	α (cm^{-1})	n	K_s (cm/min)	I
Sand	0,045	0,43	0,145	2,68	0,495	0,5
Loamy Sand	0,057	0,41	0,124	2,28	0,243194	0,5
Sandy Loam	0,065	0,41	0,075	1,89	0,0736806	0,5
Loam	0,078	0,43	0,036	1,56	0,0173333	0,5
Silt	0,034	0,46	0,016	1,37	0,00416667	0,5
Silt Loam	0,067	0,45	0,02	1,41	0,0075	0,5
Sandy Clay Loam	0,1	0,39	0,059	1,48	0,0218333	0,5
Clay Loam	0,095	0,41	0,019	1,31	0,00433333	0,5
Silty Clay Loam	0,089	0,43	0,01	1,23	0,00116667	0,5
Sandy Clay	0,1	0,38	0,027	1,23	0,002	0,5
Silty Clay	0,07	0,36	0,005	1,09	0,000333333	0,5
Clay	0,068	0,38	0,008	1,09	0,00333333	0,5

Autrement, une méthode également développée par l'USDA appelée ROSETTA[8] propose d'utiliser directement les équations de van Genuchten et Mualem pour donner les paramètres précédemment cités. Cette fonction, implémentée dans R et basée sur les équations de Zhang and Schaap (2017), permet d'introduire différentes données d'entrée, basées sur les mêmes pourcentages de sables, limons et argiles (Annexe 13).

III.5.2.3 Conditions initiales et aux limites

Les conditions aux limites (en pression) sont identiques à celles utilisées pour le test de sensibilité, c'est-à-dire un drainage libre à la frontière basse du domaine numérique considéré, et la hauteur d'eau dans l'anneau imposée sur une largeur équivalente au rayon de l'anneau à la frontière haute. L'anneau est bien positionné tout à gauche du domaine et sur une largeur équivalente à son rayon seulement, car la modélisation est réalisée en 2D axisymétrique.

La condition initiale doit également être donnée en pression. Comme la valeur mesurée sur le terrain est la teneur en eau, on utilise l'équation de van Genuchten pour calculer la pression initiale en fonction des valeurs connues, selon l'équation (III.25), avec α la valeur testée pour chaque modélisation réalisée.

[8] https://www.ars.usda.gov/pacific-west-area/riverside-ca/agricultural-water-efficiency-and-salinity-research-unit/docs/model/rosetta-hydraulic-functions/

$$|h(\theta_{init})| = \frac{1}{\alpha}\left[\left(\frac{\theta_s - \theta_r}{\theta_{init} - \theta_r}\right)^{\frac{1}{m}} - 1\right]^{\frac{1}{n}} \quad \text{(III.25)}$$

III.5.2.4Résumé de la méthode

On a donc trois « catégories de texture » (limon sableux, sable limoneux, et résultat de la fonction ROSETTA) qui fixent toutes les données d'entrée d'écoulement d'eau, sauf pour α et K_s qui sont variables (voir Annexe 14 pour connaître tous les paramètres testés). On choisit en premier lieu une de ces « catégories ». La valeur d'α est fixée, et on calcule la valeur du potentiel de pression à considérer pour bien représenter la bonne teneur en eau initiale. On optimise alors exclusivement K_s. Puis, on réitère l'opération en prenant une nouvelle valeur d'α : les valeurs testées sont généralement comprises entre 0,5 et 0,005, avec un pas de 0,001 (détails en Annexe 14). Différentes valeurs d'erreur associées à chaque test et précisées dans la suite sont utilisées pour déterminer quel sera le meilleur couple pour chaque essai. Lorsque le meilleur couple est déterminé, on réitère à nouveau le tout en modifiant la « catégorie de texture ».

III.5.3 Inversions des données expérimentales (double perméabilité)

III.5.3.1Principe

Le principe de l'inversion en double perméabilité est de réaliser plusieurs modélisations directes d'un essai expérimental, en faisant varier plusieurs paramètres à la suite, puis de sélectionner la courbe (et les paramètres associés) la plus proche de la courbe expérimentale. Il ne s'agit donc pas ici de réaliser directement une inversion sur le logiciel Hydrus, mais de réaliser l'inversion « à la main ». Ce sont à nouveau les courbes d'infiltration cumulée modélisées qui sont ajustées sur les courbes expérimentales. Les critères de performance choisis sont les coefficients NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash–Sutcliffe, spécifique à l'évaluation des capacités hydrologiques d'un modèle, selon l'équation (III.26)) et RMSE (racine de l'erreur quadratique moyenne, ou *Root-Mean-Square Error* en anglais, qui calcule la différence entre les valeurs modélisées et observées selon l'équation (III.*27*)).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{T}(Q_0^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^{T}(Q_0^t - \bar{Q}_0)^2} \quad \text{(III.26)}$$

avec Q_0^t le débit observé au temps t [L^3T^{-1}], Q_m^t le débit modélisé au temps t [L^3T^{-1}], et $\bar{Q}_0$ le débit moyen observé [L^3T^{-1}].

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(y_i - \hat{y}_i)^2}{N - P}} \quad \text{(III.27)}$$

avec y_i la i^{ème} valeur observée, $\hat{y}_i$ la i^{ème} valeur modélisée, N le nombre d'observations et P le nombre de paramètres estimés[9].

Un seul matériel est considéré pour la modélisation en double perméabilité, contenant à la fois une partie fracture et une partie matrice. Contrairement aux tests de sensibilité des paramètres, la distinction entre les milieux matriciel et macroporal n'est pas géométrique, c'est-à-dire qu'on ne distingue pas la forme du macropore dans le domaine considéré, les deux milieux ne sont pas séparés. On réalise donc les modélisations dans un seul milieu, avec beaucoup plus de paramètres hydrodynamiques à fixer qu'en simple perméabilité : les paramètres de la matrice, ceux du macropore (ou de la fracture), et ceux de l'interface entre fracture et matrice. En multipliant les paramètres, on suppose que les courbes (d'infiltration cumulée ici) et les paramètres (α et K_s) obtenus seront plus réalistes et plus proches des données expérimentales. Cependant, cette multiplication nécessite à nouveau de fixer des paramètres en amont, ainsi que des conditions initiales et aux limites représentatives des essais.

Le modèle considéré est à nouveau celui de van Genuchten-Mualem ((II.13) et (II.14) avec $k_m = 1$). Le temps de calcul étant long et la convergence pas systématique, seul un essai petit anneau et un essai grand anneau ont été inversés avec le modèle de double perméabilité. Ces inversions ont été réalisées par Florent Guillemet avec les paramètres donnés en Annexe 15.

III.5.3.2Choix des paramètres hydrodynamiques en entrée

Pour les paramètres matriciels, les valeurs fixées sont celles obtenues par l'inversion en simple perméabilité. Les paramètres pour les deux essais sont précisés dans le Tableau III.5.

Tableau III.5 : Paramètres de la matrice utilisés pour la modélisation en double perméabilité.

	$\theta_{r,m}$ (-)	$\theta_{s,m}$ (-)	α_m (cm^{-1})	n_m (-)	$K_{s,m}$ (cm.min^{-1})	I_m (-)
Petit anneau	0,0525243	0,382144	0,03	1,52404	0,0495943	0,5
Grand anneau	0,0511693	0,377264	0,03	1,6688	0,0496	0,5

[9] https://statisticsbyjim.com/regression/root-mean-square-error-rmse/

Les paramètres de la partie fracture sont également fixés, à l'exception du couple (α_f et $K_{s,f}$), et de quelques tests sur n_f, comme pour l'inversion en simple perméabilité. La teneur en eau volumique considérée résiduelle $\theta_{r,f}$ est nulle. La teneur en eau volumique à saturation de la fracture $\theta_{s,f}$ choisie est identique à celle de la matrice. La valeur de n_f est choisie assez élevée (valant au moins 2) correspondant à un comportement d'activation rapide de la fracture, similaire au comportement d'un écoulement préférentiel (Lassabatere et al., 2023). Enfin, la fraction volumique du compartiment fracture w_f a été fixée à 0,1 (Lassabatere et al., 2014). Pour les paramètres α_f et $K_{s,f}$, le choix a été fait de les calculer en covariance, en les reliant au rayon des pores. Avec la loi de Poiseuille, on peut supposer que α_f est proportionnel au rayon moyen du macropore r_f, et alors $K_{s,f}$ est proportionnel au rayon au carré r_f^2, tel que proposé par Lassabatere et al. (2014). Un coefficient noté x est créé pour relier les deux paramètres et ainsi les faire varier simultanément, selon les équations (III.*28*) et (III.*29*).

$$\alpha_f = x\alpha_m \quad \text{(III.28)}$$

$$K_{s,f} = x^2 K_{s,m} \quad \text{(III.29)}$$

Les valeurs de x testées sont comprises entre 0,5 et 10 (des précisions pour les essais convergents sont donnés en Annexe 16.

Finalement, le coefficient x est variable pour la fracture, et quelques tests ont été réalisés en faisant varier la valeur de n_f pour les modélisations petit anneau. Les paramètres α_f et $K_{s,f}$ testés sont précisés, selon la valeur de x en Annexe 16. Les paramètres pour les deux essais sont précisés dans le Tableau III.6.

Tableau III.6 : Paramètres de la fracture utilisés pour la modélisation en double perméabilité. En gras sont précisés les paramètres qui varient.

	$\theta_{r,f}$ (-)	$\theta_{s,f}$ (-)	α_f (cm^{-1})	n_f (-)	$K_{s,f}$ (cm /min)	l_f (-)	w_f (-)
Petit anneau	0	0,382144	$\boldsymbol{x\alpha_m}$	$\boldsymbol{\geq 2}$	$\boldsymbol{x^2 K_{s,m}}$	0,5	0,1
Grand anneau	0	0,377264	$\boldsymbol{x\alpha_m}$	2	$\boldsymbol{x^2 K_{s,m}}$	0,5	0,1

Enfin, les paramètres de l'interface entre la matrice et la fracture sont à préciser. La complexité réside dans le choix de la valeur de la conductivité hydraulique à saturation à l'interface $K_{s,a}$ car ce paramètre a une influence faible sur l'infiltration cumulée (Lassabatere et al., 2014). Plusieurs valeurs sont testées, de 0 (absence d'échanges entre matrice et fracture) à des valeurs élevées (échanges quasi-infinis). Les autres valeurs sont fixées (Tableau III.7).

Tableau III.7 : Paramètres de l'interface pour la modélisation en double perméabilité. En gras est précisé le paramètre qui varie.

	Gamma		a (cm)	$K_{s,a}$ (cm/min)
Petit anneau	15	0,4	0,1	**variable**

III.5.3.3Conditions initiales et aux limites

Les paramètres hydrodynamiques étant fixés, il faut également définir les conditions initiales et aux limites. Concernant ces dernières, comme pour les deux types de modélisation précédemment décrites, la hauteur d'eau de l'anneau est appliquée sur la largeur du rayon de l'anneau à la surface du domaine d'écoulement, et le drainage libre est appliqué à la frontière basse du domaine considéré (Figure III.20). Leurs valeurs sont identiques à celles de la modélisation inverse en simple perméabilité. Cependant, les conditions initiales (la pression initiale h_i à indiquer, qui dépend de la teneur en eau initiale θ_i mesurée) changent car la teneur en eau globale θ_{2K} dépend de la teneur en eau dans la fracture θ_f et dans la matrice θ_m (équation (III.*30*)).

$$\theta_{2K} = w\theta_f + (1-w)\theta_m \tag{III.30}$$

avec l'équation de van Genuchten (II.13) qui permet de calculer θ_f et θ_m selon les équations (III.*31*) et (III.*32*).

$$\theta_f = \theta_{r,f} + \frac{\theta_{s,f} - \theta_{r,f}}{\left[1 + \left|\alpha_f h\right|^{n_f}\right]^{-m_f}} \tag{III.31}$$

$$\theta_m = \theta_{r,m} + \frac{\theta_{s,m} - \theta_{r,m}}{[1 + |\alpha_m h|^{n_m}]^{-m_m}} \tag{III.32}$$

avec les paramètres $\theta_{r,f}$, $\theta_{r,m}$, $\theta_{s,f}$, $\theta_{s,m}$, α_f, α_m, n_f et n_m correspondants aux paramètres d'entrée sur Hydrus, et m_f et m_m calculés selon l'équation de Mualem ((II.14) avec $k_m = 1$). Pour déterminer h_i, on teste de nombreuses valeurs de $|h|$ qui permettent d'obtenir une valeur de θ_i égale à θ_{2K}, c'est-à-dire qui permettent d'obtenir :

$$\begin{aligned} \theta_{2K} - \theta_i = {} & w\theta_f + (1-w)\theta_m - \theta_i \\ = {} & w\left[\theta_{r,f} + \frac{\theta_{s,f} - \theta_{r,f}}{\left[1 + \left|\alpha_f h\right|^{n_f}\right]^{-m_f}}\right] \\ & - (1-w)\left[\theta_{r,m} + \frac{\theta_{s,m} - \theta_{r,m}}{[1 + |\alpha_m h|^{n_m}]^{-m_m}}\right] - \theta_i = 0 \end{aligned} \tag{III.33}$$

Le processus est automatisé sur R avec la fonction BFfzero() du package NLRoot (Annexe 17) qui consiste à cherche le zéro d'une fonction (ici celle qui suit l'équation (III.*33*) en faisant varier la valeur de h) par dichotomie. Cette étape est à réaliser pour toutes les modélisations.

Le code R écrit par Florent Guillemet permettant de tracer les courbes d'infiltration cumulée est précisé en Annexe 18.

III.5.3.4Résumé de la méthode

On choisit donc en premier lieu une valeur de n_f, puis on fixe une valeur de x. On détermine la condition initiale à appliquer. On teste ensuite des valeurs décroissantes de $K_{s,a}$ jusqu'à trouver la valeur permettant la convergence de la modélisation. La modélisation avec $K_{s,a} = 0$ est également réalisée. Puis, on change la valeur de x et on recommence les modélisations avec les valeurs de $K_{s,a}$ maximales et nulle. Pour l'essai petit anneau, on réitère tout ce processus en faisant varier n_f. On calcule ensuite les critères de performance (NSE et RMSE) pour déterminer les meilleurs paramètres pour chaque essai modélisé.

III.6 Traitement des données radar

Les données radar, aussi appelées radargrammes, consistent en des tableaux de valeurs de signal d'amplitude, qui peuvent également être visualisés sous forme d'images (Figure III.21). Ainsi, on retrouve en abscisse la distance parcourue le long du transect, et en ordonnée le temps de propagation verticale de l'onde électromagnétique (en ns), qui peut être converti en distance (en m) via la détermination de la vitesse de propagation. Chaque colonne de ce tableau est appelée trace et correspond à un profil d'amplitude électromagnétique qui peut être représenté par un oscillogramme. Le radargramme peut également être observé sous format image, avec l'échelle de signal représenté par des couleurs, sur les logiciels ReflexW, R ou RockWorks. Dans cette partie, les radargrammes seront appelés x et y, et les transects (ou sections) étudié(e)s par le GPR seront appelé(e)s X et Y.

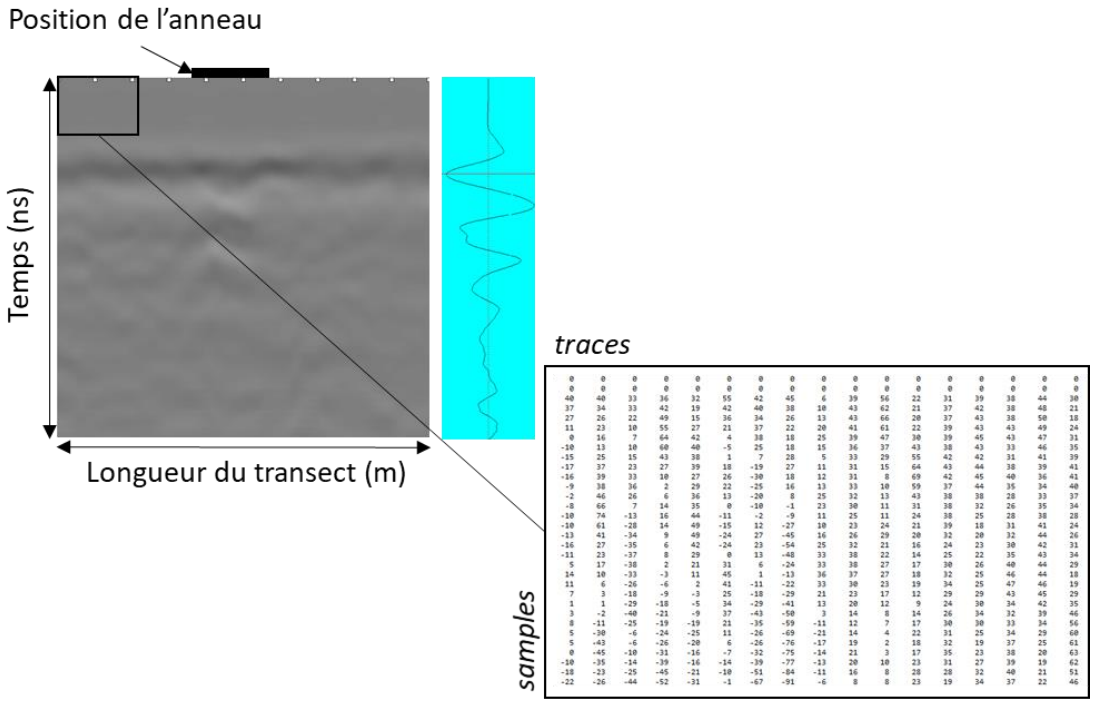


Figure III.21 : Visualisation d'un radargramme sous la forme d'une image et d'un tableau de valeurs. Les valeurs correspondent à l'amplitude du signal reçu par le radar géologique. L'image permet donc de représenter ces données sous format « carte de chaleur » ou « heatmap », c'est-à-dire avec une variation de couleur selon la valeur d'amplitude de signal. Ici, plus la couleur est claire (proche du blanc), plus l'amplitude est élevée (sans parler en valeur absolue), et inversement.

III.6.1 ReflexW pour le traitement des données

Tout d'abord, un pré-traitement des radargrammes est nécessaire pour augmenter le signal, limiter les bruits, et imager au mieux les différentes interfaces du sol. Le traitement des données dépend de l'appréciation de l'opérateur · ice, mais est basé sur des étapes utilisées communément dans la littérature (Di Prima et al., 2020; Nyambayar, 2021). La suite du texte donne toutes les étapes à réaliser. Tous les radargrammes d'un essai sont traités de la même manière. Le tableau des valeurs de chaque filtre utilisé pour chaque essai est donné en Annexe 19. Ces opérations sont faites avec le logiciel de traitement ReflexW. Une fiche technique détaillée décrivant les opérations à réaliser est disponible en Annexe 20.

Les données stockées dans la base d'acquisition sont sous format GPR (.DZT). L'importation se fait en explicitant la dimension (mètres), le type de données (décalage constant), les sections parcourues (une fixe et une variable, selon les axes de la grille), le format d'entrée (RADAN), celui de sortie (entier) et l'unité de temps (ns). Les marqueurs sont détectés automatiquement. La première étape consiste en l'incrémentation des traces d'un centimètre sur toute la longueur du transect, les marqueurs étant séparés de 20 cm. Ensuite, on détermine la profondeur de l'interface air/sol en suivant les traces le long du

transect (avec la visualisation en oscilloscope), et on supprime les valeurs au-dessus du premier pic à gauche. Le profil est alors réinitialisé au niveau du sol. La troisième étape consiste à éliminer les potentielles basses fréquences en appliquant un filtre « dewow ». Sur ReflexW, le filtre calcule la valeur moyenne de chaque valeur (pour chaque trace indépendamment), et la soustrait à la valeur centrale. Le paramètre choisit est la fenêtre de calcul (en ns). Comme les ondes électromagnétiques perdent en puissance en entrant dans le sol, on applique un gain en profondeur pour augmenter l'amplitude des ondes réfléchies à grande profondeur, pour « voir » le signal sur un profil plus large. La fonction gain est donc définie sur tout le profil en suivant une fonction linéaire ou exponentielle. Enfin, les données générées par le système d'acquisition sont très lourdes, notamment dû à un très grand nombre de lignes (appelées samples, plusieurs centaines). On réduit donc le nombre de samples pour avoir un radargramme « simplifié » tout en restant fidèle au radargramme de base, en appliquant le filtre 2D « compress ». Cette étape de simplification est notamment nécessaire en vue de la construction du bloc 3D (par concaténation des radargrammes). On peut alors exporter les données au format texte, avec quatre colonnes de données : X, Y, Z (la profondeur en ns) et G (l'amplitude du signal).

III.6.2 Méthodes Allroggen et Di Prima sur R

A la suite des pré-traitements sur ReflexW, les données sont récupérées et traitées sur R en suivant deux méthodes utilisées dans la littérature : celle d'Allroggen et Tronicke (2015) et celle de Di Prima et al. (2020). Ces deux méthodes visent à identifier les changements de structure entre deux radargrammes réalisés au même endroit et pour deux conditions différentes. Dans ce travail, ils ont notamment été utilisés pour comparer deux radargrammes acquis à des temps différents, et pour ainsi révéler les zones humidifiées durant les essais d'infiltration et étudier les écoulements sous les infiltromètres.

III.6.2.1Méthode de la similarité de structure

Pour la première étude, seule la méthode de la similarité est utilisée, car elle consiste à mesurer les décalages temporels. La fonction de similarité de structure est appliquée entre les deux radargrammes à comparer et se calcule selon la formule suivante :

$$SS(x,y) = \frac{c_{xy} + a}{\sigma_x \sigma_y + a} \tag{III.34}$$

avec SS(x,y) la similarité de structure entre les fenêtres des radargrammes x et y, a un paramètre qui évite au dénominateur de tendre vers 0 et dont la valeur est 10% (valeur donnée par les auteurs), σ_x l'écart-type des valeurs de la fenêtre considérée pour le radargramme x, et c_{xy} la corrélation croisée après soustraction de la fenêtre moyenne (calculée sur la fenêtre choisie) selon :

$$c_{xy} = \frac{1}{\mathrm{N}-1}\sum_{i=1}^{N}(x_i - \mu_x)(y_i - \mu_y) \quad \text{(III.35)}$$

Avec x et y les séquences fenêtrées, et μ_x la moyenne non pondérée suivante :

$$\mu_x = \frac{1}{\mathrm{N}}\sum_{i=1}^{N} x_i \quad \text{(III.36)}$$

Pour appliquer ces formules, des lignes de code sur R ont été téléchargés sur github et insérés dans le code R global (cf Annexe 21, fonction getGauss). Le résultat de ce calcul de similarité donne un nouveau radargramme dont chaque pixel correspond au calcul de la fenêtre environnante avec des valeurs comprises en 1 et -1. Plus la valeur est élevée, plus la similarité est forte.

Nous avons également considéré un seuil donné appliqué sur l'échelle de ressemblance pour permettre une meilleure visibilité des résultats. Sauf mention contraire, les seuils appliqués sont à 0,5 ; 0,25 ; 0 et – 0,75.

Les traitements sont réalisés sur R (Annexe 22) avec comme données d'entrée les radargrammes à comparer, la vitesse de propagation de l'onde dans le sol, la taille de fenêtre choisie pour l'application de la fonction similarité de structure, et les seuils mentionnés au paragraphe précédent. Ils consistent premièrement en la transformation du format de données d'entrée depuis le format « 4 colonnes » vers un format donnant directement le tableau des amplitudes suivant la profondeur (abscisses) et le transect étudié (ordonnées), et deuxièmement en l'application de la fonction getGauss dont les résultats sont donnés sur un nouveau radargramme. Les seuils sont ensuite appliqués. Les images et fichiers en format texte résultats sont ensuite exportés.

III.6.2.2Méthode de la différence

La seconde méthode consiste à faire la différence entre les deux radargrammes puis à définir un seuil au-dessus duquel on considère que ce qui est visible est l'eau infiltrée ou les nanoparticules rajoutées entre les deux moments. Ici, on utilisera principalement le seuil défini par 1,5*l'écart-type comme dans l'article de Di Prima et al. (2020). D'autres valeurs seront testées en traitements préliminaires.

La méthodologie est la même pour les deux types de seuil. On donne en entrée les deux radargrammes à différencier, la vitesse de propagation de l'onde dans le sol, ainsi que le facteur de calcul du seuil à appliquer (généralement 1,5), voire la valeur de seuil à appliquer directement, puis on change le format des radargrammes (cf III.6.2.1). On calcule ensuite la différence (absolue ou non) entre les deux radargrammes et on crée une nouvelle matrice avec le résultat. On calcule alors le seuil. Le seuil est défini uniquement avec les valeurs sous l'anneau et dans la première moitié du radargramme (en terme de

profondeur), pour étudier uniquement les valeurs correspondantes à un sol supposé saturé. Dans un premier temps, nous définissions un seuil par coupe de sections avant de considérer un seuil global pour toutes les sections, de sorte à avoir un seul seuil pour toute la chronique d'infiltration (d'où le paramètre seuil en entrée). Ce seuil unique appliqué à tous les transects correspond à la valeur la plus faible calculée pour tous ces transects. On applique ensuite ce seuil (calculé ou donné en entrée) sur cette matrice différenciée : les valeurs sous le seuil sont considérées nulles. Enfin, on exporte le tableau de valeurs (ou matrice) résultat et la figure correspondante.

III.6.2.3Traces du radargrammes

On cherche également à tracer les oscillogrammes des radars x (radargramme brut pré-traité sur ReflexW), y (radargramme brut pré-traité sur ReflexW) et x-y (avec ou sans différence absolue) afin de comparer l'évolution des pics de signal. Cela donnera une idée sur l'évolution de la vitesse de propagation, en supposant qu'un pic corresponde à une seule interface. On supposera qu'un pic décalé en profondeur correspond à une augmentation du temps d'atteinte du réflecteur et donc à une diminution de la vitesse. Cela peut se corréler à une augmentation de la teneur en eau dans la mesure où l'eau est censée diminuer la vitesse de propagation des ondes électromagnétiques, selon l'équation (III.37), car la permittivité relative de l'eau ($\varepsilon_r = 80$) est plus grande que celle du sol ($\varepsilon_r = 3 - 5$) (Utsi, 2017).

$$v = \frac{c}{\sqrt{\varepsilon'_r}} \tag{III.37}$$

avec c la vitesse des ondes électromagnétiques dans le vide (c=3.10^8 m.s^{-1}) et ε'_r la partie réelle de la permittivité relative du milieu ε_r .

Dans le code présenté en Annexe 22, l'oscillogramme tracé est celui correspondant à la colonne où se situe la différence d'amplitude la plus élevée (en valeur absolue) ou est centrée sous l'anneau. Ainsi, on détermine la valeur de différence d'amplitude maximale et sa position, puis on crée des tableaux à trois colonnes avec une colonne pour la différence d'amplitude comprenant la valeur maximale du radargramme différencié, une colonne pour la profondeur et une colonne précisant le type de données considéré (x, y, ou x-y). Les oscillogrammes des trois radargrammes (x, y, x-y) sont ensuite tracés sur le même graphique.

III.6.3 Traitement sur RockWorks : interpolation 3D des données

RockWorks est un logiciel de reconstruction de blocs 3D à partir de transects. RockWorks peut lire des fichiers « .txt » de quatre colonnes, avec les deux premières colonnes pour les valeurs de X et Y (sections suivies à la surface), la troisième correspondante à la profondeur Z, et la quatrième correspondante à l'amplitude de signal (correspondant

généralement au signal différencié par la méthode de (Di Prima et al., 2020). La fiche technique est donnée en Annexe 23.

Une étape préalable à l'interpolation des données consiste à regrouper toutes les données à traiter sur un unique fichier texte. Pour la visualisation 3D de ce qui s'est infiltré entre deux moments (par exemple visualiser l'infiltration finale en différenciant les radargrammes sol sec et sol humide, |DRY-WET|), il suffit de mettre dans un seul fichier texte tous les transects concernés par cette différence (les radargrammes différenciés des 12 transects des essais petit anneau ou des 4 sections des essais grand anneau).

Autrement, il est possible de visualiser le décalage temporel sur une unique section, avec la même échelle de couleur sur RockWorks, en mettant les différents radargrammes à la suite (dans l'ordre des différenciations, par exemple |DRY-fin de première colonne|, |DRY-fin de deuxième colonne|, puis |DRY-WET|, uniquement suivant la section X). Dans ce cas, une des deux colonnes X ou Y ne varie pas (car on suit une seule section, l'autre est constante) et on peut modifier cette colonne en attribuant une valeur pour chaque radargramme différencié, incrémenté avec un pas précis (ici de 0,03 en 0,03 : par exemple que des 0 pour |DRY-fin de première colonne|, 0,03 pour |DRY-fin de deuxième colonne| et 0,06 pour |DRY-WET|). Il faut penser à prendre le même pas dans l'onglet Dimensions et donner les valeurs extrêmes identiques (de 0 à 0,06 avec l'exemple précédent).

L'interpolation est réalisée via l'algorithme « IDW Anisotropic », qui calcule chaque nœud de voxel (plus petit élément du bloc 3D) comme la moyenne pondérée des points des données voisines (dans chaque secteur de 90 degrés autour du nœud). Ces derniers sont pondérés selon l'inverse de leur distance au nœud de voxel à la puissance 2. La méthode du point le plus proche choisit le point de contrôle le plus proche du point médian du voxel lors de l'étape (appelée « decluster ») de suppression des points en double ou en « cluster ». Une option de lissage (« Box ») est également ajoutée avec laquelle on réattribue aux voxels de nouvelles valeurs basées sur une moyenne pondérée en distance de tous les nœuds d'origine du voxel.

On peut ensuite visualiser le solide 3D suivant des axes (nord, sud, est, ouest) et de modifier les amplitudes affichées en couleur (possibilité de mettre le curseur sur la valeur seuil de délimitation des zones humides).

III.7 Contributions et remerciements

Le premier dispositif d'infiltration de grande taille ainsi que les infiltromètres de petite taille ont été créés par Simone Di Prima. Les études sur le terrain ont été réalisés avec l'aide de Daniel Donze, Laurent Lassabatère, Saint-Martin Saint-Louis, Anthony Traullé, Rafael Angulo-Jaramillo, Simone Di Prima, Robert James, Claudia Nicklason, Tim Fletcher, Florent Guillemet, Thérèse Bastide et Gislain Lipeme Kouyi. La méthode du point médian commun a été réalisée à l'aide de Thierry Winiarski. La récupération et l'analyse des échantillons de sol ont été enseignés par Rafael Angulo-Jaramillo et Laurent Lassabatère. Les formations à l'utilisation du granulomètre ont été données par Jean Pruvost et Gabrielle Seignemartin. Une partie des données expérimentales ont été traitées sur BEST par Saint-Martin Saint-Louis. Plusieurs codes R pour le traitement des données infiltrométriques et radar ont été écrits en collaboration avec Simone Di Prima et Laurent Lassabatère. La formation à la modélisation a été donnée par Laurent Lassabatère, et la modélisation a été réalisée en collaboration avec Anthony Traullé et Florent Guillemet. La formation à l'utilisation des logiciels ReflexW et RockWorks a été donnée par Simone Di Prima.

Chapitre IV : Impact de la taille de l'anneau

IV.1 Contexte et enjeux

L'objectif de cette étude est d'évaluer la capacité du dispositif infiltrométrique de grande taille (INFILTRON-Exp) à (i) donner des informations pertinentes sur la fonction infiltration du sol dans son ensemble, (ii) permettre la détermination des paramètres hydrodynamiques effectifs (représentatifs du sol dans son ensemble), et (iii) donner une information pertinente et complémentaire des dispositifs de taille classique. La taille plus importante du dispositif INFILTRON-Exp permettrait de mieux capturer les écoulements préférentiels, et donc d'être moins variable dans l'espace que les plus petits dispositifs qui sont susceptibles de n'activer que partiellement toute la porosité des sols (macropores et micropores).

Tous les tests d'infiltrométrie réalisés en France (IUT et ENTPE) avant et pendant la thèse sont utilisés dans la partie IV.3.2. Ces tests correspondent à un ensemble conséquent de sites expérimentaux. Puis, seuls les paramètres provenant des essais réalisés pendant la thèse sont pris en compte (analyse des paramètres hydrodynamiques via la méthode BEST et inversions), par manque de données provenant des échantillons (teneurs en eau et granulométrie) ou trop faible représentativité du nombre d'essais réalisés (cas du site ENTPE). Dans un premier temps, avant d'analyser les résultats expérimentaux obtenus sur les sites expérimentaux, nous démontrons numériquement notre hypothèse de départ. Pour cela, nous considérons un sol synthétique macroporé soumis numériquement à infiltration avec un grand et un petit anneau.

IV.2 Modélisation numérique de l'impact de l'anneau

L'impact de la taille de l'anneau sur l'infiltration peut être modélisé numériquement (Hydrus) en reproduisant les écoulements dans un sol homogène « classique » et en y introduisant un macropore. La modélisation permet de déterminer comment la taille de l'anneau affecte la justesse de la mesure de l'infiltration. Pour cela, on considère un macropore droit, fixe, positionné à 12 cm de l'axe de rotation (pour rappel, la modélisation est réalisée en 2D-axisymétrique). Avec l'anneau de petite taille (10 cm de rayon), le macropore est positionné en bordure externe de l'anneau. Avec l'anneau de grande taille, le macropore est sous l'anneau. On peut aussi numériquement tester cette influence en fonction des paramètres hydrodynamiques caractéristiques du macropore.

On rappelle ici brièvement les conditions de modélisation détaillées dans la section « matériel et méthodes ». Dans tous les cas étudiés par la suite, la matrice garde les mêmes propriétés hydrodynamiques et correspond à un sol limoneux, classiquement

utilisé dans la littérature. Les paramètres Hydrus de la matrice sont précisés dans le Tableau IV.1.

Tableau IV.1 : Paramètres par défaut choisis pour décrire la matrice du sol synthétique à double perméabilité.

	$\theta_{r,m}$	$\theta_{s,m}$	α_m (cm^{-1})	n_m (-)	$K_{s,m}$ (cm/min)	l_m (-)
Limon	0,078	0,43	0,036	1,56	0,0173333	0,5

Seuls les paramètres α_f et $K_{s,f}$ du macropore varient, les paramètres relatifs à la matrice sont gardés constants (Tableau IV.1). Chacun change jusqu'à 1000 fois plus que la valeur correspondante au sol limoneux. Tous les paramètres et les modélisations correspondantes de l'analyse de sensibilité sont détaillés en Annexe 24. Comme mentionné dans le Chapitre III :, l'utilisation de la modélisation 2D-axyssymétrique ajoute un biais à la modélisation en considérant le macropore comme un tore autour de l'anneau. La modélisation 3D d'un macropore réel demanderait un travail très conséquent, probablement trop conséquent, car le volume du macropore devrait être défini pixel par pixel, et a donc été abandonné ici. Néanmoins, on considère les résultats obtenus comme indicatifs des processus impliqués lors de l'activation des macropores.

Les modélisations sont présentées successivement pour les essais petit et grand anneau, en étudiant notamment les vitesses maximales des flux et le front d'humidification pour deux temps donnés (t=100 et t=1000 min).

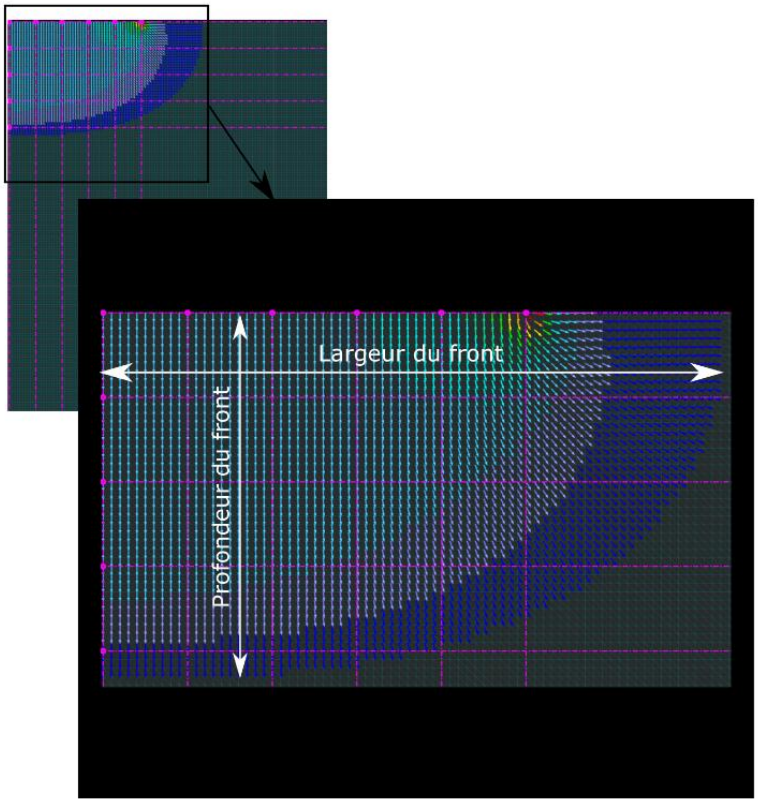


Figure IV.1 : Schéma explicatif des paramètres étudiés sur les modélisations Hydrus.

IV.2.1 Petit anneau

Dans un milieu homogène, le front d'infiltration a la forme d'un bulbe et se déplace dans toutes les directions, de la même manière. Le flux est vertical sous l'anneau et se courbe jusqu'à devenir complètement horizontal sur le côté de l'anneau (Figure IV.2.A). On note également une augmentation de la vitesse d'écoulement au niveau des bords de l'anneau (zone rouge sous le bord de l'anneau, Figure IV.1). Cette augmentation de vitesse est toujours observée pour la modélisation de l'infiltration dans les sols et résulte d'une valeur maximale du gradient hydraulique au niveau de la condition limite appliquée en surface ($h(r \leq r_d, z = 0) = h_0$ avec r_d le rayon de l'anneau). On rappelle ici que le macropore n'est pas positionné sous l'anneau mais à une certaine distance de ce dernier (12 cm versus anneau de rayon 10 cm). Son activation n'est donc pas assurée. L'impact du macropore sur l'infiltration dépend bien entendu de ses propriétés hydrodynamiques et de leur contraste avec les propriétés de la matrice. Les deux paramètres fondamentaux sont le paramètre α_f qui détermine la capacité du macropore à se saturer par capillarité et donc à s'activer, et sa conductivité hydraulique à saturation $K_{s,f}$. En règle générale, par comparaison à la matrice, la zone du macropore a une capillarité moindre et donc des valeurs de paramètres supérieures, $\alpha_f \geq \alpha_m$, et une conductivité hydraulique augmentée $K_{s,f} \geq K_{s,m}$. Dans la suite, on étudie l'effet respectif des deux paramètres α_f et $K_{s,f}$ et de leur supériorité aux valeurs de la matrice sur les écoulements.

IV.2.1.1Augmentation seule du paramètre α_f

La forme du front d'infiltration change avec l'augmentation de α_f (Figure IV.2.B). Sous l'anneau, l'écoulement est complètement vertical et a une grande vitesse qui décroit en profondeur. Au centre du macropore, la vitesse de l'écoulement est quasiment nulle et le flux est horizontal. Sur le côté de l'anneau, à l'extérieur, le flux est moins horizontal, mais sa vitesse est toujours faible et proche de 0 cm/min. L'eau s'infiltre alors principalement sous l'anneau. L'augmentation de α_f réduit drastiquement l'infiltration en dehors de l'anneau.

En augmentant la valeur de α_f, une séparation semble se créer entre la partie du sol située sous l'anneau et celle à l'extérieur du macropore. L'écoulement atteint 25 cm horizontalement entre 200 et 300 minutes pour $\alpha_f = 0{,}15\ cm^{-1}$. Au contraire, pour le sol homogène, cela arrive entre 100 et 200 minutes. Les vitesses d'écoulement entre 100 et 1000 minutes sont comprises entre 0,092 et 0,084 cm/min pour le milieu homogène, et entre 0,08 et 0,077 cm/min pour $\alpha_f = 0{,}15\ cm^{-1}$ (Annexe 24). La tendance à la diminution globale de la vitesse d'écoulement avec l'augmentation de α_f dans le macropore est vérifiée avec les autres valeurs plus élevées testées, notamment pour la valeur qui sert d'illustration dans la Figure IV.2.

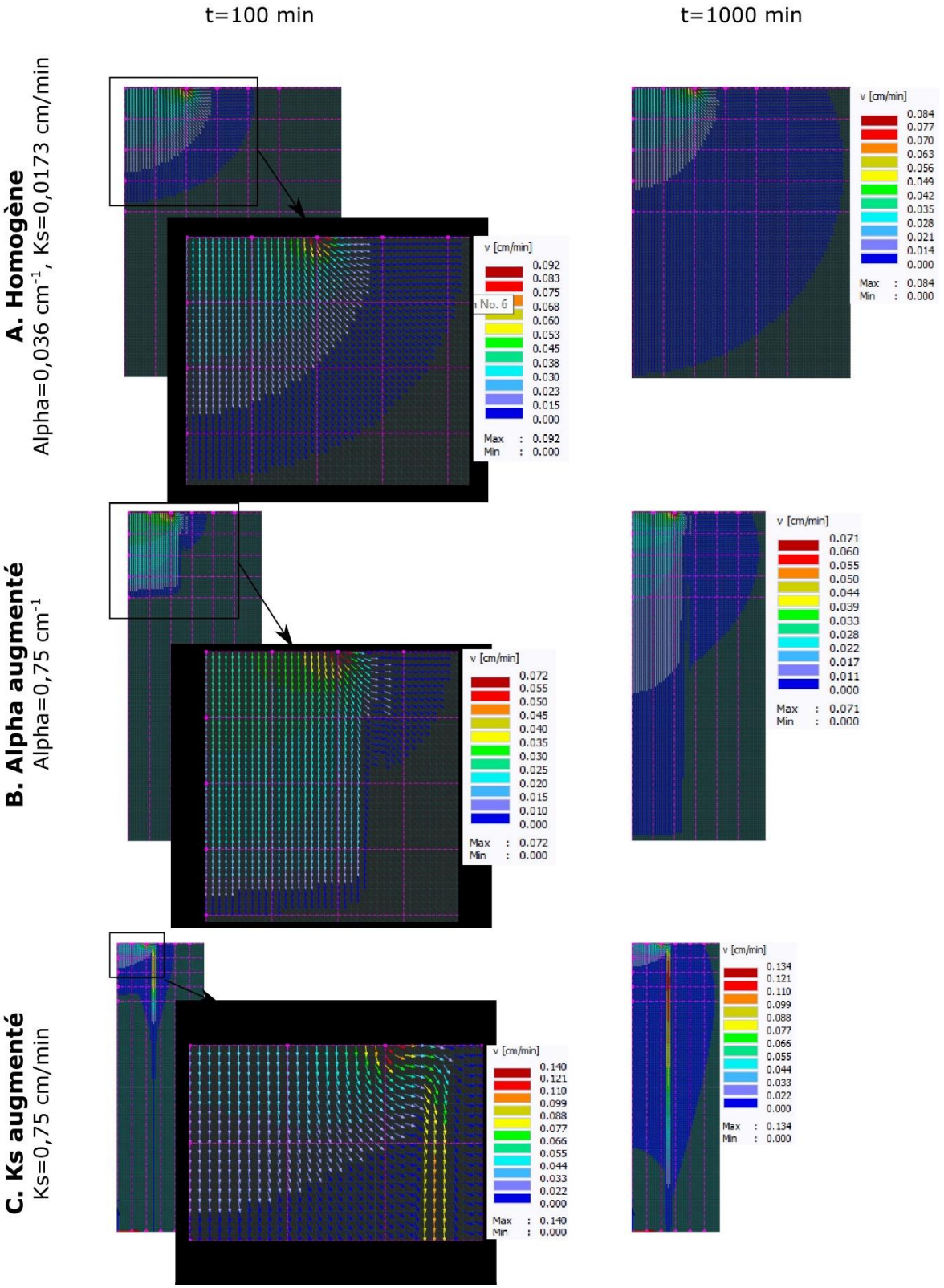


Figure IV.2 : Visualisation des vecteurs vitesses à t=100 (à gauche) et t=1000 minutes (à droite) sous le petit anneau dans les cas A) homogène, B) avec α_f augmenté ($K_{s,f}$= 0,0173333 cm.min^{-1}), et C) avec $K_{s,f}$ augmenté (α_f = 0,036 cm^{-1}). Les lignes roses (pointillés) sont espacées de 5 cm.

En surface, l'infiltration cumulée diminue avec l'augmentation de α_f (Figure IV.4). Le front d'infiltration diminue horizontalement mais les écoulements vont plus en profondeur en augmentant la valeur de α_f (Annexe 24). Ces changements ne sont pas linéaires, la vitesse et le front d'infiltration changent de moins en moins, tandis que la valeur de α_f est augmentée de plus en plus. Ainsi, le macropore agit comme une barrière lorsque α_f est augmenté, et il contrôle la direction et la vitesse de l'écoulement. Enfin, il restreint l'infiltration en surface en « isolant » le reste du sol du tore entourant l'anneau délimité par le macropore. On peut penser que cet effet disparait pour des macropores classiques et sans formation de tore. On retrouve également un écoulement préférentiel au bord de l'anneau. Cependant, les mécanismes peuvent être appréhendés par la visualisation de la charge hydraulique et de la vitesse d'écoulement. Les variations de ces paramètres donnent une première explication de l'influence des macropores.

IV.2.1.2Augmentation seule de la conductivité hydraulique à saturation

L'augmentation de la conductivité hydraulique à saturation $K_{s,f}$ se traduit naturellement par une facilitation des écoulements préférentiels, jusqu'à compensation de la réduction des écoulements par perte de capillarité (en lien avec les fortes valeurs de α_f). Ainsi, avec l'augmentation de $K_{s,f}$, la vitesse d'écoulement élevée au bord de l'anneau continue et augmente à nouveau en atteignant le macropore (Figure IV.2.C). Sous l'anneau, dans les premiers centimètres, tous les flux sont dirigés vers le macropore, sur les bords. Dans l'anneau, la vitesse est rapide et verticale. Le front d'infiltration est profond au niveau de la position de l'anneau et une partie de l'eau s'infiltre à travers la matrice depuis le macropore, avec de faibles vitesses. On met donc en évidence des échanges macropore/matrice, avec un écoulement accentué au sein du macropore et une humidification de la matrice environnante. Hors de l'anneau et du macropore, la vitesse est faible également, et horizontale dans les premiers centimètres. Plus en profondeur, l'orientation des flux change pour être plus diagonale. De plus, plus la valeur de $K_{s,f}$ est élevée, plus la vitesse est élevée et plus l'infiltration est profonde.

En surface, l'infiltration cumulée est plus grande avec les valeurs les plus élevées de $K_{s,f}$ (Figure IV.4). Cet effet est quasi linéaire, notamment pour le régime stationnaire (partie finale des courbes d'infiltration). Au contraire, plus les valeurs de $K_{s,f}$ sont élevées, plus l'expansion du front horizontal est faible (Annexe 24). Ainsi, le macropore gère toute l'infiltration dans la direction de la profondeur. En augmentant la valeur de $K_{s,f}$ du macropore, la vitesse du flux augmente dans le macropore (Annexe 24) et un écoulement préférentiel est créé. Contrairement à l'augmentation de la valeur de α_f, la plus grande partie des flux sont concentrés dans le macropore.

IV.2.2 Grand infiltromètre

Dans un milieu homogène, le front d'infiltration a la forme d'un bulbe et se déplace dans toutes les directions de la même manière (Figure IV.3.A). L'écoulement est vertical sous l'anneau et se courbe jusqu'à être complètement horizontal sur le côté de l'anneau. On note une allure identique qu'avec le petit anneau, avec la combinaison d'écoulements vertical et horizontal. Dans le système comprenant un macropore droit, ce dernier est placé sous l'anneau (et intercepte donc la surface d'infiltration). Le potentiel de pression est alors dans tous les cas, par définition, positif au sein du macropore, ce qui garantit son activation (c'est-à-dire sa saturation en eau et l'activation des écoulements en son sein). Dans ce qui suit, tout comme pour le petit anneau, on étudie l'influence des paramètres hydrodynamiques du macropore sur les écoulements.

IV.2.2.1 Augmentation seule du paramètre α_f

Avec l'augmentation de α_f, et en gardant la conductivité hydraulique de la matrice, on continue à voir très légèrement l'effet du manque de capillarité. Le flux est complètement vertical et a une vitesse importante qui diminue avec la profondeur sous l'anneau (Figure IV.3.B). Au centre du macropore, dans les premiers centimètres, l'écoulement est identique à son entourage. Cependant, plus en profondeur, l'écoulement se courbe légèrement et la vitesse diminue avant le front d'infiltration. Autour du macropore, à cette profondeur, les écoulements tendent à être dirigés vers le macropore, et ne sont plus complètement verticaux. Il y a un échange de masse de la matrice vers le macropore. Plus près de l'anneau, l'écoulement est également dévié. Une plus grande partie de l'écoulement a des vitesses plus faibles à cet endroit. Au début de l'infiltration, le front d'infiltration est plus large sur les côtés, mais s'arrête rapidement. Finalement, la plupart de l'infiltration se déplace vers les profondeurs, évitant le macropore. Un écart de front d'infiltration est également créé entre l'intérieur et l'extérieur de l'anneau, séparé par le macropore. En augmentant la valeur de α_f dans le macropore, un retrait du front d'infiltration apparaît à la position du macropore. Le front d'infiltration horizontal atteint les mêmes valeurs horizontales, quelle que soit la valeur de α_f, et ce même pour un sol homogène. Cependant, après 1000 minutes d'infiltration, la profondeur atteinte est plus grande quand la valeur de α_f est plus grande. Ceci n'est pas vrai au début de l'infiltration, lorsque toutes les profondeurs sont identiques, quelle que soit la valeur de α_f. Ces résultats montrent un léger effet d'évitement du macropore et de création d'une zone de restriction de l'écoulement.

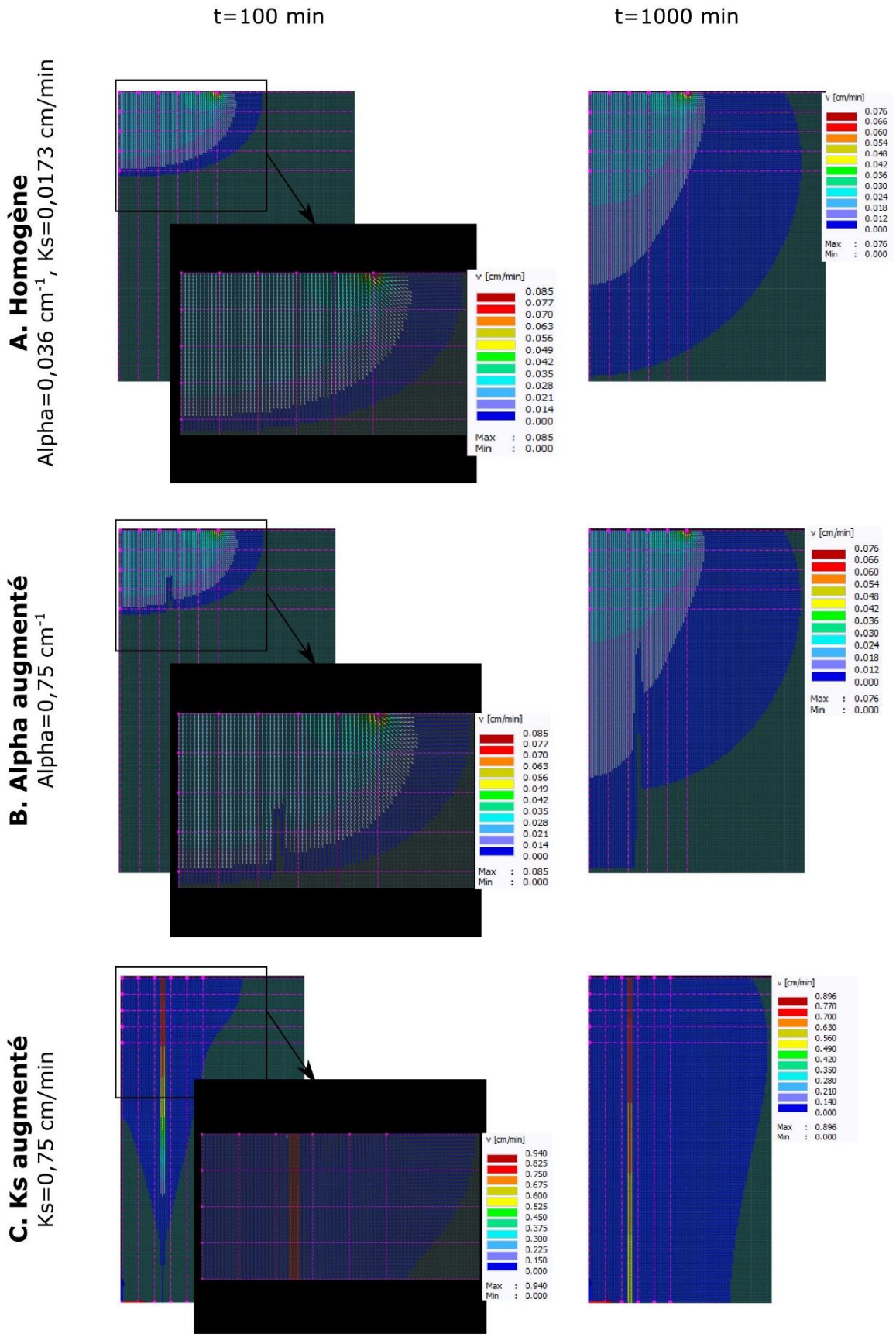


Figure IV.3 : Visualisation des flux à t=100 (à gauche) et t=1000 minutes (à droite) sous le grand anneau dans les cas A) homogène, B) avec α_f augmenté ($K_{s,f}$= 0,0173333 cm.min^{-1}), et C) avec $K_{s,f}$ augmenté (α_f = 0,036 cm^{-1}). Les lignes roses (pointillés) sont espacées de 5 cm.

Les vitesses de propagation du front d'infiltration à 100 et 1000 minutes sont respectivement 0,085 et 0,076 cm/min pour toutes les valeurs de α_f (Annexe 24). Contrairement aux essais avec le petit infiltromètre, il n'y a pas de changement de vitesse lorsqu'on change la valeur de α_f. Même si le macropore joue un peu sur les chemins de l'eau dans le sol, l'effet global semble peu significatif. Le front d'infiltration horizontal maximal ne change pas non plus, valant 36,5 cm à 100 min et 54 cm à 1000 min. Plus α_f augmente, moins la profondeur atteinte par le front d'infiltration est élevée. Il continue cependant, pour une valeur de α_f donnée, de s'infiltrer en profondeur dans le temps (entre 100 et 1000 min). Les profondeurs atteintes sont très légèrement supérieures (quelques cm) avec le grand anneau qu'avec le petit. Le macropore agit comme le contraire d'un écoulement préférentiel, ne remplissant pas entièrement le macropore, comme s'il l'évitait. Néanmoins, cet effet est moins marqué que dans le cas du petit anneau, notamment sur la largeur du front d'infiltration atteinte. La pression positive dans le macropore permet également une relative activation du macropore et minimise ses effets barrière.

IV.2.2.2 Augmentation seule de la conductivité hydraulique à saturation

L'écoulement préférentiel le plus visible a lieu sous l'anneau, au niveau du macropore. Sous l'anneau, au centre, dans les premiers centimètres, tous les flux sont verticaux. Il n'y a qu'une tendance de l'écoulement à aller vers l'extérieur, vers le bord. Plus en profondeur, comme le macropore permet à l'eau de s'infiltrer plus vite qu'ailleurs, les écoulements partent du macropore vers la matrice environnante. On met clairement en évidence les échanges entre le macropore et la matrice qui participent fortement au déplacement du front d'infiltration : l'eau ne s'infiltre pas uniquement dans le macropore mais également autour. La vitesse décroît évidemment avec la profondeur, au temps t. De plus, plus la valeur de $K_{s,f}$ est élevée, plus la vitesse est élevée et l'infiltration profonde. L'augmentation de la valeur de $K_{s,f}$ ne change pas beaucoup l'expansion latérale de l'eau. Ainsi, le macropore permet quasiment toute l'infiltration en profondeur.

En augmentant la valeur de $K_{s,f}$ dans le macropore, la vitesse d'écoulement augmente en son sein et un écoulement préférentiel est créé. Cette augmentation est donc nécessaire pour représenter un écoulement préférentiel. Pour les valeurs de $K_{s,f}$ les plus élevées, l'infiltration cumulée est également la plus élevée. Au contraire de l'augmentation de α_f, tous les flux sont concentrés dans le macropore. Comme l'anneau est plus large, le front d'infiltration est également plus large.

IV.2.3 Variations simultanées de $K_{s,f}$ et α_f

Jusqu'alors, on a seulement varié un seul paramètre à la fois. Or les macropores réels ont des propriétés hydrodynamiques qui covarient, avec à la fois une augmentation de la conductivité hydraulique $K_{s,f}$ et une diminution de la capillarité (augmentation de α_f).

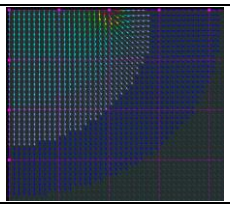
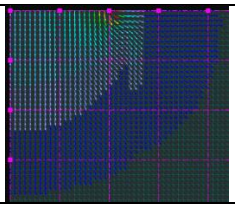
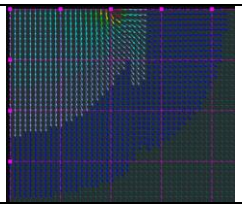
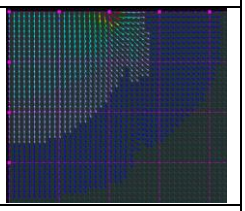
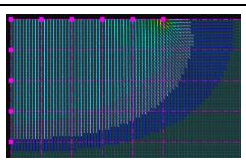
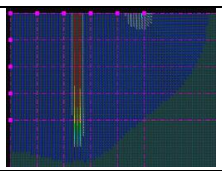
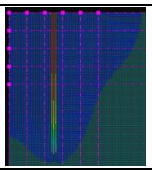
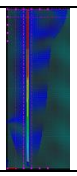
Des modélisations ont donc été réalisées en modifiant simultanément les deux paramètres. Le paramètre α_f est augmenté proportionnellement (et linéairement) au rayon du pore r et $K_{s,f}$ proportionnellement (et linéairement) à r^2. Le coefficient x est introduit comme facteur multiplicatif (Tableau IV.2).

Tableau IV.2 : Valeurs de α_f et $K_{s,f}$ testées pour les modélisations avec variations simultanées des deux paramètres. Le coefficient x est le facteur multiplicatif.

x	α_f (cm^{-1})	$K_{s,f}$ (cm/min)
1	0,036	0,0173
3	0,108	0,1557
5	0,180	0,4325
10	0,360	1,7300

On étudie les résultats à t=100 min pour les 4 cas mentionnés précédemment ($x = 1$ correspondant à un milieu homogène) (Tableau IV.3).

Tableau IV.3 : Vitesse maximale, profondeur atteinte, largeur du front d'infiltration et visuel des vecteurs vitesses, à t=100 min, pour les modélisations avec un macropore droit à 12 cm du bord du domaine numérique. Les modélisations ont été réalisées avec un petit anneau (10 cm de diamètre) et un grand anneau (25 cm de diamètre). Quatre valeurs de x ont été testées pour la variation simultanée des paramètres α_f et $K_{s,f}$. Les lignes roses (pointillés) sont espacées de 5 cm.

		$x = 1$	$x = 3$	$x = 5$	$x = 10$
Petit infiltromètre	Vitesse max (cm/min)	0,092	0,102	0,103	0,101
	Prof (cm)	18,5	18,5	18,5	18,5
	Largeur front infiltration (cm)	21	21,5	21,5	21
	Visuel				
Grand infiltromètre	Vitesse max (cm/min)	0,085	0,216	0,561	2,064
	Prof (cm)	21,5	28	42	99
	Largeur front infiltration (cm)	36,5	37	37	37
	Visuel (pas les mêmes échelles abscisse et ordonnée)				

On observe que les vitesses maximales obtenues avec le petit infiltromètre augmentent légèrement avec l'augmentation de x, mais beaucoup moins qu'avec le grand infiltromètre. En effet, à t=100 min, l'écoulement a à peine atteint le macropore avec le petit infiltromètre. Les vitesses maximales se retrouvent au niveau du bord de l'anneau. La profondeur et la largeur ne sont pas impactées. Pour le grand anneau, on observe bien un fort impact sur l'écoulement vertical de la présence du macropore, et d'autant plus lorsque les deux paramètres α_f et $K_{s,f}$ sont augmentés. La largeur du front d'infiltration n'est ainsi pas touchée, mais la profondeur varie énormément. Ces résultats sont en accord avec les précédents et montrent bien les variations de résultats selon l'activation ou non du macropore, d'où l'importance d'avoir le dispositif le plus large possible. L'impact du macropore activé sur l'écoulement est également bien démontré.

IV.2.4 Comparaison entre petit et grand anneau

On a réalisé des modélisations d'écoulements d'eau dans un sol composé d'une matrice dont les paramètres sont fixes et d'un macropore droit dont les paramètres α_f et $K_{s,f}$ varient séparément. La plus grande différence entre petit et grand anneau est la localisation du macropore par rapport à l'anneau : à l'intérieur pour le grand anneau, à l'extérieur, à deux centimètres du bord, pour le petit anneau.

En surface, les infiltrations cumulées des deux milieux homogènes (et similaires), provenant des deux rayons, diffèrent (Figure IV.4.A). L'infiltration cumulée avec le petit anneau est plus importante qu'avec le grand. A l'intérieur d'un milieu homogène, le front d'infiltration a la même forme pour les deux infiltromètres. La vitesse maximale est légèrement supérieure pour le petit anneau, mais l'expansion du bulbe est plus grande pour le plus large.

En variant α_f seul, l'infiltration cumulée en surface change très peu pour l'essai grand anneau, et reste autour de 320 mm à t=15h, tandis qu'elle est comprise entre 400 et 460 mm avec le petit anneau. En faisant varier $K_{s,f}$ seul, au contraire, l'infiltration cumulée en surface passe d'environ 1000 mm pour le milieu homogène à t=15h, à 2600 mm pour le $K_{s,f}$ le plus élevé testé ($K_{s,f} = 4\ cm/min$). La taille de l'anneau (et notamment sa capacité à activer le macropore) a donc un très fort impact sur l'infiltration cumulée en surface.

En augmentant α_f seul, la forme du front d'infiltration est toujours assez ronde avec l'essai grand anneau, avec un léger renfoncement au niveau du macropore. Pour l'essai petit anneau, l'avancée du front située à l'extérieur du macropore (et donc de l'anneau) est très réduite par rapport à l'écoulement ayant lieu directement sous l'anneau. Les vitesses maximales sont similaires pour les deux types d'anneau (environ 0,08 cm/min) pour des valeurs très peu augmentées de α_f. Cependant, plus α_f augmente, plus les

vitesses avec les essais petit anneau diminuent, ce qui n'est pas le cas pour les essais grand anneau. Le front d'infiltration est toujours plus large et plus profond en augmentant alpha pour les essais grand anneau.

En augmentant $K_{s,f}$ seul, la forme du front d'infiltration varie moins, la majorité de l'écoulement ayant lieu dans le macropore. Il y a seulement un décalage de l'écoulement hors de l'anneau pour les essais petit anneau, contrairement aux essais grand anneau. Les vitesses sont bien plus importantes pour les essais grand anneau, et ces différences augmentent d'autant plus que la valeur de $K_{s,f}$ est élevée. Les profondeurs atteintes sont très rapidement au-delà des dimensions numériques. La largeur du front d'infiltration est plus grande avec les essais grand anneau.

En augmentant les deux paramètres en même temps, on observe une grande modification du front d'infiltration pour le grand anneau, contrairement au petit anneau. Les profondeurs atteintes sont beaucoup plus élevées. La largeur du front varie cependant peu.

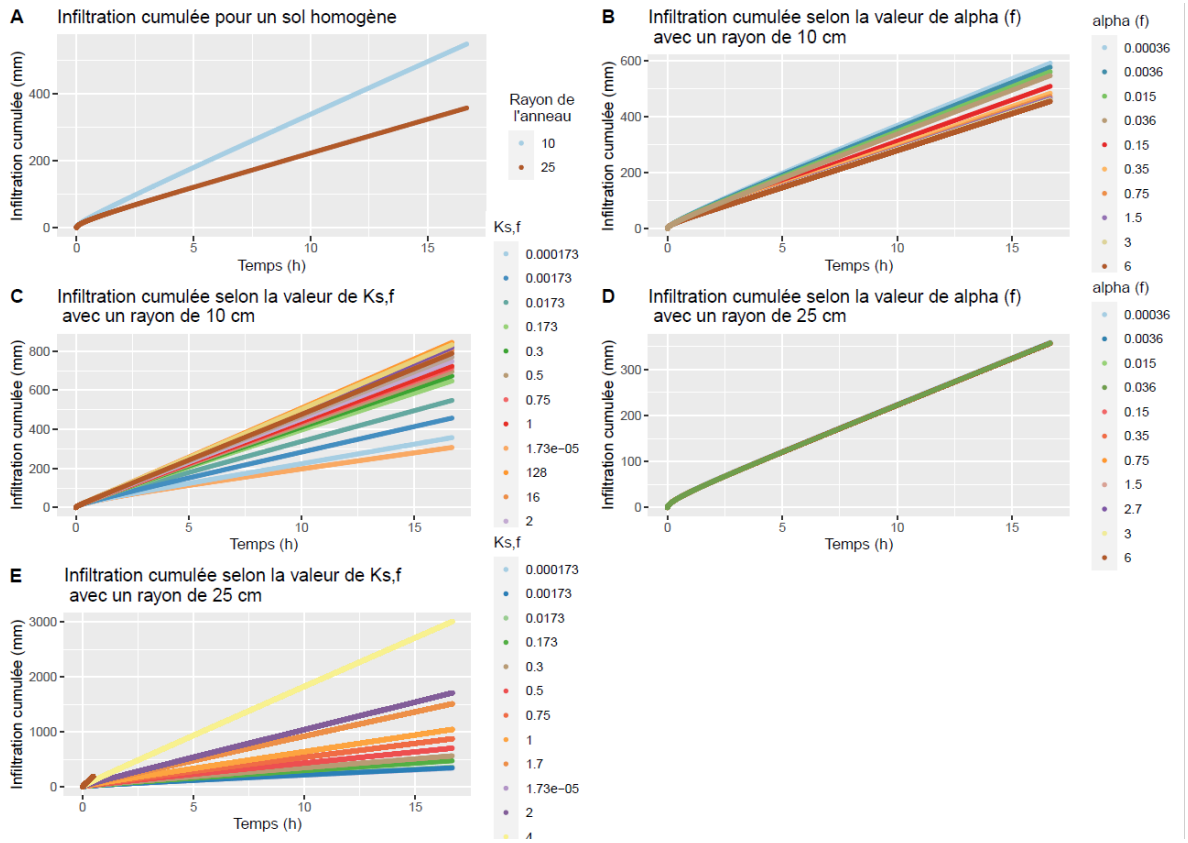


Figure IV.4 : Infiltration cumulée avec le petit (A,B,C) et le grand (A,D,E) anneau, avec les paramètres α_f (B,D) ou $K_{s,f}$ (C,E) du macropore qui changent par rapport aux valeurs de la matrice, ou dans un sol homogène (A). $K_{s,f}$ est en cm/min et α_f en cm^{-1}.

IV.2.5 Conclusion de l'étude sur l'influence du macropore

Cette étude montre que, malgré l'absence d'écoulements à travers les frontières latérales, l'écoulement de l'eau provenant de l'anneau n'est pas isotropique lorsqu'un macropore est ajouté à proximité d'un anneau. La vitesse d'écoulement est jusqu'à 10 fois plus élevée dans le macropore que dans la matrice environnante lorsque le macropore est activé et $K_{s,f}$ augmenté. De plus, le bulbe d'infiltration d'eau dans le sol est déformé par la présence du macropore. Le macropore joue ainsi un rôle prédominant avec une conductivité hydraulique à saturation élevée, comme il draine à grande vitesse les écoulements. Il modifie également la forme du front d'infiltration.

Des différences sont également présentes selon la taille de l'anneau. Plus l'anneau est grand, plus l'expansion du bulbe sera grande et l'infiltration cumulée sera élevée, dans le cas d'un sol macroporé. En effet, l'augmentation de la taille de l'anneau va favoriser l'activation des macropores en surface. Au contraire, pour un sol uniforme sans macropore, l'augmentation de la taille de l'anneau se traduit par une diminution de l'effet géométrique et donc une réduction des infiltrations latérales et donc de l'infiltration cumulée globale. Ces modifications prouvent l'importance d'étudier le sol avec des dispositifs de taille large pour représenter au mieux toute l'hétérogénéité du sol considéré.

IV.3 Résultats expérimentaux acquis sur le terrain

IV.3.1 Caractéristiques des sols et des essais

Les tests d'infiltration à charge constante sont réalisés sur les sites de l'IUT et de l'ENTPE (Annexe 1). La masse volumique sèche calculée pour les sites de l'IUT et de l'ENTPE sont respectivement de 1,166 (±0,219) et 1,242(±0,043) g.cm^{-3}. Les sols sont du même type, à la limite entre le limon sableux et le sable limoneux. Tous les tests sont réalisés en été, sans pluie les quelques jours précédant l'essai. Une durée de temps sec de quelques jours a été jugée suffisante pour permettre des conditions hydriques initiales sèches. Les personnes conduisant les essais ont été généralement les mêmes, et la répartition des tâches (passer le radar, gérer le moniteur, déposer les nano-traceurs dans l'anneau, noter les hauteurs d'eau des colonnes en fonction du temps…) a peu varié. Cela a permis de limiter la variabilité expérimentale liée aux opérateurs et opératrices.

IV.3.2 Analyse des courbes d'infiltration

Les courbes d'infiltration cumulée et de taux d'infiltration sont données par site et par taille d'anneau. Leur connaissance permet d'évaluer la capacité d'infiltration du sol, et est ainsi un critère d'évaluation des performances des ouvrages de gestion des eaux pluviales.

IV.3.2.1 Infiltration cumulée

La Figure IV.5 montre les courbes d'infiltration cumulée en fonction du temps pour les deux sites français (ENTPE et IUT) en fonction des anneaux. Les axes et les échelles sont identiques, facilitant la comparaison des données. Sur le site de l'ENTPE, 9 essais avec grand anneau et 23 essais avec petit anneau ont été conduits. Sur le site de l'IUT, 15 essais avec grand anneau et 27 essais avec petit anneau ont été conduits. Tous les essais réalisés avant et pendant la thèse sont utilisés pour une meilleure représentativité. Sur les deux graphiques (Figure IV.5), on peut tout d'abord observer que toutes les courbes, y compris les essais grands anneaux, ont une forme classique de courbe d'infiltration cumulée avec une première partie concave puis une zone plus linéaire correspondante au régime permanent. Le dispositif de grande taille permet donc bien de représenter les courbes d'infiltration cumulée. Les deux parties, concave et plus linéaire, correspondent respectivement aux régimes transitoire et permanent de l'infiltration dans le sol (Haverkamp et al., 1994; Smettem et al., 1994). La concavité est directement liée à la contribution de la capillarité à l'infiltration totale, et résulte de la décroissance du gradient de potentiel de pression de valeurs quasi infinies à zéro. A cela se rajoute d'une part la gravité et l'infiltration correspondante, et d'autre part l'infiltration horizontale autour de l'anneau. Cette dernière est supposée inversement proportionnelle au rayon de la source (Smith et al., 2002).

Le dispositif de grande taille a été créé pour infiltrer la même lame d'eau que le petit dispositif (environ 270 mm d'eau infiltrée sur les deux surfaces). On observe cependant sur la Figure IV.5 que la lame d'eau infiltrée finale pour chaque essai est légèrement plus grande pour les grands anneaux, mais reste du même ordre de grandeur. Cela permet de comparer directement les résultats. De plus, on ne peut reprocher au dispositif grand anneau de ne pas infiltrer assez d'eau et de ne pas atteindre le régime permanent.

On observe sur les deux sites que les essais réalisés avec le grand anneau sont moins variables dans le temps que les essais avec petit anneau (Figure IV.5). Autrement dit, la variabilité des courbes grand anneau est plus faible que celle des courbes petit anneau. Cela est une première confirmation de l'hypothèse émise dans la partie état de l'art qui suppose qu'un dispositif de grande taille sera plus représentatif de l'hétérogénéité des sols. En effet, on suppose que l'augmentation significative de la surface d'infiltration permet de mieux intercepter et donc échantillonner les différents types de porosité du sol, notamment les macropores potentiellement en nombre faible et en ordre dispersés dans le milieu en plus de la matrice, donnant lieu à une variabilité spatiale moindre. De plus, en activant les macropores, on peut s'attendre à ce que les temps d'infiltration soient légèrement plus faibles (car les vitesses plus rapides). Pour le site de l'IUT par exemple,

200 mm ont été infiltrés entre 0,1 et près de 2,8 heures avec petit anneau, et entre 0,3 et 1,4 heures pour le grand anneau.

On peut noter que le nombre d'essais grand anneau est inférieur au nombre d'essais petits anneaux. L'approche statistique détaillée dans la suite permet de comparer des échantillons de taille différente et corrige ce biais. Autre biais, on observe un essai grand anneau sur l'ENTPE non terminé (arrêt au bout de 130 mm infiltrés). Cet essai a été réalisé avant ma thèse et je n'ai pas d'informations spécifiques sur la raison de l'arrêt avant infiltration totale. Néanmoins, nous considérerons cet essai valide.

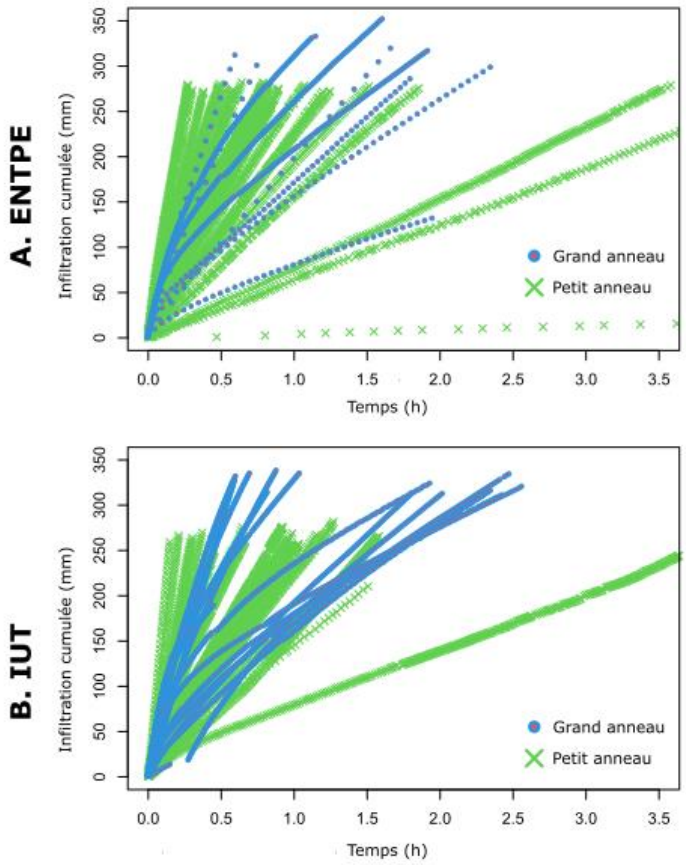


Figure IV.5 : Courbes de l'infiltration cumulée (mm) en fonction du temps (h) pour le grand anneau (ronds bleus) et le petit anneau (croix vertes) à A) l'ENTPE et B) l'IUT.

IV.3.2.2 Taux d'infiltration finaux

Afin de faciliter la comparaison des résultats entre tous les essais, nous avons utilisé la métrique taux d'infiltration correspondant à la lame d'eau infiltrée divisée par le temps d'infiltration. La moyenne et l'écart-type sont précisés dans le Tableau IV.4.

Tableau IV.4 : Moyennes et écart-types des taux d'infiltration finaux des essais petit et grand anneau réalisés à l'IUT.

	ENTPE		IUT	
	Petit anneau	Grand anneau	Petit anneau	Grand anneau
Moyenne (mm/h)	376	238	460	315
Ecart-type (mm/h)	257	144	380	180

Pour les deux sites, les moyennes et écart-type des taux d'infiltration finaux avec les essais petit anneau sont supérieurs aux essais grand anneau. En particulier, les écart-types sont deux fois plus grands pour les essais petit anneau. Ces premiers résultats indiquent une plus grande variation des valeurs prises par les essais petit anneau que par les essais grand anneau. Pour aller plus loin, on étudie les boîtes à moustaches.

La Figure IV.6.A correspond aux boîtes à moustaches en forme de violon et sous la forme classique des taux d'infiltration finaux de chaque essai précédemment présenté. Le nombre d'essais pris en compte est rappelé sous chaque boîte à moustache. Les échelles des deux types de boîtes à moustache (classique et violon) sont identiques pour faciliter la comparaison des données.

Sur la boîte à moustache classique, la barre centrale noire représente la médiane des valeurs, c'est-à-dire la valeur pour laquelle la moitié des valeurs sont au-dessus, et l'autre moitié en dessous. Les bords inférieurs et supérieurs de la boîte représentent respectivement les 1ers et 3èmes quartiles, c'est-à-dire que 25% des valeurs sont respectivement en-dessous et au-dessus des bords. Les moustaches inférieures et supérieures représentent les valeurs respectivement minimales et maximales retenues, en excluant les outliers. Plus précisément, elles sont calculées selon l'équation pour le minimum retenu, et pour le maximum retenu.

$$\text{Minimum retenu} = Q1 - 1{,}5 * IQR \quad \text{(IV.1)}$$

$$\text{Maximum retenu} = Q3 + 1{,}5 * IQR \quad \text{(IV.2)}$$

avec Q1 le premier quartile, Q3 le troisième quartile, et IQR la gamme interquartile entre Q3 et Q1. Les points ne rentrant pas dans la gamme du minimum au maximum retenus sont considérés comme des outliers (valeurs aberrantes).

La boîte à moustaches « violon » représente la distribution des données et donc comporte une information complémentaire à la boite à moustache classique. Comme pour les courbes d'infiltration cumulée, on constate que les valeurs de taux d'infiltration obtenues sont bien du même ordre de grandeur pour les deux types d'infiltromètres, le grand dispositif est donc bien adapté à la mesure de ce paramètre. La médiane obtenue par les

essais petit anneau est plus faible pour l'IUT, mais plus élevée pour l'ENTPE. Néanmoins, les valeurs sont du même ordre de grandeur en moyenne (ou médiane).

On observe ainsi que la distribution des taux d'infiltration pour les petits anneaux à l'ENTPE semble plutôt uniforme et est très étalée entre le minimum et le troisième quartile. Cela signifie que les valeurs obtenues sont très variables selon les essais. En ce qui concerne les essais grand anneau, la boîte à moustache montre que les 1er et 3ème quartiles sont assez proches, mais d'après le violon, un grand nombre de données semble être présent près du premier quartile et très peu près du troisième quartile. Les valeurs sont donc beaucoup plus proches les unes des autres.

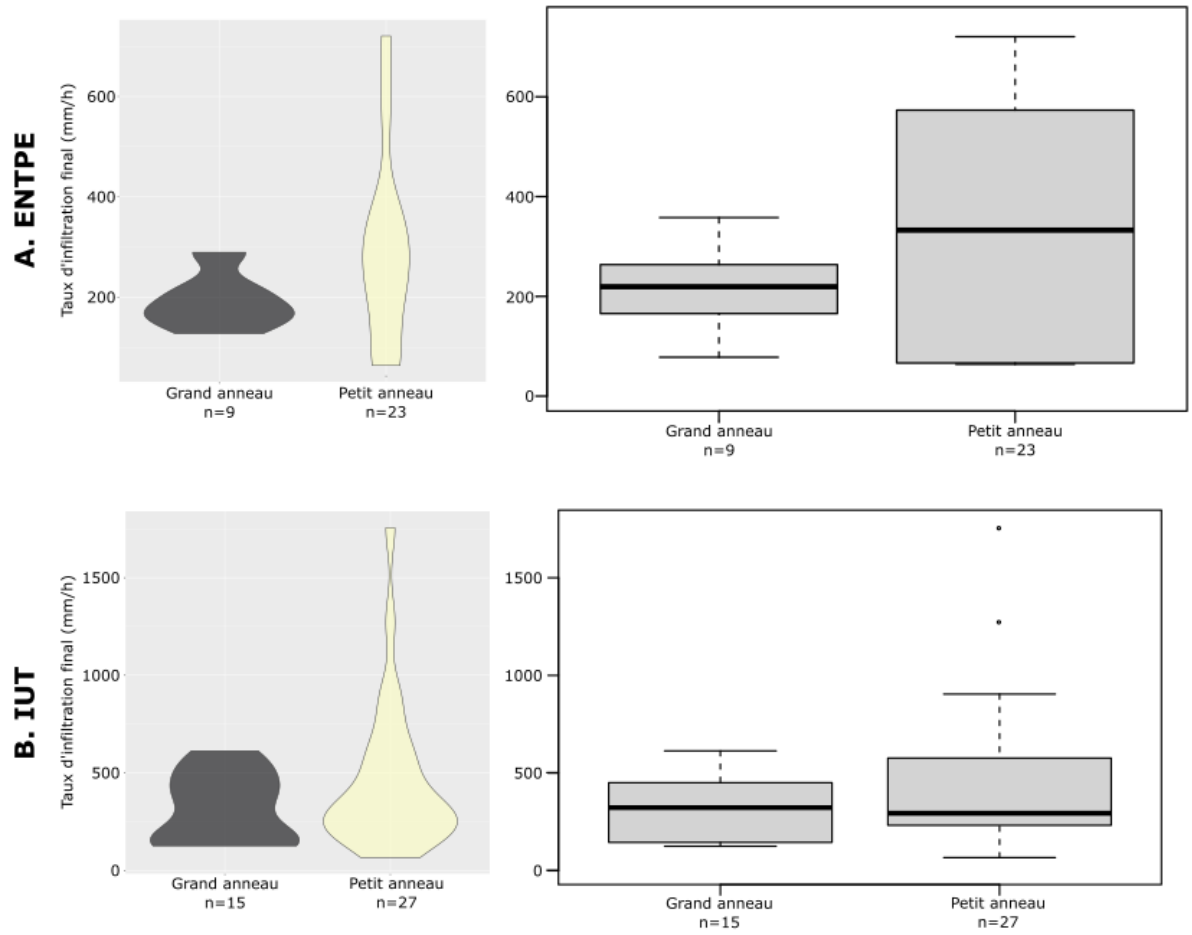


Figure IV.6 : Deux types de boîtes à moustaches (violon et classique) des taux d'infiltration finaux (mm/h) des différents essais réalisés à A) l'ENTPE et B) l'IUT avec le grand anneau à gauche et le petit anneau à droite pour chaque type de boite à moustache. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité).

Sur le site de l'IUT, les médianes des petits et grands anneaux sont proches (moins de 100 mm/h d'écart, soit moins que pour l'ENTPE), et les quartiles sont plus resserrés. Cependant, on observe, comme pour l'ENTPE, une distribution plus hétérogène avec des

valeurs plus dispersées pour les petits anneaux (Figure IV.6.B). Les valeurs des essais grand anneau sont restreintes sur une fourchette bien moins large. Il y a donc à nouveau une plus faible variabilité des taux d'infiltration finaux obtenus avec le grand dispositif qu'avec le petit.

Les résultats semblent donc indiquer que les deux dispositifs donnent des valeurs proches en moyenne, mais avec une plus grande dispersion pour les petits anneaux. Cela semble valider expérimentalement notre hypothèse de départ (cf Figure II.15). En effet, on s'attend à ce qu'une plus grande surface augmente significativement la probabilité d'interception des réseaux de macropores et donc facilite leur activation (tel que démontré numériquement ci-dessus). On s'attend aussi à ce que les macropores soient échantillonnés de manière identique d'un essai à l'autre, alors que les petits anneaux sont suspectés d'échantillonner soit la matrice uniquement, soit un macropore.

Dans ce qui suit, on tente ainsi de démontrer que les essais petit et grand anneaux donnent statistiquement des données de même moyenne (ou médiane) mais avec beaucoup plus de variabilité pour les premiers. Les tests qui suivent ont donc été développés pour démontrer l'égalité de moyenne (ou médiane) et la différence de variance (ou écart-type).

IV.3.2.3Etude statistique sur les variances des taux d'infiltration finaux (test de Fisher)
Pour étudier la différence entre petit et grand anneau pour chaque site en termes de taux d'infiltration final, on étudie premièrement la variance des valeurs obtenues pour chaque type d'essai, sur les deux sites. Pour rappel, l'approche de Fisher (étude de la p-value) est utilisée pour conclure sur les tests statistiques, on ne calcule donc pas le risque de deuxième espèce.

La comparaison de deux variances peut être réalisée par le test F de Fisher. Pour l'appliquer, les données nécessitent d'être normales (ou log-normales). Les distributions des données petit et grand anneau sont très proches pour le site de l'IUT, et les moyennes semblent relativement proches également pour le site de l'ENTPE (idem pour les valeurs logarithmiques, Annexe 25). Pour le vérifier, on utilise le test de Shapiro-Wilk pour lequel l'hypothèse de normalité est acceptée lorsque la p-value est supérieure à 0,05.

Tableau IV.5 : Valeurs des p-value du test de normalité (Shapiro-Wilk) en considérant l'hypothèse nulle (les données suivent une loi normale).

	ENTPE grand anneau	ENTPE petit anneau	IUT grand anneau	IUT petit anneau
p-value du test de Shapiro-Wilk	0,6573	0,1698	0,02608	0,00006284
p-value du test de Shapiro-Wilk avec valeurs log			0,01881	0,6825

D'après le Tableau IV.5, seules les données de l'ENTPE sont normales, avec des p-values toutes bien supérieures à 0,05. Pour les essais petit anneau à l'IUT, les valeurs sont loin d'être normales. Avec les valeurs logarithmiques, les données des essais grand anneau de l'IUT ne sont toujours pas normales, mais les valeurs sont du même ordre de grandeur que le seuil choisi à 5% et, par contre, les données des essais petit anneau suivent une loi log-normale.

Les tests de Fisher (Tableau IV.6) donnent des p-values inférieures à 0,5 pour les deux sites avec les valeurs normales. On peut donc bien conclure qu'il y a une différence significative des variances entre les essais petit anneau et grand anneau à l'ENTPE. Les résultats sont moins évidents pour l'IUT car la p-value du test de Fisher, en considérant les valeurs logarithmiques, est supérieure à 5%.

Tableau IV.6 : Résultats du test de Fisher pour la comparaison des variances des taux d'infiltration finaux des deux types d'essais, avec petit et grand anneau, pour les sites de l'ENTPE et de l'IUT.

	ENTPE	IUT
p-value du test de Fisher	0,01435	0,005145
p-value du test de Fisher avec les valeurs log		0,5442

Pour aller plus loin, on réalise le test paramétrique de Bartlett (Tableau IV.7) qui nécessite également la normalité des données. A nouveau, pour l'ENTPE, la p-value est inférieure à 0,05. C'est également le cas pour l'IUT, mais uniquement sans transformation logarithmique. Les tests de Levene et de Fligner-Killeen peuvent également être appliqués directement aux données[10]. Avec ces tests, on ne peut toujours pas conclure avec les

[10] https://www.datanovia.com/en/fr/lessons/test-dhomogeneite-des-variances-dans-r/

données de l'IUT. Avec les données de l'ENTPE, les p-values sont au-dessus mais proches du seuil. Ces résultats montrent la dépendance pour les conclusions aux tests employés. On peut finalement conclure en prenant en compte ces quatre tests que les variances des essais petit et grand anneau sont significativement différentes pour le site de l'ENTPE, mais qu'elles sont égales pour le site de l'IUT.

Tableau IV.7 : Résultats des tests statistiques pour l'étude de l'homogénéité des variances (homoscédasticité) des essais petit et grand anneau sur les deux sites français.

	ENTPE	IUT
p-value du test de Bartlett	0,01145	0,004515
p-value du test de Bartlett avec les valeurs log		0,5138
p-value du test de Levene	0,09597	0,3308
p-value du test de Fligner-Killeen	0,07156	0,8259

IV.3.2.4 Etude statistique sur les moyennes des taux d'infiltrations finaux

Tests de Student/Welsh

Pour étudier la différence entre petit et grand anneau pour chaque site en termes de taux d'infiltration final, on a également réalisé des tests de Student ou de Welsh (selon l'égalité des variances ou non) pour évaluer la différence entre les moyennes. L'hypothèse nulle est que les moyennes sont identiques. Les échantillons considérés sont indépendants. Pour utiliser un test de Student[11], il faut d'abord s'assurer de la normalité des données. Celle-ci a été vérifiée pour l'ENTPE, mais n'est pas complètement validée pour l'IUT (Tableau IV.5).

Pour utiliser le test de Student, il faut également vérifier que les données n'ont pas d'asymétrie marquée, ni d'outlier significatif, conditions qui sont normalement assurées lorsque les données expérimentales suivent une loi normale. L'asymétrie se vérifie par calcul du coefficient d'asymétrie et de son critère de significativité. Pour les essais de type grand et petit anneau, les valeurs sont respectivement 0,33 et 0,63 à l'ENTPE, et 0,024 et 2 pour l'IUT. Il n'y a donc pas d'asymétrie significative à l'ENTPE, mais il y en a pour le site de l'IUT avec les essais petit anneaux (les données qui ne sont pas normales mais log-normales). Sur la Figure IV.6.A, on n'observe à nouveau aucun outlier, contrairement aux valeurs des essais petit anneau à l'IUT (Figure IV.6.B). L'étape suivante et finale, avant l'utilisation du test de Student, est la vérification de l'égalité des

[11] https://delladata.fr/tutoriel-comparaison-de-deux-moyennes-avec-le-logiciel-r/

variances. Celle-ci a été testée dans la partie précédente et n'est pas vérifiée pour le site de l'ENTPE. On utilise donc, en plus du test de Student, le test de Welsh qui ne nécessite pas l'égalité des variances, en gardant en mémoire que les conditions ne sont pas toutes respectées pour le site de l'IUT. Les résultats sont donnés dans le Tableau IV.8.

Tableau IV.8 : Résultats du test de Welsh pour la comparaison des moyennes des essais petit et grand anneau sur le site de l'ENTPE et de l'IUT.

	ENTPE	IUT
p-value du test de Student	0,2535	0,1745
p-value du test de Welsh	0,119	0,1034

Toutes les p-values sont bien supérieures à 0,05, pour les deux sites. On ne peut donc pas conclure que les moyennes sont significativement différentes entre les essais petit et grand anneaux sur les deux sites, selon les tests de Student et Welsh.

ANOVA

Nous avons également procédé à une analyse de variance ANOVA avec ces jeux de données. Pour l'utilisation d'une ANOVA à un facteur[12], il faut vérifier l'indépendance des résidus avec le test de Durbin-Watson appliqué aux résidus, la normalité des résidus avec un test de Shapiro-Wilk sur les résidus et l'homoscédasticité (homogénéité des variances) des résidus avec un test de Bartlett sur les résidus. Les résultats des tests pour les sites de l'ENTPE et le l'IUT sont décrits dans le Tableau IV.9.

Tableau IV.9 : Résultats des tests préliminaires à l'application d'une ANOVA pour les essais petit et grand anneaux sur les sites de l'ENTPE et de l'IUT.

	ENTPE	IUT
Indépendance des résidus (p-value du test de Durbin-Watson)	0,914	0,006
Normalité des résidus (p-value du test de Shapiro-Wilk)	0,0435	0,00000527
Homogénéité des résidus (p-value du test de Bartlett)	0,0115	0,00452

[12] https://delladata.fr/anova-a-un-facteur-partie-2-la-pratique/

D'après le Tableau IV.9, seule l'indépendance des résidus pour le site de l'ENTPE est respectée (p-value > 0,05). De plus, les variances ne sont égales que pour le site de l'ENTPE (test de Fisher réalisé dans la partie 0). On ne peut donc pas appliquer une ANOVA à nos données.

Lorsque la normalité et l'homogénéité des résidus ne sont pas respectées, on peut par contre appliquer un test non paramétrique équivalent à l'ANOVA, appelé test de Kruskal-Wallis[13]. Les p-values pour les deux sites sont supérieures à 0,05 (Tableau IV.10), donc on ne peut pas conclure à une différence significative. On se permettra d'accepter l'hypothèse H0 d'égalité des moyennes. On notera aussi que si l'ANOVA est un test de moyenne, l'équivalent non paramétrique est un test de médiane car Kruskal-Wallis repose sur un calcul de positionnement (rangs des éléments d'une série dans l'union de toutes les séries).

Tableau IV.10 : Résultats du test paramétrique de Kruskal-Wallis pour la comparaison des moyennes.

	ENTPE	IUT
p-value du test de Kruskal-Wallis	0,1883	0,203

Autres tests réalisés

Pour les deux sites, on réalise donc des tests moins restrictifs. Le test de Wilcoxon n'a pas de condition d'utilisation, mais les p-values obtenues pour les deux sites sont supérieures à 0,05. De la même manière, les tests de permutation, ainsi que les procédures de Dunnett et de Tukey, ne donnent pas de résultats significatifs. Ainsi, on ne peut pas conclure sur une différence significative de moyenne entre les essais avec petit et grand anneau, sur les deux sites. On conclut donc à l'égalité des moyennes.

Tableau IV.11 : Résultats des tests de Wilcoxon, de permutation, et des procédures de Dunnett et Tukey pour la comparaison des moyennes.

	ENTPE	IUT
p-value du test de Wilcoxon	0,1883	0,2103
Test de permutation	0,3631	0,1718
Procédure de Dunnett	0,21	0,21
Procédure de Tukey	0,21	0,21

[13] https://delladata.fr/anova-non-parametrique-kruskal-wallis/

IV.3.2.5 Conclusions des analyses statistiques (taux d'infiltration final)

On peut conclure à la différence significative des variances des taux d'infiltration finaux pour les essais à l'ENTPE, mais pas à l'IUT. On ne peut pas conclure pour les moyennes sur aucun des deux sites.

IV.3.3 Ajustements des méthodes BEST sur les courbes d'infiltration cumulée (site IUT)

Jusqu'à présent, on a commenté la différence de données infiltrométriques entre les petits et grands anneaux. On a démontré une similarité en moyenne mais une différence en écart-type (significativement pour le site de l'ENTPE uniquement). On peut se poser la question de la répercussion sur l'utilisation de ces données dans un contexte de caractérisation hydrodynamique.

Les données infiltrométriques ont ainsi été traitées avec l'algorithme BEST pour estimer les paramètres hydrodynamiques des sols sondés avec les petits et les grands anneaux. La différence entre petits et grands anneaux porte exclusivement sur les paramètres de normalisation du potentiel de pression h_g (ou de son inverse noté α) et de la conductivité hydraulique à saturation K_s. Les autres paramètres sont déterminés indépendamment de la donnée infiltrométrique. Ainsi, le changement de dimensions de l'anneau n'exerce aucune influence sur leur estimation.

Les trois méthodes BEST ont été utilisées pour déterminer les valeurs de K_s et α des différents essais petits et grands anneaux réalisés pendant la thèse sur le site de l'IUT. Dans cette partie, seules les données de l'IUT seront étudiées car c'est le seul groupe contenant un nombre suffisant de données pour la représentativité parmi celles récoltées pendant le travail de thèse (et dont nous avons les échantillons à disposition pour déterminer la teneur en eau et la granulométrie). Les données acquises sur le site de l'ENTPE pendant la thèse sont trop peu nombreuses.

Un exemple d'essai grand anneau sur le site de l'IUT est pris dans cette partie pour montrer la qualité d'ajustement par BEST sur les données expérimentales (Figure IV.7). On observe que, pour les trois méthodes, les modélisations globales (courbe verte) s'ajustent bien sur les données expérimentales (étoiles noires), sauf pour les premières secondes (voir courbes d'erreurs relatives). On constate régulièrement dans les modélisations ce type d'erreurs au départ, les courbes expérimentales ne présentant pas forcément la concavité théorique donnée par les modèles. En l'occurrence, l'essai ajusté ici correspond à un essai avec un grand anneau, donc les premières secondes d'infiltration permettent généralement de mettre le système en équilibre et d'activer la porosité de surface. En dehors de ces limites, les erreurs sont faibles et les courbes sont bien ajustées. On peut donc avoir confiance en les valeurs de K_s et α déterminées.

A. BEST-Slope

B. BEST-Intercept

C. BEST-Steady

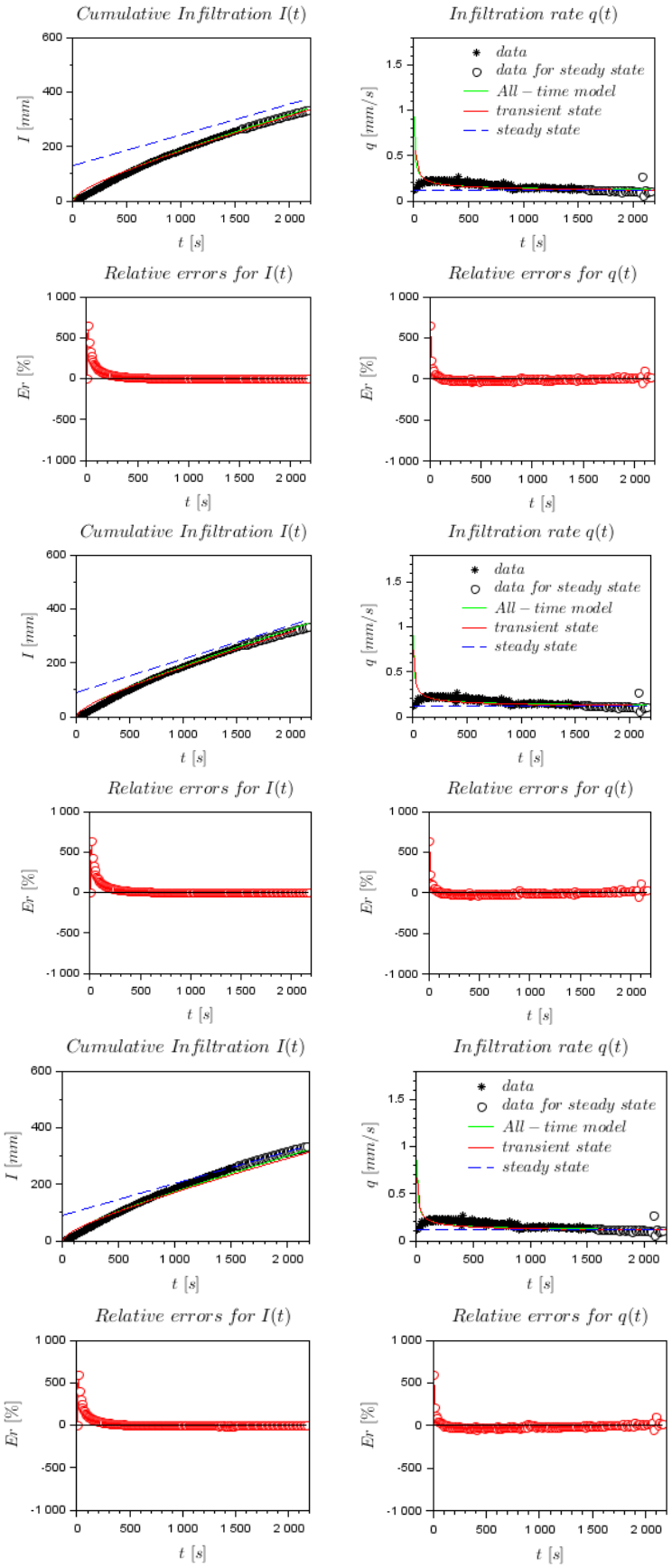


Figure IV.7 : Exemple d'ajustement des courbes d'infiltration cumulée (à gauche) et de taux d'infiltration (à droite) dans le temps pour les trois méthodes BEST : A) BEST-Slope, B) Best-Intercept et C) BEST-Steady. Pour chaque méthode BEST, les courbes du haut représentent les ajustements et les courbes du bas les erreurs relatives.

IV.3.3.1Analyse de la variabilité de la conductivité hydraulique à saturation

Etude des valeurs obtenues par les méthodes BEST

Pour étudier la conductivité hydraulique à saturation, intrinsèque au sol, on utilise donc la méthode BEST. Pour les essais petit anneau, les moyennes des estimations de K_s sont proches à 0,001 mm/s près avec les méthodes BEST-Steady et BEST-Intercept, mais à 0,02 mm/s près avec la méthode BEST-Slope, pour laquelle la moyenne est plus élevée (Tableau IV.11). Ces écarts se retrouvent entre les 1ers et les 3èmes quartiles. Les valeurs les plus faibles sont déterminées par la méthode BEST-Intercept, et les plus élevées par la méthode BEST-Slope.

Au contraire, avec les valeurs provenant des essais grand anneau, les valeurs les plus faibles de Ks sont trouvées avec la méthode BEST-Slope, à un ordre de grandeur près des valeurs déterminées par les deux autres méthodes. Hormis les quelques outliers de la méthode BEST-Steady, les valeurs minimales jusqu'au 3ème quartile sont plus faibles, de peu, que celles déterminées par BEST-Intercept, contrairement aux essais petit anneau.

Pour chacune des méthodes, la médiane obtenue avec les essais grand anneau est plus faible qu'avec les essais petit anneau.

Tableau IV.11 : Données statistiques autour des valeurs de K_s (mm/s) déterminées pour les essais petit et grand anneau avec les trois méthodes BEST.

	Minimum	1er quartile	Médiane	Moyenne	3ème quartile	Maximum
BEST-Slope petit anneau	0,006533	0,031760	0,055715	0,056405	0,067040	0,140766
BEST-Slope grand anneau	0,0000334	0,0035126	0,0122486	0,0262934	0,0335722	0,1472534
BEST-Intercept petit anneau	0,002026	0,021840	0,037732	0,034138	0,043526	0,072275
BEST-Intercept grand anneau	0,01395	0,01714	0,02277	0,03202	0,04905	0,06441
BEST-Steady petit anneau	0,002026	0,023211	0,036001	0,035673	0,047184	0,076981
BEST-Steady grand anneau	0,01075	0,01430	0,01728	0,03341	0,04449	0,13280

En termes de variabilité inter-essais, pour la méthode BEST-Slope, les variations de valeurs entre 1er et 3ème quartile semblent similaires pour petit et grand anneau (environ 0,03 mm/s), bien que légèrement inférieures pour les grands anneaux (Figure IV.8). Moins de variations indique une meilleure représentativité du sol. Cependant, les deux ont des outliers très élevés. Les valeurs sont globalement plus élevées pour les essais petit

anneau. Le graphique en format violon confirme le propos (Figure IV.8). On constate que la distribution se répartie majoritairement autour de la valeur médiane pour les essais petit anneau, tandis que la moitié basse des valeurs obtanues avec les essais grand anneau sont bien plus rapprochées. On retrouve cependant quelques valeurs beaucoup plus hautes (dont des outliers) avec les essais grand anneau. La répartition des valeurs de Ks pour les essais petit anneau est plus homogène sur une grande plage de données que pour les essais grand anneau, ce qui pourrait indiquer pour ces derniers une tendance à mieux représenter le sol également.

Pour la méthode BEST-Intercept, on retrouve à nouveau une plus forte densité de valeurs vers les valeurs faibles pour le grand anneau, mais de manière beaucoup moins marquée. Les variations du 1er au 3ème quartile sont cette fois plus importantes pour les essais grand anneau que pour les essais petit anneau, mais restent du même ordre de grandeur que pour la méthode BEST-Slope. Cependant, les valeurs minimales et maximales s'inscrivent dans une fourchette plus large pour les essais petit anneau. Comme pour la méthode BEST-Slope, la distribution des données présente une densité plus importante au niveau de la médiane pour les essais petit anneau. Aucun outlier n'est présent. Il est difficile d'observer des tendances avec cette méthode, mais la variabilité des données obtenues par les essais grand anneau est pour la première fois plus grande qu'avec les petits anneaux. On a donc une variabilité ajoutée par l'emploi de la méthode BEST-Intercept puisque les données de base sont elles-mêmes moins variables pour le grand anneau.

Pour la méthode BEST-Steady, les mêmes schémas se retrouvent. La plus grande partie des données de conductivité hydraulique à saturation sont situées vers les valeurs les plus faibles. La médiane et le 1er quartile sont très rapprochés. Cependant, deux outliers de valeurs beaucoup plus élevées tirent le 3ème quartile vers le haut. La fourchette de valeurs entre le 1er et le 3ème quartile est plus large pour les essais grand anneau que pour les essais petit anneau. La forme et l'amplitude des valeurs déterminées avec le petit anneau est similaire pour cette méthode BEST aux autres.

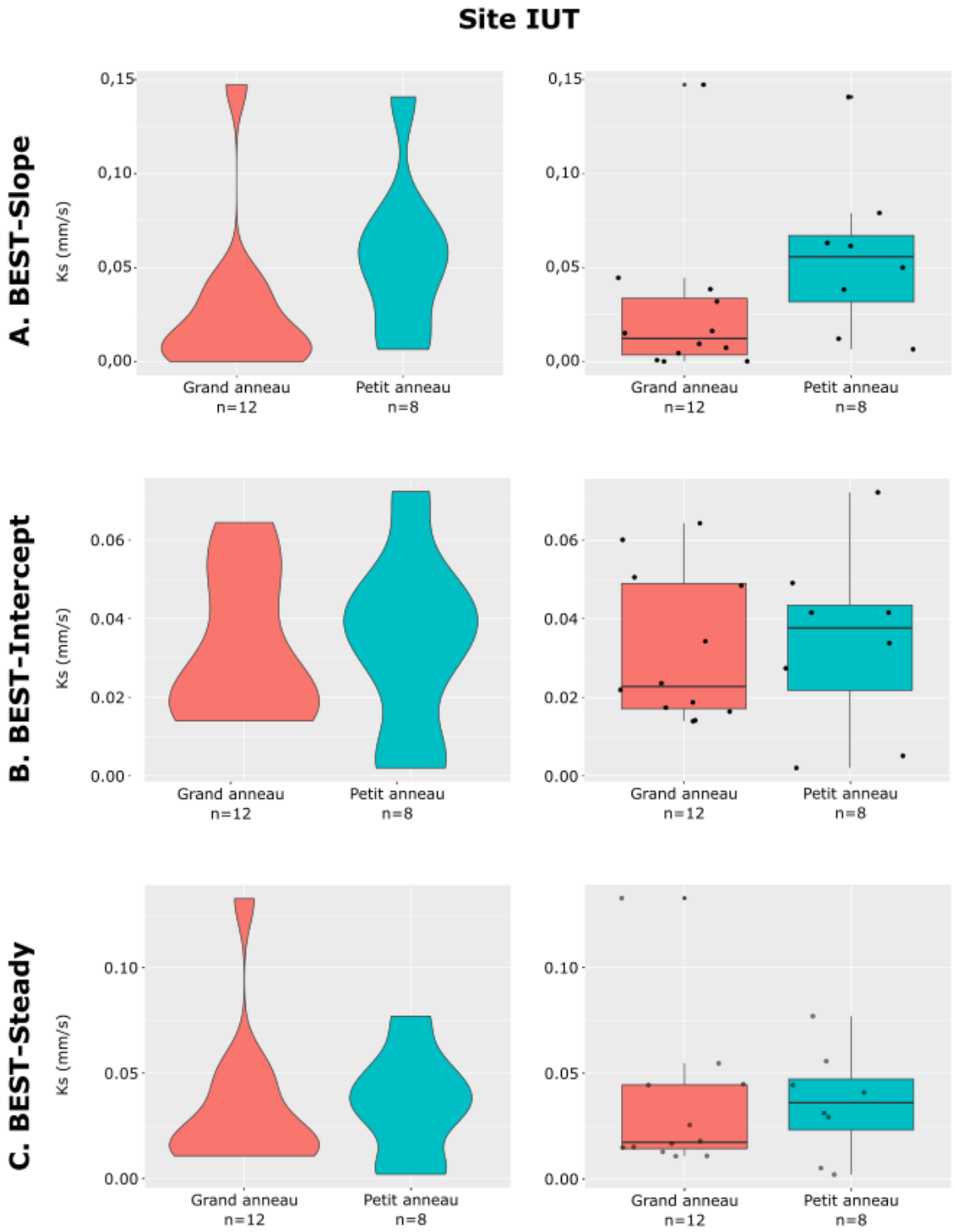


Figure IV.8 : Deux types de boîtes à moustaches (violon et classique) des valeurs de conductivité hydraulique à saturation Ks (mm/s) obtenues via les différentes méthodes BEST A) Slope, B) Intercept et C) Steady, sur le site de l'IUT avec le grand anneau à gauche et le petit anneau à droite. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité)

Etude statistique sur les variances des valeurs de K_s

On cherche à comparer les variances (et les moyennes) des valeurs de K_s obtenues par les trois méthodes BEST pour les essais petit et grand anneau. Pour cela, comme précédemment, on regarde les conditions d'application des différents tests statistiques existant et on applique les tests. L'hypothèse nulle des tests statistiques est que les variances (et moyennes) sont identiques.

La comparaison des variances est réalisée avec les tests F, de Bartlett, de Levene et de Fligner-Killeen. Une visualisation de la distribution des données est disponible en Annexe 26. La première condition à vérifier est la normalité. Pour le vérifier, on utilise le test de Shapiro-Wilk pour lequel l'hypothèse de normalité est acceptée lorsque la p-value est supérieure à 0,05. Cette condition est bien respectée pour les essais petit anneau, mais pas pour les essais grand anneau (Tableau IV.12). Les tests de Fisher donnent des p-values bien supérieures à 0,05 donc on ne peut pas rejeter l'hypothèse d'égalité des variances. Les autres tests (Bartlett, Levene et Fligner-Killeen) donnent le même résultat. On pourrait peut-être, en calculant le risque de deuxième espèce, conclure à l'égalité des variances. Ainsi, on ne peut pas conclure significativement sur l'homogénéité des variances des essais avec grand et petit anneau pour les valeurs de K_s obtenues avec les méthodes BEST.

Tableau IV.12 : Résultats des tests statistiques sur la variance, menés sur les valeurs de K_s qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau.

	BEST-Slope petit anneau	BEST-Slope grand anneau	BEST-Intercept petit anneau	BEST-Intercept grand anneau	BEST-Steady petit anneau	BEST-Steady grand anneau
p-value du test de Shapiro-Wilk	0,4382	0,0002799	0,708	0,0282	0,8146	0,0004696
p-value du test de Fisher (égalité des variances)	0,8915		0,533		0,385	
p-value du test de Bartlett	0,93		0,57		0,36	
p-value du test de Levene	0,65		0,75		0,93	
p-value du test de Fligner-Killeen	0,34		0,99		0,36	

Etude statistique sur les moyennes des valeurs de K_s

Tests de Student/Welsh

Pour étudier la différence entre petit et grand anneau pour chaque site en termes de conductivité hydraulique à saturation, on a également réalisé des tests de Student ou de Welsh (selon l'égalité des variances ou non) pour évaluer la différence entre les moyennes. L'hypothèse nulle est que les moyennes sont identiques. Les échantillons considérés sont indépendants. Pour utiliser un test de Student, il faut d'abord s'assurer de la normalité des données. Celle-ci est complètement acceptée pour les essais petit anneau, mais uniquement partiellement pour les essais grand anneau.

Pour utiliser le test de Student, il faut également vérifier que les données n'ont pas d'asymétrie marquée, ni d'outlier significatif, conditions qui sont normalement assurées lorsque les données expérimentales suivent une loi normale. L'asymétrie se vérifie par calcul du coefficient d'asymétrie et de son critère de significativité. Les valeurs supérieures à 1 signifient que l'asymétrie est significative, ce qui est le cas pour les essais grands anneaux modélisés par BEST-Slope et BEST-Steady. Pour le reste, on peut considérer que l'asymétrie n'est pas significative (Tableau IV.13). Les outliers sont assez nombreux pour les essais grand anneaux (Figure IV.8), ce qui limite à nouveau la significativité des résultats des tests de comparaison des moyennes. L'égalité des variances n'a pas été rejetée. On applique les tests de Student et Welsh, en gardant en mémoire les limites dues au manque de respect de toutes les conditions nécessaires. Aucun test n'a une p-value sous le seuil de 5%, donc on ne peut pas rejeter l'hypothèse d'égalité des moyennes selon les deux tests.

ANOVA et test de Kruskal-Wallis

Autrement, pour l'utilisation d'une ANOVA à un facteur, il faut vérifier l'indépendance des résidus avec le test de Durbin-Watson appliqué aux résidus, la normalité des résidus avec un test de Shapiro-Wilk sur les résidus, et l'homogénéité des résidus avec un test de Bartlett sur les résidus. Les résultats des tests pour le site de l'IUT sont décrits dans le Tableau IV.13.

Pour les méthodes BEST-Slope et BEST-Steady, c'est la normalité des résidus qui n'est pas respectée, tandis que pour la méthode BEST-Intercept c'est l'indépendance des résidus. Les p-values de l'ANOVA sont de toute façon largement supérieures à 0,05. Lorsque la normalité et l'homogénéité des résidus ne sont pas respectées, on peut également appliquer une ANOVA non paramétrique, ou test de Kruskal-Wallis. D'après le Tableau IV.13, la méthode BEST-Slope est la seule à obtenir une p-value inférieure à 0,05 avec le test de Kruskal-Wallis. A noter que la valeur de p-value est très proche de 0,05, donc la significativité du résultat peut être questionnée.

Test de Wilcoxon

Le test de Wilcoxon est un autre test qui compare les moyennes, et qui n'a pas de condition d'utilisation. Les p-values obtenues pour les deux sites sont données dans le Tableau IV.13. Pour la méthode BEST-Slope, la p-value est inférieure à 0,05. Cela signifie que d'après le test de Wilcoxon, les moyennes obtenues pour les essais petit et grand anneau avec la méthode BEST-Slope sont significativement différentes. Pour les autres méthodes BEST, on ne peut pas conclure et rejeter l'hypothèse d'égalité.

Autres tests réalisés

Pour les trois méthodes, on réalise d'autre tests moins restrictifs, sans condition d'application. Les tests de permutation ne donnent aucun résultat significatif. Au contraire, les procédures de Dunnett et de Tukey ont des p-values inférieures à 0,05 pour la méthode BEST-Slope. On peut donc conclure que les moyennes des valeurs de K_s entre essais petit et grand anneau sont significativement différentes selon les procédures de Dunnett et Tukey pour BEST-Slope.

Tableau IV.13 : Résultats des tests statistiques sur la moyenne menés sur les valeurs de K_s, qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau.

	BEST-Slope	BEST-Intercept	BEST-Steady
Critère de significativité du coefficient d'asymétrie	0,43 (petit anneau) et 1,61 (grand anneau)	0,01 (petit anneau) et 0,44 (grand anneau)	0,07 (petit anneau) et 1,46 (grand anneau)
p-value du test de Student	0,1295	0,8242	0,8761
p-value du test de Welsh	0,1355	0,8321	0,8675
p-value du test de Durbin Watson sur résidus	0,836	0,044	0,674
p-value du test de Shapiro sur résidus	0,001324	0,6029	0.001826
p-value du test de Bartlett sur résidus	0,9322	0,5674	0,3581
p-value de l'ANOVA	0,13	0,824	0,876
p-value du test de Kruskal Wallis	0,04486	0,817	0,6434
p-value du test de Wilcoxon	0,04734	0,8506	0,6784
p-value du test de permutation	0,12	0,67	0,90
p-value de la procédure de Dunnett	0,047	0,85	0,68
p-value de la procédure de Tukey	0,047	0,85	0,68

De ces résultats, on conclut donc que la moyenne des K_s estimés par la méthode BEST-Slope avec le petit anneau est significativement différente (en l'occurrence plus élevée) que celle déterminée avec le grand anneau. On ne peut pas conclure à des différences de moyennes significatives avec les autres méthodes, et on ne peut pas non plus conclure que les variances sont significativement différentes.

IV.3.3.2Analyse de la variabilité du paramètre α

Etude des valeurs obtenues par les méthodes BEST

Pour étudier le paramètre α, on utilise également la méthode BEST. Le premier résultat à noter est que les valeurs de α obtenues par BEST-Intercept et BEST-Steady sont égales. Pour les essais petit anneau, les moyennes des estimations de α sont 60 fois plus faibles avec les méthodes BEST-Intercept et BEST-Steady qu'avec BEST-Slope (Tableau IV.14). L'écart est plus faible pour les essais grand anneau (40 fois), mais l'ordre de grandeur est le même. Ces forts écarts se retrouvent entre les 1ers et les 3èmes quartiles pour les essais petit anneau, mais sont par contre plus faibles pour les essais grand anneau. Les valeurs de médiane et de moyenne sont ainsi très différentes pour les essais grand anneau (plusieurs ordres de grandeur d'écart). En considérant toutes les méthodes, la médiane obtenue avec les essais grand anneau est plus faible qu'avec les essais petit anneau.

Tableau IV.14 : Données statistiques autour des valeurs de α (mm^{-1}) déterminées pour les essais petit et grand anneau avec les trois méthodes BEST.

	Minimum	1er quartile	Médiane	Moyenne	3ème quartile	Maximum
BEST-Slope petit anneau	-3,355735	-0,434502	-0,193752	-0,621916	-0,029340	-0,001238
BEST-Slope grand anneau	-5,882353	-0,006781	-0,003419	-0,493157	-0,000714	-0,000006
BEST-Intercept et Steady petit anneau	-0,038805	-0,030813	-0,020199	-0,019250	-0,005868	-0,002217
BEST-Intercept et Steady grand anneau	-0,053967	-0,008632	-0,005532	-0,010338	-0,004985	-0,004199

En termes de variabilité inter-essais, pour la méthode BEST-Slope, les variations de valeurs entre 1er et 3ème quartile sont largement supérieures avec le petit anneau (environ 0,4 mm^{-1}), qu'avec le grand anneau (0,006 mm^{-1}). Les mêmes résultats se retrouvent avec les deux autres méthodes : la variabilité entre les deux quartiles est supérieure avec les essais petit anneau (0,02 mm^{-1}) qu'avec le grand (0,004 mm^{-1}). La gamme de valeurs prises par α avec les essais petit anneau est ainsi beaucoup plus large qu'avec le grand

anneau. Moins de variations indique une meilleure représentativité du sol sondé. Cependant, les deux types d'essais ont des outliers très élevés (en valeur absolue), pour les trois méthodes, qui déforment beaucoup les graphiques en violon (Figure IV.9). Les valeurs sont globalement plus élevées (en valeur absolue) pour les essais petit anneau, pour les trois méthodes.

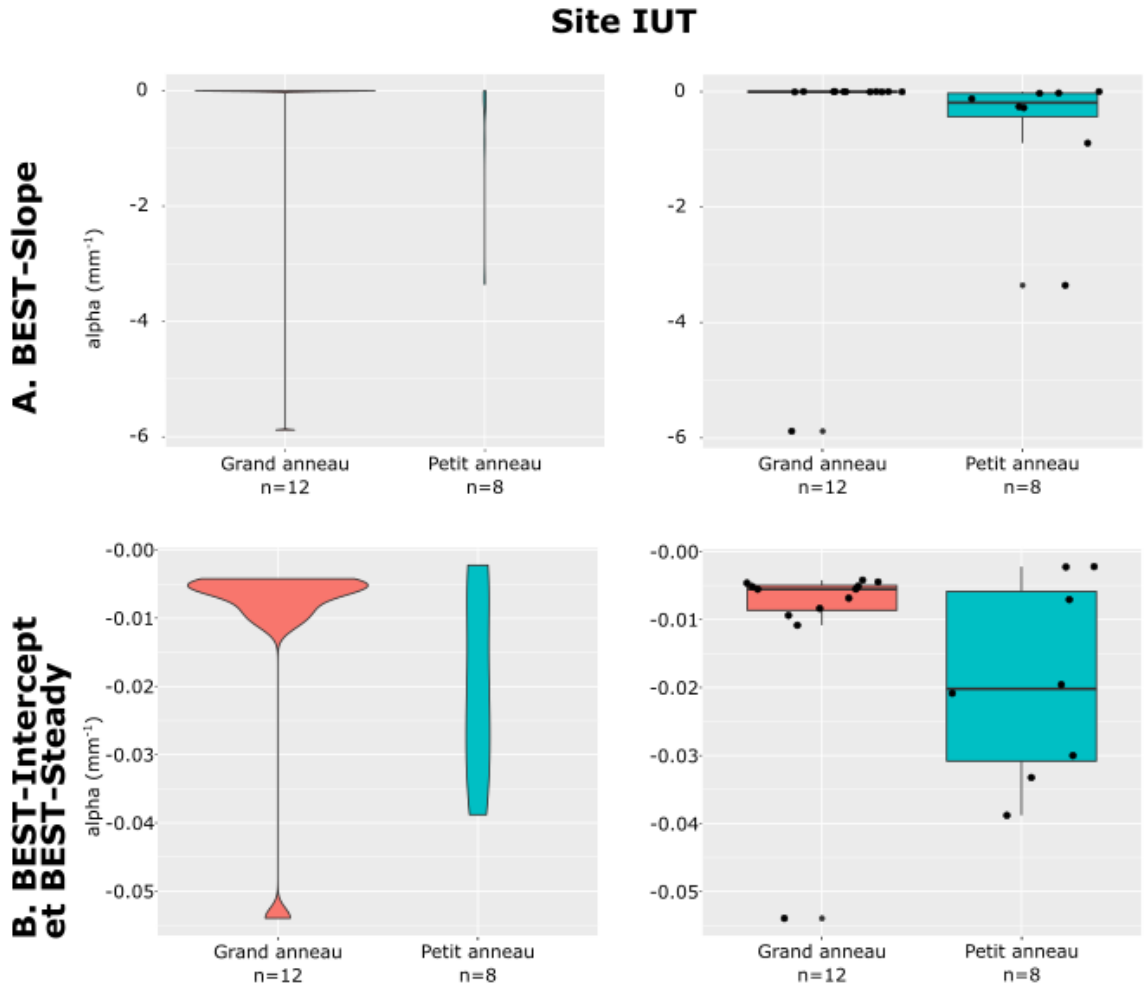


Figure IV.9 : Deux types de boîtes à moustaches (violon et classique) des paramètres α (mm^{-1}) obtenus via les différentes méthodes BEST A) Slope, B) Intercept et C) Steady, sur le site de l'IUT avec le grand anneau à gauche et le petit anneau à droite. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité)

Etude statistique sur les variances des valeurs de α

On cherche à comparer les variances (et les moyennes) des valeurs de α a obtenues par les trois méthodes BEST pour les essais petit et grand anneau. Pour cela, comme précédemment, on regarde les conditions d'application des différents tests statistiques existants et on applique les tests. L'hypothèse nulle des tests statistiques est que les variances (et moyennes) sont identiques.

La comparaison des variances est réalisée avec les tests F, de Bartlett, de Levene et de Fligner-Killeen. Une visualisation de la distribution des données est disponible en Annexe 27. La première condition à vérifier est la normalité. Pour la vérifier, on utilise le test de Shapiro-Wilk pour lequel l'hypothèse de normalité est acceptée lorsque la p-value est supérieure à 0,05. Cette condition n'est respectée que pour les essais petit anneau avec BEST-Steady et Intercept (Tableau IV.15). Les tests de Fisher donnent des p-values bien supérieures à 0,05 donc on ne peut pas rejeter l'hypothèse d'égalité des variances. Les autres tests (Bartlett, Levene et Fligner-Killeen) donnent globalement le même résultat. Ainsi, on ne peut pas conclure significativement sur l'homogénéité des variances des essais avec grand et petit anneau pour les valeurs de α obtenues avec les méthodes BEST.

Tableau IV.15 : Résultats des tests statistiques sur la variance menés sur les valeurs de α (mm^{-1}), qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau.

	BEST-Slope petit anneau	BEST-Slope grand anneau	BEST-Intercept (et Steady) petit anneau	BEST-Intercept (et Steady) grand anneau
p-value du test de Shapiro-Wilk	0,0001963	0,000001232	0,366	0,000008591
p-value du test de Fisher (égalité des variances)	0,3022		0,9012	
p-value du test de Bartlett	0,2794		0,942	
p-value du test de Levene	0.9028		0.2731	
p-value du test de Fligner-Killeen	0.007609		0.06803	

Etude statistique sur les moyennes des valeurs de α

Tests de Student/Welsh

Pour étudier la différence entre petit et grand anneau pour le site de l'IUT suivant le paramètre α, on a également réalisé des tests de Student ou de Welsh (selon l'égalité des variances ou non) pour évaluer la différence entre les moyennes. L'hypothèse nulle est que les moyennes sont identiques. Les échantillons considérés sont indépendants. Pour utiliser un test de Student, il faut d'abord s'assurer de la normalité des données. Cette condition est validée pour les essais petit anneau avec BEST-Steady et Intercept, mais pas les autres (Tableau IV.15).

Pour utiliser le test de Student, il faut également vérifier que les données n'ont pas d'asymétrie marquée, ni d'outlier significatif, conditions qui sont normalement assurées lorsque les données expérimentales suivent une loi normale. L'asymétrie se vérifie par calcule du coefficient d'asymétrie et de son critère de significativité. Les valeurs supérieures à |1| signifient que l'asymétrie est significative, ce qui est le cas pour tous les essais modélisés sauf les essais petit anneau avec BEST-Intercept et Steady. Pour le reste, on peut considérer que l'asymétrie n'est pas significative (Tableau IV.16). On retrouve des outliers dans quasiment tous les cas (Figure IV.9), ce qui limite à nouveau la significativité des résultats des tests de comparaison des moyennes. L'égalité des variances n'a pas été rejetée. On applique les tests de Student et Welsh, en gardant en mémoire les limites dues au manque de respect de toutes les conditions nécessaires. Aucun test n'a une p-value sous le seuil de 5% donc on ne peut pas rejeter l'hypothèse d'égalité des moyennes selon les deux tests.

ANOVA et test de Kruskal-Wallis

Autrement, pour l'utilisation d'une ANOVA à un facteur, il faut vérifier l'indépendance des résidus avec le test de Durbin-Watson appliqué aux résidus, la normalité des résidus avec un test de Shapiro-Wilk sur les résidus et l'homogénéité des résidus avec un test de Bartlett sur les résidus. Les résultats des tests pour le site de l'IUT sont décrits dans le Tableau IV.16.

Pour les trois méthodes c'est la normalité des résidus qui n'est pas respectée. Cependant, les p-values de l'ANOVA sont largement supérieures à 0,05 donc on ne peut pas conclure. Lorsque la normalité des résidus n'est pas respectée, on peut également appliquer le test de Kruskal-Wallis. D'après le Tableau IV.16, la méthode BEST-Slope est la seule à obtenir une p-value inférieure à 0,05 avec le test de Kruskal-Wallis, et la valeur est assez faible.

Test de Wilcoxon

Le test de Wilcoxon est un autre test qui compare les moyennes, et qui n'a pas de condition d'utilisation. Les p-values obtenues pour les deux sites sont données dans le Tableau IV.16. Pour la méthode BEST-Slope, la p-value est à nouveau inférieure à 0,05. Cela signifie que, d'après le test de Wilcoxon, les moyennes obtenues pour les essais petit et grand anneau avec la méthode BEST-Slope sont significativement différentes. Pour les autres méthodes BEST, on ne peut pas conclure et rejeter l'hypothèse d'égalité.

Autres tests réalisés

Pour les trois méthodes, on réalise d'autre tests moins restrictifs, sans condition d'application. Les tests de permutation ne donnent aucun résultat significatif. Au contraire, les procédures de Dunnett et de Tukey ont des p-values très inférieures à 0,05 pour la méthode BEST-Slope. On peut donc conclure que les moyennes des valeurs de

Ks entre essais petit et grand anneau sont significativement différentes selon les procédures de Dunnett et Tukey pour BEST-Slope.

Tableau IV.16 : Résultats des tests statistiques sur la moyenne menés sur les valeurs de α (mm^{-1}), qui ont été déterminées par les trois méthodes BEST, pour les essais petit et grand anneau.

	BEST-Slope	BEST-Intercept et BEST-Steady
Critère de significativité du coefficient d'asymétrie	-1,09 (petit anneau) et -2,07 (grand anneau)	0,0053 (petit anneau) et -1,99 (grand anneau)
p-value du test de Student	0,8535	0,1813
p-value du test de Welsh	0,8416	0,187
p-value du test de Durbin Watson sur résidus	0,902	0,64
p-value du test de Shapiro sur résidus	$8*10^{-8}$	0,0014
p-value du test de Bartlett sur résidus	0,2794	0,942
p-value de l'ANOVA	0,853	0,181
p-value du test de Kruskal Wallis	0,0109	0,2472
p-value du test de Wilcoxon	0,009558	0,2703
p-value du test de permutation	0,7059	0,1285
p-value de la procédure de Dunnett	0,0096	0,27
p-value de la procédure de Tukey	0,0096	0,27

IV.3.3.3 Conclusions des analyses statistiques (méthodes BEST)

De ces résultats, on conclut donc que la moyenne des α estimés par la méthode BEST-Slope avec le petit anneau est significativement différente (en l'occurrence plus élevée en valeur absolue) que celle déterminée avec le grand anneau. C'est le même résultat obtenu avec le paramètre K_s. On ne peut pas conclure à des différences de moyennes significatives avec les autres méthodes, et on ne peut pas non plus conclure que les variances sont significativement différentes.

IV.4 Modélisation inverse en simple perméabilité

Jusqu'ici on a analysé les résultats d'infiltration avec l'approche simple perméabilité. En effet, on a inversé les données infiltrométriques avec la méthode BEST, qui repose sur la description du sol comme un milieu à simple perméabilité. Une caractérisation plus complexe sur la base de l'approche à double perméabilité aurait nécessité le couplage des essais d'infiltration Beerkan avec des essais d'infiltration avec un infiltromètre à succion (Lassabatere et al., 2019b). Dans cette partie, nous proposons une méthodologie de caractérisation des macropores à l'aide de l'inversion numérique (sur Hydrus). Dans un premier temps, nous inversons les données infiltrométriques sur la base de l'approche simple perméabilité, pour valider les résultats obtenus avec la méthode BEST (seuls les essais réalisés pendant la thèse sur le site de l'IUT sont donc étudiés, et tous n'ont pas convergé). Dans un deuxième temps (dans la partie IV.5), nous inversons numériquement avec l'approche à double perméabilité les mêmes données, dans le but de caractériser le réseau de macropore dans le sol.

IV.4.1 Couples (α, K_s) obtenus avec l'approche simple perméabilité et leurs critères de sélection

IV.4.1.1Description des données

Dans cette section, on compare les distributions de valeurs de α et K_s pour l'approche simple perméabilité. Nous avons restreint cette approche sur les essais réalisés pendant le travail de thèse et sur le site de l'IUT. Toutes les données traitées par la méthode BEST dans la partie précédente n'ont pas pu être inversées numériquement car toutes ne convergeaient pas. Le sol modélisé est homogène, le paramètre α est fixé et l'inversion se réalise sur K_s. Ensuite, on modifie pas à pas la valeur de α et on choisit le couple (α, K_s) qui présente le meilleur ajustement. Cela est fait pour trois scénarios : un sable limoneux, un limon sableux et selon les données Rosetta. On compare ensuite les valeurs des paramètres hydrodynamiques (α, K_s) pour un scénario donné entre les petits et les grands anneaux.

On observe pour un exemple donné avec différentes valeurs de n, sur la Figure IV.11, que les courbes inversées sont toutes très proches les unes des autres, et sont proches de la donnée expérimentale. Ceci se retrouve pour tous les essais expérimentaux inversés, concernant les petits et les grands anneaux. La difficulté majeure réside dans les premières minutes d'infiltration, où la courbe expérimentale ne représente pas toujours bien la concavité de la courbe, comme dans l'exemple présenté ici. Cela est notamment vrai pour les grands anneaux (Figure IV.11), avec un régime transitoire moins classique (avec une concavité moins bien définie) pour un certain nombre de cas. Comme tous les ajustements

sont très proches de la courbe expérimentale, on décide de conserver les couples de valeurs obtenus avec la fonction Rosetta qui permet d'introduire des valeurs encore mieux adaptées aux données expérimentales que les autres.

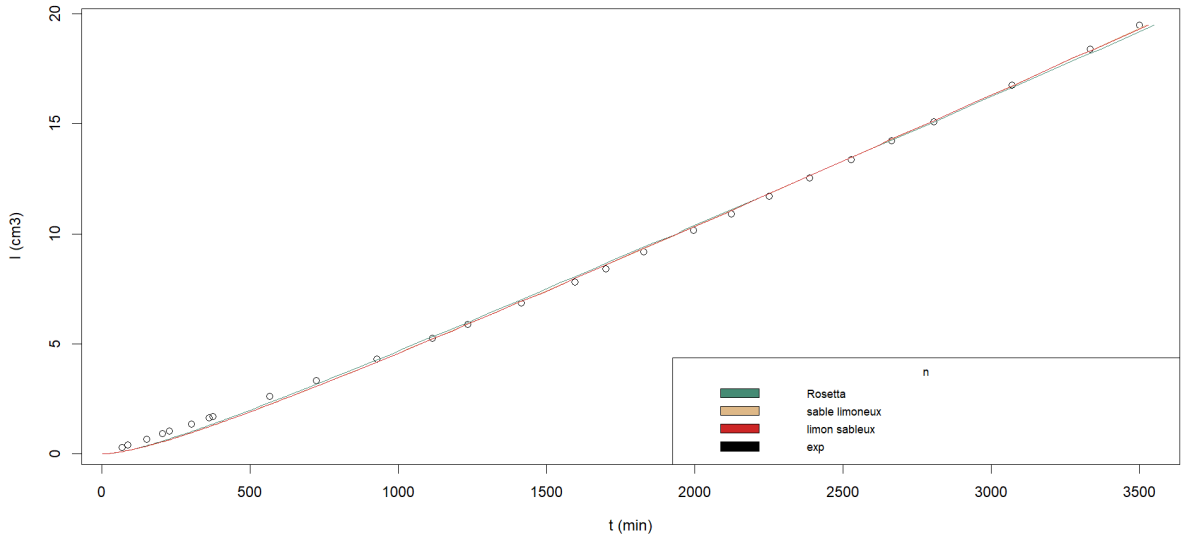


Figure IV.10 : Exemple de courbes d'infiltration cumulée en fonction du temps (essai petit anneau), expérimentale (en cercles noirs) et modélisées avec différentes valeurs de n (traits pleins) (mais même valeur de α).

Les mêmes très bons ajustements sont observés pour une valeur de n choisie (Rosetta) et différentes valeurs de α (Figure IV.11). Le choix est donc fait de conserver le couple déterminé par le critère SSQ le plus faible, pour la proximité à la courbe expérimentale (avec les paramètres calculés par la fonction Rosetta). Dans la suite, on se base sur ce jeu de valeur pour effectuer la comparaison des distribution des valeurs de α et K_s entre les grands et petits anneaux. La valeur de α étant modifiée « à la main », les valeurs sont testées successivement, jusqu'à trouver le critère SSQ le plus faible. Parfois, le critère continue à décroitre jusqu'à sortir de la fourchette [0,005, 0,145] cm^{-1} de valeurs proposées par défaut sur Hydrus et initialement testées. C'est le cas pour les essais précisés par les astérisques dans le Tableau IV.17.

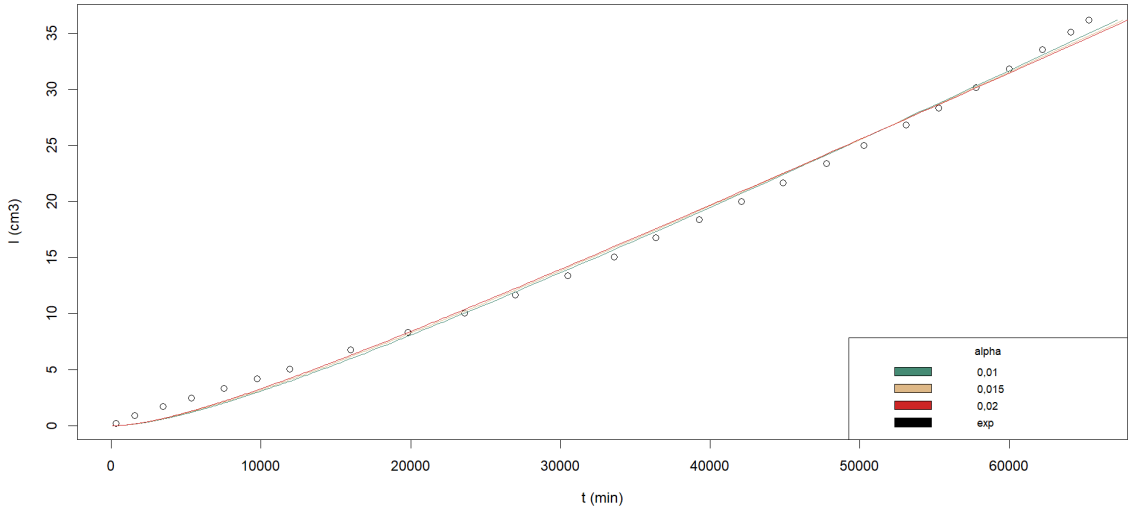


Figure IV.11 : Exemple de courbes d'infiltration cumulée en fonction du temps (essai grand anneau), expérimentale (en cercles noirs) et modélisées avec différentes valeurs de α (cm^{-1}, traits pleins) (même valeur de n selon Rosetta).

Le Tableau IV.17 donne les valeurs de n (Rosetta), α et K_s (inversé) avec le critère SSQ le plus faible pour tous les essais inversés.

Tableau IV.17 : Couples α et K_s avec le SSQ le plus faible pour chaque essai testé (par ligne) et avec la valeur de n calculée par Rosetta.

Taille anneau	n	α (cm^{-1})	K_s (cm/min)	SSQ
petit	1,56	1,5*	0,124	0,0070
	1,49	0,03	0,0331	0,001014
	1,52	0,09	0,194	0,001405
	1,50	0,5**	0,2557	0,0009342
	1,53	0,05	0,372	0,00179
	1,52	0,2	0,246	0,0009278
	1,52	0,03	0,13	0,0002273
grand	1,55	0,001	0,01099	0,0003859
	1,70	0,0045	0,0887	0,003724
	1,74	0,002	0,0542	0,005265
	1,67	0,015	0,2815	0,00606

*valeurs plus élevées non testées, car sortent de la fourchette de valeurs proposées par Hydrus pour des sols classiques

** valeur la plus élevée testée, hors des valeurs classiques Hydrus, le SSQ étant le plus faible

IV.4.1.2Comparaison des données Hydrus (inversion en simple perméabilité) et BEST

Pour les essais petit anneau, les valeurs de K_s sont comprises entre 0,03 et 0,37 cm/min, soit 0,005 à 0,06 mm/s. Avec la méthode BEST, les valeurs calculées étaient comprises entre 0,002 et 0,14 mm/s. Les fourchettes de valeurs sont donc similaires, bien que plus faibles avec Hydrus. Pour les essais grand anneau, les valeurs de K_s sont comprises entre 0,01 et 0,28 cm/min, soit 0,002 à 0,05 mm/s. Avec la méthode BEST, les valeurs calculées étaient comprises entre 0,000033 et 0,15 mm/s. Cependant, les valeurs les plus faibles obtenues pour K_s avec la méthode BEST-Slope sont plus faible d'un à deux ordre(s) de grandeur qu'avec les autres méthodes (Figure IV.8). Les valeurs obtenues avec les deux autres méthodes sont plus proches, et du même ordre de grandeur, que celles obtenues par Hydrus. Ainsi, pour les grands anneaux, les valeurs de K_s déterminées par BEST et Hydrus sont dans les mêmes ordres de grandeur (hors BEST-Slope). Les valeurs Hydrus sont cependant plus élevées que les BEST avec les essais grand anneau, contrairement aux essais petit anneau. Les valeurs de K_s (en médiane) obtenues sont plus élevées pour les essais petit anneau que pour les essais grand anneau, ce qui est cohérent avec les résultats des méthodes BEST.

Les valeurs de α obtenues sur Hydrus sont comprises entre 0,03 et 1,5 cm^{-1}, soit entre 0,3 et 15 mm^{-1} pour les essais petit anneau, et entre 0,001 et 0,15 cm^{-1}, soit entre 0,01 et 1,5 mm^{-1} pour les essais grand anneau. Les valeurs sont donc plus faibles avec les essais grand anneau. Avec les méthodes BEST, les valeurs obtenues pour les essais petit anneau sont comprises entre 0,001 et 3,4 mm^{-1}, c'est-à-dire globalement des mêmes ordres de grandeur qu'avec Hydrus, quoique dans une gamme de valeurs plus large. Pour les essais grand anneau, les valeurs sont comprises entre 0,000006 et 5,9 mm^{-1}. Ici, les gammes de valeurs sont encore plus larges et s'éloignent des ordres de grandeur obtenus avec Hydrus.

Les valeurs Hydrus par défaut entre le limon sableux et le sable limoneux sont très variables (α : entre 0,075 et 0,124 cm^{-1} ; K_s : entre 0,07 et 0,24 cm/min). On observe que les valeurs de α obtenues par inversion pour le grand anneau y sont inférieures, tandis que les valeurs pour le petit anneau sont du même ordre de grandeur, hors outliers. Les valeurs de K_s inversées correspondent pour les deux types d'essai.

La variabilité des valeurs déterminées par inversion entre essais petit et grand anneau est étudiée dans la partie suivante. On y compare les deux distributions des valeurs de α et K_s estimées par inversion numérique.

IV.4.2 Analyse des boîtes à moustache

Les valeurs de α en dehors des fourchettes de valeurs « disponibles » (ou « estimées ») sur Hydrus correspondent aux outliers retrouvés sur la boîte à moustache de la Figure IV.12.A, pour les essais petit anneau. La distribution des valeurs de α obtenues est

beaucoup plus dispersée avec les essais petit anneau que grand anneau et, bien que plus importante dans les fourchettes basses, reste très étendue d'après la représentation violon (Figure IV.12.B).

Pour K_s, le 3ème quartile des essais grand anneau est quasiment au même niveau que le 1er quartile des essais petit anneau, ce qui signifie que quasiment 75% des valeurs de K_s avec grand anneau sont plus faibles que 25% des valeurs petit anneau. Les boîtes à moustache au format violon montrent également une distribution plus homogène sur toute la fourchette de valeurs de K_s disponibles avec les essais petit anneau, tandis que les essais grand anneau ont une distribution beaucoup plus disparate avec quelques valeurs faibles et un outlier important. Il faut cependant garder en tête qu'un faible nombre d'essais seulement a pu être modélisé.

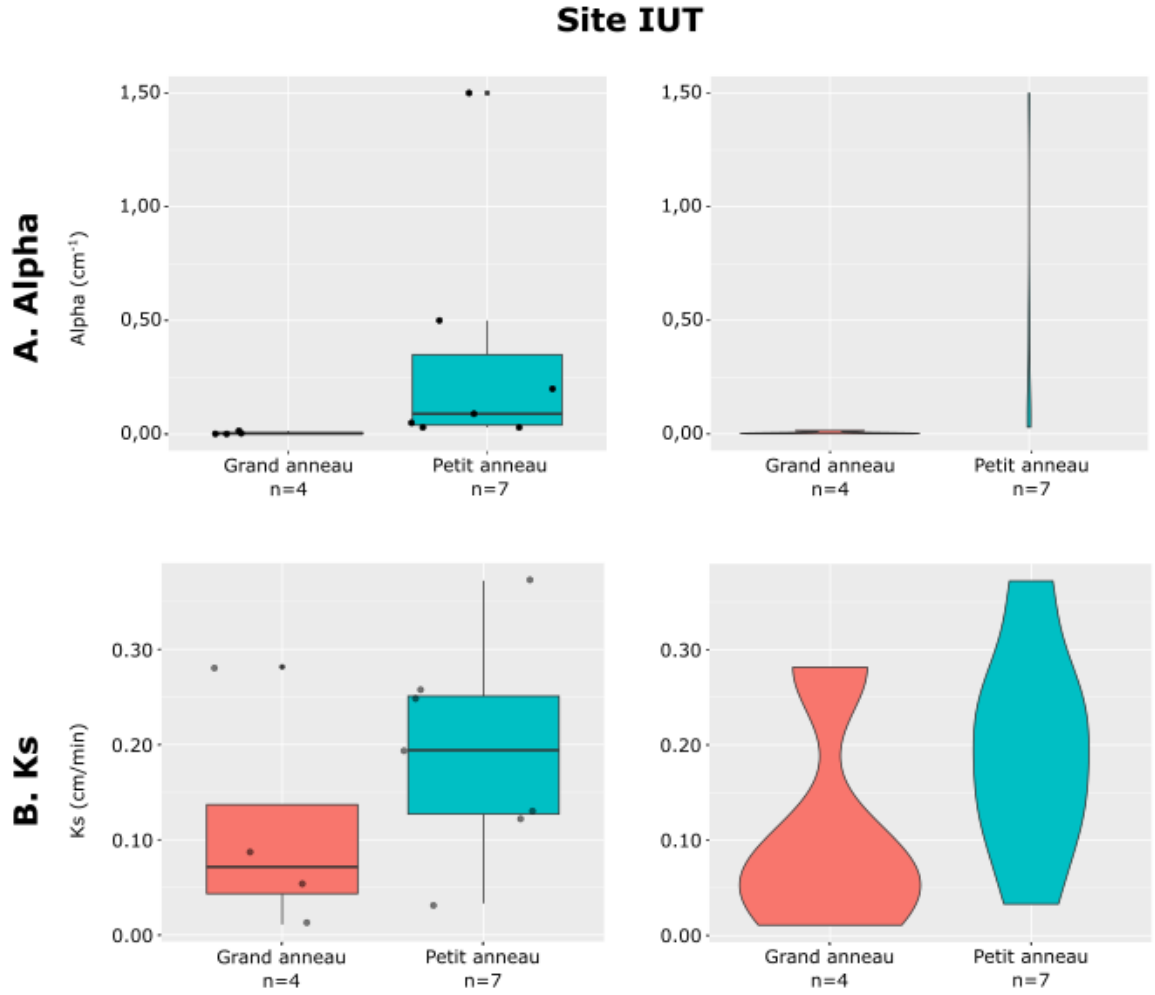


Figure IV.12 : Deux types de boîtes à moustaches (classique et violon) des valeurs de A) α (cm^{-1}), et B) conductivité hydraulique à saturation K_s (cm/min), avec α paramètre de l'équation de van Genuchten. Les valeurs proviennent d'inversions sur Hydrus, basées sur des expérimentations sur le site de l'IUT avec le grand anneau (à gauche, en orange) et le petit anneau (à droite, en bleu). Les valeurs en entrée sont déterminées par la fonction Rosetta, dont le paramètre n. Le nombre n de tests pris en compte est précisé sous chaque boîte à moustache. La boîte à moustache classique donne les minimums et maximums retenus ainsi que les trois quartiles (25%, 50% et 75%). La boîte à moustache en violon détaille les distributions statistiques (en densité).

IV.4.3 Analyse statistique des paramètres d'inversion α et K_s

On cherche à comparer les variances et les moyennes des valeurs de α et K_s obtenues par inversion en simple perméabilité sur Hydrus pour les essais petit et grand anneaux. Pour cela, comme précédemment, on regarde les conditions d'application des différents tests statistiques existant et, si ces conditions sont vérifiées, on applique le test. On note que le nombre d'essais qui ont pu être inversés est faible, et donc que les données à étudier statistiquement ne sont pas nombreuses.

IV.4.3.1Etude statistique sur les variances des valeurs de α et K_s

La comparaison des variances est réalisée avec les tests F, de Bartlett, de Levene et de Fligner-Killeen. Une visualisation de la distribution des données est disponible en Annexe 28. La première condition à vérifier est la normalité. Pour la vérifier, on utilise le test de Shapiro-Wilk pour lequel l'hypothèse de normalité est acceptée lorsque la p-value est supérieure à 0,05. Cette condition n'est respectée que pour les valeurs de α avec le petit anneau (Tableau IV.18). Cependant, les tests de Fisher et Bartlett sur les variances donnent des p-values très inférieures à 0,05, donc on peut rejeter l'hypothèse d'égalité des variances selon ces deux tests. Ce n'est pas le cas avec les autres tests et avec les valeurs de K_s. On peut donc simplement conclure que les variances de α sont significativement différentes selon la taille de l'anneau considérée.

Tableau IV.18 : Résultats des tests statistiques sur la variance, menés sur les valeurs de α (mm^{-1}) et K_s (cm/min), qui ont été déterminées par inversion numérique en simple perméabilité (Hydrus), pour les essais petit et grand anneau.

	α petit anneau	α grand anneau	K_s petit anneau	K_s grand anneau
p-value du test de Shapiro-Wilk	0,001908	0,131	0,9535	0,2554
p-value du test de Fisher (égalité des variances)	0,000005291		0,792	
p-value du test de Bartlett	0,00000669		0,8811	
p-value du test de Levene	0,2874		0,874	
p-value du test de Fligner-Killeen	0,06162		0,7863	

IV.4.3.2Etude statistique sur les moyennes des valeurs de α et K_s

Tests de Student/Welsh

On a également réalisé des tests de Student ou de Welsh (selon l'égalité des variances ou non) pour évaluer la différence entre les moyennes. L'hypothèse nulle est que les moyennes sont identiques. Les échantillons considérés sont indépendants. Pour utiliser un test de Student, il faut d'abord s'assurer de la normalité des données, qui n'est respectée que pour les valeurs de α avec le petit anneau (Tableau IV.18).

Pour utiliser le test de Student, il faut également vérifier que les données n'ont pas d'asymétrie marquée, ni d'outlier significatif, conditions qui sont normalement assurées lorsque les données expérimentales suivent une loi normale. L'asymétrie se vérifie par calcule du coefficient d'asymétrie et de son critère de significativité. Les valeurs supérieures à $|1|$ signifient que l'asymétrie est significative, ce qui n'est le cas pour aucun des essais (Tableau IV.19). Des outliers sont présents. De plus, les valeurs de α ont des variances significativement différentes entre essais petit et grand anneau. Les tests de Student et Welsh donnent de toute façon des valeurs non significatives. On ne peut pas rejeter l'hypothèse d'égalité des moyennes selon ces deux tests.

ANOVA et test de Kruskal-Wallis

Autrement, pour l'utilisation d'une ANOVA à un facteur, il faut vérifier l'indépendance des résidus avec le test de Durbin-Watson appliqué aux résidus, la normalité des résidus avec un test de Shapiro-Wilk sur les résidus et l'homogénéité des résidus avec un test de Bartlett sur les résidus. Les résultats des tests pour le site de l'IUT sont décrits dans le Tableau IV.19. Les valeurs de K_s respectent tous les critères, mais les valeurs de α n'ont que l'indépendance des résidus. Cependant, pour les deux paramètres, les p-values de l'ANOVA sont largement supérieures à 0,05 donc on ne peut pas conclure. En revanche, le test de Kruskal-Wallis est significatif pour les valeurs de α. Selon ce test uniquement on peut conclure que les moyennes entre les essais petit et grand anneau sont significativement différentes.

Test de Wilcoxon

Le test de Wilcoxon est un autre test qui compare les moyennes, et qui n'a pas de condition d'utilisation. A nouveau, la p-value pour alpha est inférieure à 0,05 donc selon ce test on peut conclure que les moyennes entre les essais petit et grand anneau sont significativement différentes.

Autres tests réalisés

Les procédures de Dunnett et Tukey obtiennent également des p-values inférieures à 0,05 qui nous permettent de conclure à la différence de moyenne significative pour les valeurs de α. On ne peut toujours pas conclure pour K_s.

Tableau IV.19 : Résultats des tests statistiques sur la moyenne menés sur les valeurs de α (mm^{-1}) et K_s (cm/min), qui ont été déterminées par inversion numérique en simple perméabilité (Hydrus), pour les essais petit et grand anneau

	α (mm^{-1})	K_s (cm/min)
Critère de significativité du coefficient d'asymétrie	0,84 (petit anneau) et 0,31 (grand anneau)	0,09 (petit anneau) et 0,29 (grand anneau)
p-value du test de Student	0,2508	0,2641
p-value du test de Welsh	0,1476	0,2895
p-value du test de Durbin Watson sur résidus	0,31	0,072
p-value du test de Shapiro sur résidus	0,0003569	0,5001
p-value du test de Bartlett sur résidus	0,00000669	0,8811
p-value de l'ANOVA	0,251	0,264
p-value du test de Kruskal Wallis	0,008007	0,2568
p-value du test de Wilcoxon	0,01056	0,3152
p-value du test de permutation	0,2015	0,303
p-value de la procédure de Dunnett	0,011	0,32
p-value de la procédure de Tukey	0,011	0,32

IV.4.4 Conclusions des analyses statistiques (inversion en simple perméabilité, Hydrus)

On conclut donc que les moyennes et variances obtenues pour α sont significativement différentes entre les essais petit et grand anneau. On ne peut pas conclure pour les valeurs de K_s.

IV.5 Modélisation inverse en double perméabilité

Dans cette partie, nous continuons la caractérisation des macropores par inversion numérique (sur Hydrus), en réalisant des inversions en double perméabilité. On réalise en fait des modélisations directes classiques en faisant varier un à un les paramètres, jusqu'à trouver la combinaison de paramètres qui donne les critères de sélection (NSE et RMSE) les plus faibles. Par rapport à l'inversion en simple perméabilité, des coefficients concernant l'interface entre les macropores et la matrice sont à définir. Ils sont notés avec un « a » en indice.

Ainsi, plusieurs valeurs de $K_{s,a}$ (conductivité hydraulique à saturation à l'interface) ont été testées, mais seules les modélisations avec des valeurs nulle ou quasi-nulles ont réussi à converger. Les valeurs élevées testées arrêtaient la simulation à chaque fois. Ainsi, les valeurs testées, convergentes, et présentées dans la suite, ont été trouvées par itération, en diminuant la valeur de $K_{s,a}$ petit à petit. La valeur maximale convergente a ainsi pu être déterminée. Celle-ci permet des échanges instantanés entre la matrice et les fractures, les fronts d'infiltration étant similaires. Dans la suite, la valeur maximale et la valeur nulle sont étudiées.

On utilise à nouveau le coefficient x permettant de faire le lien entre α_f et $K_{s,f}$. Les valeurs de $K_{s,a}$ et n_f varient également. Lorsque la valeur de $K_{s,a}$ est déterminée, la méthode consiste à fixer ces deux derniers paramètres, à faire varier x, puis à recommencer avec une autre valeur de n_f. On peut alors à nouveau varier $K_{s,a}$ et recommencer.

IV.5.1 Résultats pour la modélisation en double perméabilité du petit anneau

IV.5.1.1 Avec deux valeurs fixes de $K_{s,a}$ et le paramètre x qui varie

Deux valeurs de $K_{s,a}$ ($K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$ et $K_{s,a} = 0\ cm/min$) sont testées, avec des valeurs de x variant entre 4,4 et 4,9 (valeurs qui permettent la convergence). La valeur de n_f choisie ici est 2. On représente la courbe expérimentale et les courbes modélisées sur la Figure IV.13.

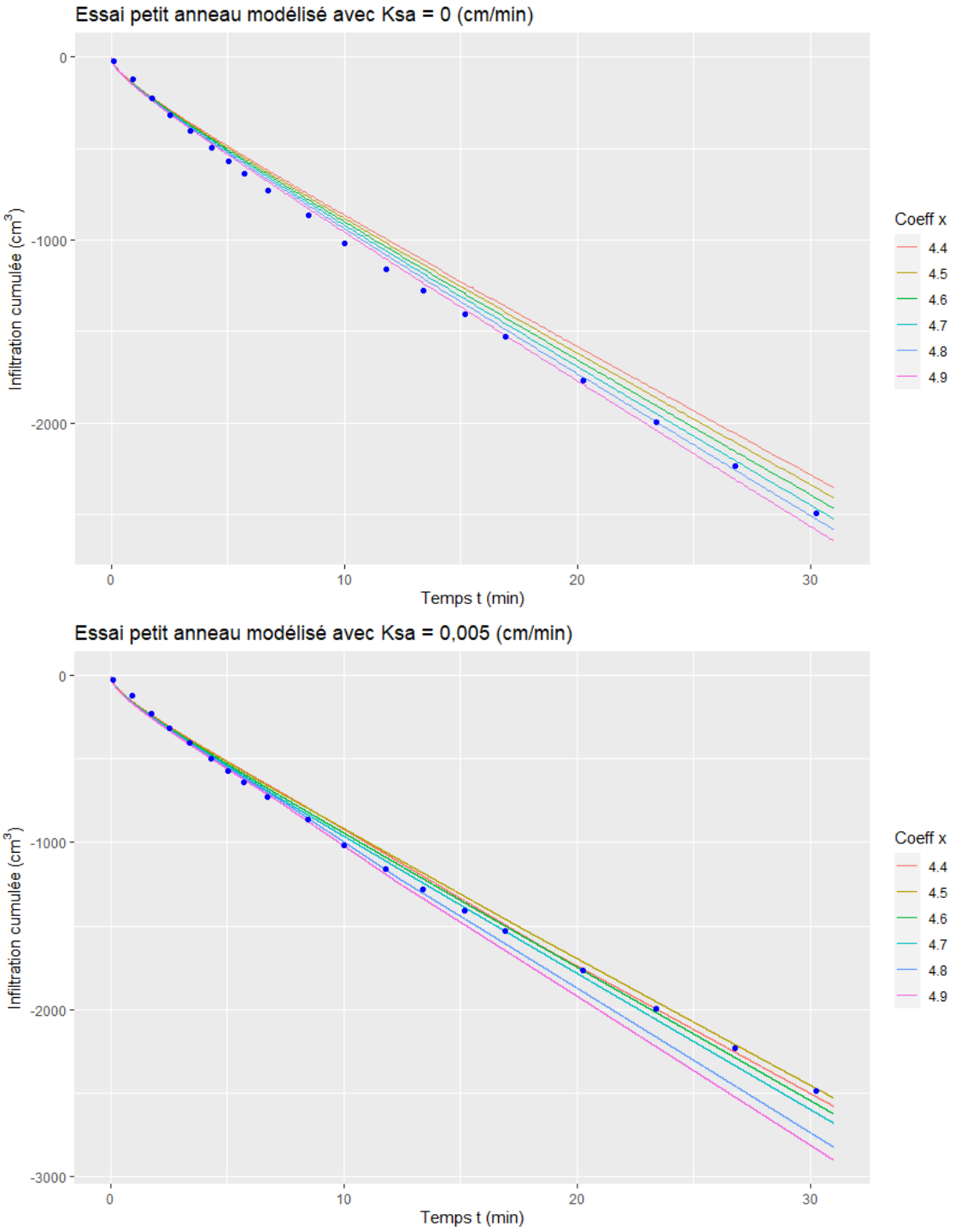


Figure IV.13 : Courbes d'infiltration cumulée dans le temps mesurée avec un essai petit anneau et simulée avec plusieurs valeurs de x (comprises entre 4,4 et 4,9). Le graphique du haut représente les courbes simulées avec $K_{s,a} = 0\ cm/min$ et celui du bas avec $K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$. D'après Guillemet (2023).

On observe que plus la valeur de x est élevée, plus l'infiltration cumulée est forte. En effet, comme observé avec le test de sensibilité, plus la valeur de $K_{s,f}$ augmente, plus l'infiltration cumulée est forte. Les macropores jouent bien un rôle prépondérant dans l'infiltration, et l'augmentation de α_f ne le limite pas. L'augmentation de la valeur de

$K_{s,a}$ augmente également l'infiltration, mais de manière très légère (environ 300 cm^3 après 30 min pour le x le plus élevé). Ce résultat est en accord avec les résultats obtenus par Lassabatere et al. (2014). En empêchant les échanges entre matrice et macropore, une valeur nulle de $K_{s,a}$ pourrait limiter l'infiltration. Au contraire, la valeur non nulle maximale trouvée ($K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$) entraîne un équilibre dans tout le milieu car permet le passage d'un milieu à l'autre. On observe également un phénomène de décalage pour les essais avec la valeur non nulle de $K_{s,a}$ selon les valeurs de x, l'évolution de la courbe d'infiltration cumulée n'étant pas régulière entre $x = 4{,}7$ et $x = 4{,}8$. Ce phénomène n'est pas expliqué, d'autres modélisations seraient souhaitables.

Finalement, les modélisations ayant les meilleurs critères de sélection (NSE et RMSE) sont celles avec $x = 4{,}5$ pour $K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$, et $x = 4{,}7$ pour $K_{s,a} = 0\ cm/min$ (Tableau IV.20). La tendance globale est bonne, mais les 20 à 30 premières minutes semblent ne pas être parfaitement ajustées (et ce pour toutes les modélisations, bien que les modélisations aient été optimisées sur des courtes périodes (31 minutes) avant de les valider sur données complètes). On observe que les valeurs de x, α_f et $K_{s,f}$ sont proches, ce qui confirme la faible importance de $K_{s,a}$, autant pour la modélisation directe (infiltration cumulée en surface) que pour la modélisation inverse (estimation des paramètres hydrodynamiques de la fracture).

Tableau IV.20 : Valeurs des critères NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash-Sutcliffe) et RMSE (*Root Mean Square Error*) selon les valeurs de x et $K_{s,a}$ testées pour l'essai petit anneau. D'après Guillemet (2023).

x	$K_{s,a} = 0 cm/min$		$K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$	
	NSE	RMSE	NSE	RMSE
4,4	0,9679088	127,9065	0,9946278	52,33313
4,5	0,9786355	104,3628	0,9930742	59,42031
4,6	0,9870289	81,31826	0,9960602	44,81609
4,7	0,9928934	60,1907	0,9951452	49,74925
4,8	0,9960824	44,68974	0,9812839	97,68026
4,9	0,9964261	42,68481	0,9639117	25,89948

IV.5.1.2Avec le paramètre n_f qui varie

Le critère de $n_f \geq 2$ a été posé au départ, et toutes les modélisations de la partie précédente ont été réalisées avec $n_f = 2$. Pour évaluer l'impact du coefficient, on reprend les valeurs optimisées $x = 4{,}5$ pour $K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$ des simulations précédentes et on le fait varier entre 2 et 2,8. Les résultats des ajustements sont donnés sur la Figure IV.14 et dans le Tableau IV.21. On observe que les valeurs sont plutôt bien ajustées dans les premières minutes de l'infiltration, notamment pour les valeurs de n_f élevées, mais s'éloignent dans le temps (notamment à partir de 15 minutes). Au contraire, les valeurs

faibles de n_f reproduisent mal la partie concave de la courbe, mais semblent mieux s'ajuster sur les données expérimentales sur la fin de la période étudiée. La valeur avec le coefficient NSE le plus élevé et le coefficient RMSE le plus faible est $n_f = 2{,}3$. Ces valeurs permettent d'obtenir un coefficient NSE très élevé, mais ne représentent pas forcément l'ensemble des valeurs les plus proches de la courbe expérimentale. Notamment, une étude sur une plus longue période (très chronophage) serait nécessaire pour avoir une vision plus globale de toute l'infiltration. Il pourrait également être intéressant d'approfondir les tests réalisés pour étudier l'impact de variations très faibles de n_f.

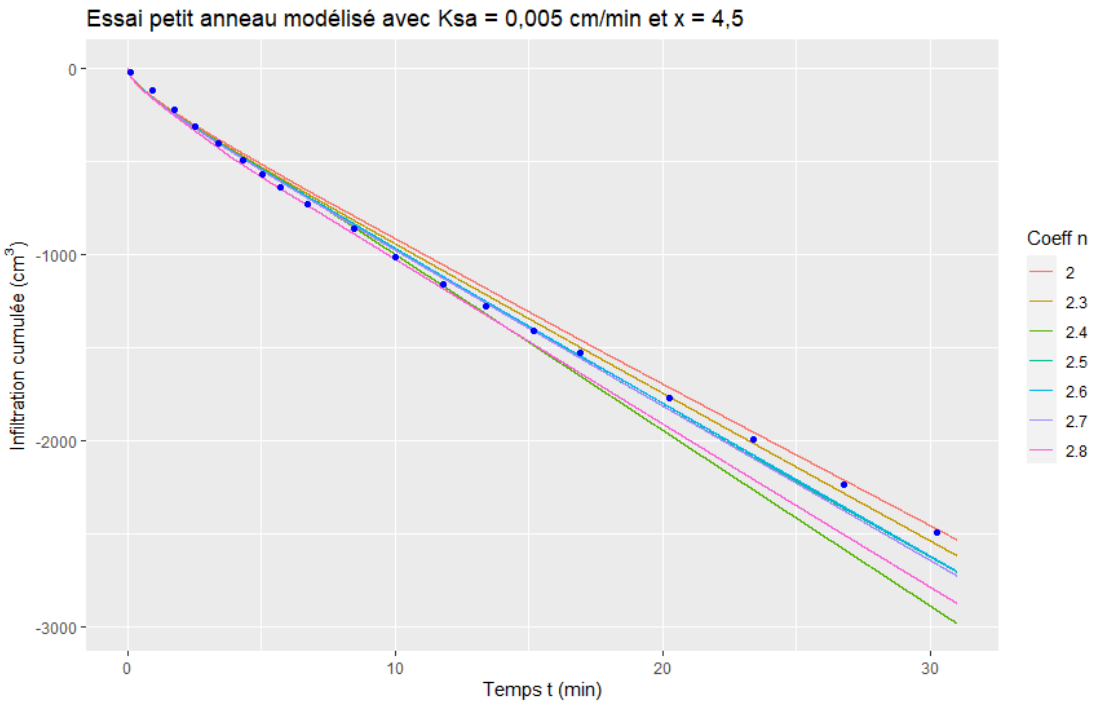


Figure IV.14 : Courbes d'infiltration cumulée dans le temps mesurée avec un essai petit anneau et simulée avec plusieurs valeurs de n_f (comprises entre 2 et 2,8) avec $x = 4{,}5$ pour $K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$. D'après Guillemet (2023).

Tableau IV.21 : Valeurs des critères NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash-Sutcliffe) et RMSE (*Root Mean Square Error*) selon la valeur de n_f testée pour l'essai petit anneau (avec $x = 4{,}5$ pour $K_{s,a} = 0{,}005\ cm/min$). D'après Guillemet (2023).

n_f	NSE	RMSE
2	0,9930742	59,42031
2,3	0,9963942	42,87486
2,4	0,9548684	151,6841
2,5	0,9934268	57,88794
2,6	0,9942645	54,07365
2,7	0,9926396	61,25604
2,8	0,9721813	119,0879

IV.5.2 Résultats pour la modélisation en double perméabilité du grand anneau

IV.5.2.1Avec deux valeurs fixes de $K_{s,a}$ et le paramètre x qui varie

Deux valeurs de $K_{s,a}$ ($K_{s,a} = 0{,}0001\ cm/min$ et $K_{s,a} = 0\ cm/min$) sont testées, avec des valeurs de x variant entre 8 et 9 (valeurs qui permettent la convergence). La valeur de n_f choisie ici est 2. On représente la courbe expérimentale et les courbes modélisées sur la Figure IV.15. Les temps de calculs étant plus faibles, la modélisation a été réalisée dès le départ avec le jeu de données complet.

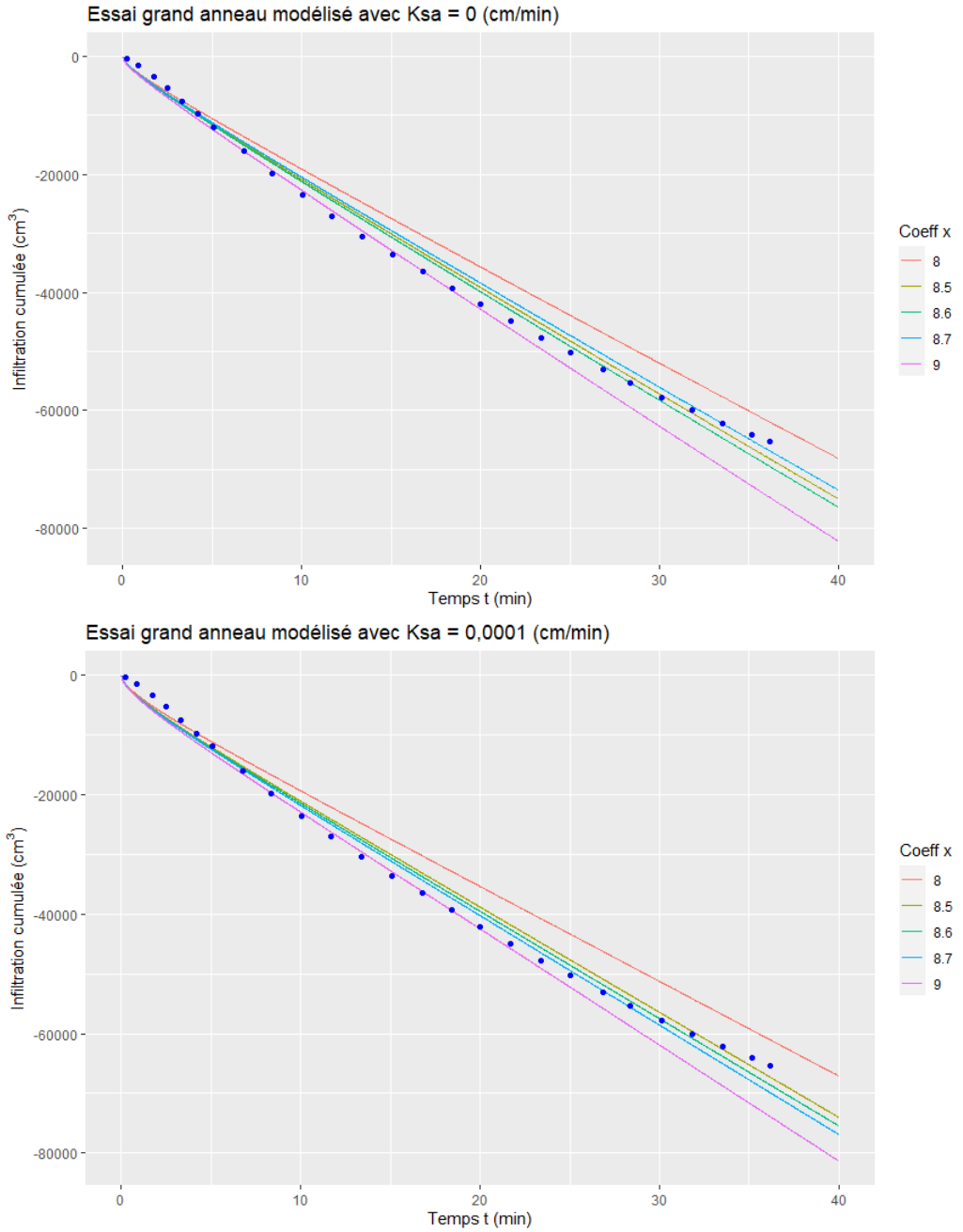


Figure IV.15 : Courbes d'infiltration cumulée dans le temps mesurée avec un essai grand anneau et simulées avec plusieurs valeurs de x (comprises entre 8 et 9). Le graphique du haut représente les courbes simulées avec $K_{s,a} = 0\ cm/min$ et celui du bas avec $K_{s,a} = 0{,}0001\ cm/min$. D'après Guillemet (2023)

On observe à nouveau que plus la valeur de x est élevée, plus l'infiltration cumulée est forte. Cependant, dans ce cas, l'augmentation (bien que très faible) de $K_{s,a}$ ne semble influencer nullement l'infiltration cumulée, comme observé par Lassabatere et al. (2014).

Finalement, les modélisations ayant les meilleurs critères de sélection (NSE et RMSE) sont celles avec $x = 8{,}6$ pour les deux valeurs de $K_{s,a}$ (Tableau IV.22). Visuellement, les courbes semblent bien ajustées. Le paramètre n_f n'a pas été modifié dans ce cas, ce qui serait intéressant à effectuer.

Tableau IV.22 : Valeurs des critères NSE (coefficient d'efficacité du modèle de Nash-Sutcliffe) et RMSE (*Root Mean Square Error*) selon les valeurs de x et $K_{s,a}$ testées pour l'essai grand anneau. D'après Guillemet (2023).

x	$K_{s,a} = 0cm/min$		$K_{s,a} = 0{,}0001\ cm/min$	
	NSE	RMSE	NSE	RMSE
8	0,9533276	4606,154	0,9462751	4941,928
8,5	0,9902268	2107,788	0,9891216	2223,773
8,6	0,9911281	2008,24	0,9913209	1986,301
8,7	0,9868254	2447,245	0,9912152	1998,359
9	0,9706648	3651,768	0,9762214	3287,773

IV.5.3 Comparaison entre les ajustements en double perméabilité petit et grand anneau

Les valeurs NSE sont supérieures avec l'essai petit anneau (bien que dans tous les cas supérieures à 0,99) par rapport à l'essai grand anneau. Le moins bon ajustement semble provenir du régime transitoire qui donne une forme concave à l'ensemble de la courbe et non aux premières minutes seulement, comme observé pour les essais petit anneau. Les valeurs obtenues (du paramètre x) sont cependant plus élevées avec l'essai grand anneau, ce qui reflète une plus grande implication des fractures dans l'écoulement total.

Les valeurs de α_f et $K_{s,f}$ obtenues sont données dans le Tableau IV.23. On a bien des valeurs plus grandes pour la fracture que pour la matrice dans les quatre cas. On constate que les valeurs obtenues avec l'essai grand anneau sont plus élevées qu'avec l'essai petit anneau. L'inverse avait été déterminé avec les méthodes BEST pour la détermination de K_s et α : les valeurs obtenues étaient plus faibles en moyenne avec le grand anneau. De plus, les valeurs déterminées pour la fracture en double perméabilité sont du même ordre de grandeur pour α_f (avec BEST on trouvait $\alpha \approx 0{,}1\ cm^{-1}$), mais sont supérieures pour $K_{s,f}$ (avec BEST on trouvait $K_s \approx 0{,}12\ cm/min$). Les valeurs BEST correspondent tout de même aux valeurs possibles pour la matrice selon Carsel and Parrish (1988). Avec l'inversion en simple perméabilité, on obtient des valeurs de α et K_s du même ordre de grandeur, mais à nouveau plus faibles pour les essais grand anneau. Cela montre que les

inversions ne sont pas toujours cohérentes entre les modélisations sur Hydrus et avec BEST (Yilmaz et al., 2013).

Tableau IV.23 : Valeurs $K_{s,a}$, x, α_f et $K_{s,f}$ des meilleures modélisations en double perméabilité pour l'essai petit anneau et l'essai grand anneau étudiés.

	$K_{s,a}$ (cm/min)	x	α_f (cm^{-1})	$K_{s,f}$ (cm/min)
Petit anneau	0	4,7	0,141	1,09554
	0,005	4,5	0,135	1,00428
Grand anneau	0	8,6	0,258	3,6684
	0,0001			

Ces comparaisons n'étant réalisées que sur deux essais inversés, avec quelques variations seulement de paramètres hydrodynamiques testés, on ne peut pas en faire de généralité. D'autres inversions en double perméabilité devraient être réalisées par la suite.

IV.6 Application de l'anneau large sur le bassin WICKS (Australie)

On a réalisé deux essais avec l'anneau large sur l'ouvrage WICKS en Australie. Les courbes des taux d'infiltration et d'infiltration cumulée sont données sur la Figure IV.16. L'essai A a été réalisé quasiment entièrement (les deux réservoirs ont été vidés, mais pas l'anneau). Cependant, des fuites ont été constatées rapidement au niveau du bord de l'anneau. L'essai B ne présentait aucune fuite, mais l'infiltration était très lente, donc un quart seulement du premier réservoir a été vidé. Le taux d'infiltration final obtenu avec l'essai A est d'environ 70 mm/h, tandis que l'essai B arrive à 15 mm/h. On suppose donc que les fuites de l'essai A pourraient contribuer à l'infiltration totale et que les résultats sont biaisés. Le taux d'infiltration final obtenu pour l'essai B est très faible. L'ouvrage avait été conçu pour conserver des taux d'infiltration supérieurs, mais les premiers centimètres du sol sont sédimentés et la texture du sol y est plus fine. Il peut y avoir du colmatage dont on sait qu'il peut induire une réduction forte de la perméabilité avec répercussion sur le fonctionnement hydraulique du système d'infiltration. On suggère donc de réduire la valeur des volumes considérés pour réaliser ces essais. Ainsi, pour les matrices très peu perméables, nous pourrions envisager d'infiltrer moins d'eau avant l'injection des nanoparticules, en volume restreint.

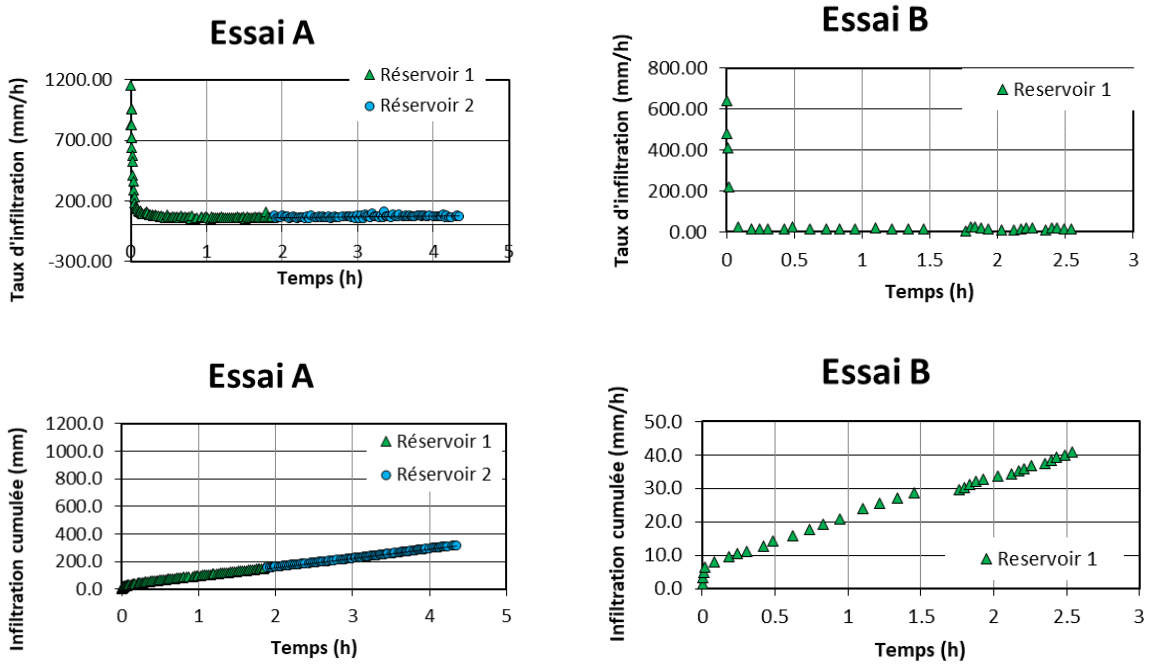


Figure IV.16 : Courbes de taux d'infiltration (ligne du haut) et d'infiltration cumulée (ligne du bas) pour l'essai A (colonne de gauche) et pour l'essai B (colonne de droite).

IV.7 Discussion

Les résultats sur l'influence du macropore sont cohérents avec la littérature (Glass et al., 1988; Reichenberger et al., 2002). L'analyse de sensibilité a permis de tester numériquement l'effet des paramètres hydrodynamiques du macropore. Le paramètre α agit comme une barrière et concentre les écoulements hors du macropore. Une augmentation de ce paramètre par rapport aux caractéristiques de la matrice (en lien avec l'augmentation du rayon de pore) se traduit par une perte en capacité de rétention d'eau (et donc d'activation). Les visualisations avec et sans macropore démontrent à quel point les infiltrations dans des sols hétérogène ou homogène sont différentes. Cependant, cette étude n'a été réalisée qu'avec un unique macropore droit, ce qui ne représente pas bien l'hétérogénéité réelle d'un sol. Des essais réalisés avec un macropore tortueux (Traullé, 2022) ont donné de informations similaires, mais la présence de plusieurs macropores (avec un vrai réseau) et les questions de connexité n'ont pas été traitées. Des variations simultanées des deux paramètres K_s et α ont également été effectuées, et donnent les mêmes résultats. Néanmoins, cette approche, basée sur la loi de Poiseuille, reste à valider au regard des macropores réels. En tous cas, l'augmentation de α se traduit par une perte de capacité d'activation des macropores, et l'augmentation de K_s par une augmentation des flux au sein du macropores. Lorsque le macropore est directement activé, cette question ne se pose pas et le macropore renforce les flux du fait de sa forte

conductivité hydraulique. En revanche, lorsque le macropore n'est pas directement activé (car en dehors de la zone d'infiltration), l'activation des écoulements préférentiels va dépendre du poids relatif des effets de α et de K_s.

Cette étude de sensibilité numérique met aussi en évidence le fait que l'emploi d'anneaux de plus grandes dimensions maximise la probabilité d'intercepter et donc d'activer le réseau de macropores. En effet, les macropores trop éloignés de la zone d'infiltration n'ont pas la capillarité nécessaire pour se saturer et fonctionnent plutôt comme une barrière. Au contraire, augmenter la dimension de la zone d'infiltration permet d'intercepter plus de macropores et donc de les activer.

Nous avons ensuite testé cette hypothèse (d'activation plus facile des écoulements préférentiels avec de larges anneaux) sur le terrain, par réalisation d'essais petits et grands anneaux. Nos résultats sont en accord avec la littérature. D'après Fodor et al. (2011), la conductivité hydraulique à saturation est le paramètre caractéristique du sol le plus variable dans l'espace, quelle que soit l'échelle considérée (de la carotte au bassin versant en passant par l'ouvrage). En effet, l'hétérogénéité de structure du sol est très variable (présence de racines, d'animaux, pente du sol, agencement initial des grains, etc.), et son évolution n'est pas identique partout. La conductivité hydraulique varie également dans le temps selon les saisons. Les auteur · ices ajoutent également que le volume de sol mesuré influence la valeur obtenue. Ainsi, il est normal de constater des différences entre les essais petit et grand anneau.

Les différences de variabilité entre essais petit et grand anneau pour les paramètres calculés (taux d'infiltration final, K_s, α) ne sont pas significatifs, mais certains tests statistiques attestent de la différence des moyennes. Lai and Ren (2007) ont montré que, pour des essais double anneaux, plus la variabilité spatiale est grande, plus il est important d'utiliser un anneau plus large. Globalement, nos données montrent que les moyennes sont conservées, mais que les petits anneaux présentent une variabilité plus importante.

Le suivi par un large infiltromètre permet d'obtenir des valeurs plus fiables qu'avec un infiltromètre plus petit. Une seule personne est nécessaire pour mettre en place le dispositif et le faire fonctionner. Ce dispositif possède cependant quelques limites : un très grand volume d'eau est indispensable ; le temps nécessaire à l'infiltration des 90 litres (réservoirs + eau de l'anneau) peut être de plusieurs heures ; le dispositif est encombrant ; et enfin il ne permet pas un suivi continu des capacités d'infiltration de l'ouvrage. Des campagnes de mesures régulières doivent donc être réalisées pour un suivi plus précis de l'évolution de l'ouvrage et pour adapter sa gestion si besoin.

Pour les modélisations réalisées, contrairement aux tests de sensibilité des essais de Kotlar et al. (2019), les essais étaient sensibles aux variations de n, d'où la nécessité de choisir un critère. On se rend compte que la connaissance de la texture du sol et donc de la valeur n associée est déterminante.

La sensibilité à la hauteur d'eau dans l'anneau n'a pas été testée. Sur le terrain, la hauteur d'eau n'a pas toujours été mesurée pour les essais petit anneau, mais celle-ci ne pouvait pas excéder de plus de 1 cm la valeur prise par défaut (2,5 cm). Pour les essais grand anneau, la hauteur d'eau était toujours mesurée, mais le sol n'étant pas parfaitement droit, seule la valeur moyenne est conservée. Cette hauteur était de 8 à 10 cm en ordre de grandeur.

La sensibilité aux teneurs en eau résiduelle et à saturation n'a pas été testée. Kotlar et al. (2019) préconisent de se baser sur des valeurs déterminées expérimentalement.

IV.8 Conclusion

Dans ce chapitre, on a (i) validé le dispositif de grande taille pour la détermination des courbes d'infiltration cumulée et des taux d'infiltration cohérents avec les sols étudiés, ainsi que les paramètres intrinsèques au sol, donc pour l'obtention de données pertinentes sur la fonction infiltration du sol, (ii) on a déterminé les paramètres α et K_s du sol suivant plusieurs méthodes (infiltration en simple et double perméabilité, avec les méthodes BEST et la modélisation sur Hydrus), et (iii) on a étudié l'influence de la taille du dispositif d'infiltration via des essais sur le terrain et des modélisations. On a notamment regardé les variations des paramètres α et K_s selon la taille de l'anneau d'infiltration (obtenues par les méthodes BEST et des inversions sur Hydrus). Des tests statistiques et des analyses de boîtes à moustaches ont été réalisés pour déterminer la significativité des résultats.

Des essais préliminaires sur l'influence des paramètres α_f et $K_{s,f}$ d'un macropore sur l'infiltration pour des essais petit et grand anneau montrent que :

- Le macropore provoque des écoulements préférentiels lorsque α_f diminue et $K_{s,f}$ augmente pour les deux tailles d'anneau ;
- Au contraire, il agit comme une barrière aux écoulements lorsque α_f augmente et $K_{s,f}$ diminue pour les deux tailles d'anneau ;
- L'augmentation simultanée des deux paramètres augmente les écoulements suivant le macropore ;
- Avec un grand anneau, l'expansion du front d'infiltration est plus grande et l'infiltration cumulée augmente ;

- L'activation ou non du macropore modifie la vitesse de l'écoulement, ainsi que la forme et l'expansion du front d'infiltration.

L'infiltromètre de grande taille semble obtenir des résultats (courbes d'infiltration cumulée, taux d'infiltration finaux, K_s et α) moins variables qu'avec le petit anneau, bien que la significativité des différences de moyenne et écart-type ne soit pas toujours vérifiée.

Il est donc bien important d'étudier le sol avec des dispositifs de taille large pour capturer au mieux et donc représenter au mieux toute l'hétérogénéité du sol considéré.

Enfin, le dispositif de grande taille a été déployé sur un ouvrage en fonctionnement et a permis d'obtenir des courbes d'infiltration cohérentes. Avec quelques adaptations (comme l'automatisation du dispositif) pour notamment limiter les temps d'attente trop longs, le dispositif INFILTRON-exp semble prometteur pour le suivi de la fonction infiltration dans des ouvrages *in situ* en fonctionnement.

Chapitre V : Caractérisation de l'écoulement par GPR

V.1 Contexte et enjeux

L'objectif de cette étude est d'investiguer l'infiltration de l'eau dans le terrain avec un radar géologique et un dispositif de grande taille qui active toute la porosité du sol, afin de proposer de nouvelles méthodes d'analyse de données, de donner des clés de compréhension des signaux observés, et également d'améliorer la visualisation dans le temps de l'infiltration de l'eau. La quantification de la fonction infiltration se fait directement par la donnée infiltrométrique (infiltration en surface), présentée dans le chapitre précédent. Ici, on essaye de comprendre les mécanismes d'écoulement dans le sol en visualisant les chemins de l'eau par radar géologique. La connaissance des chemins de l'eau permet de comprendre quels sont les mécanismes physiques à la base de l'infiltration en surface. Elle est donc déterminante pour la fonction filtration des polluants, qui sera abordée dans le chapitre suivant. En effet, les chemins de l'eau déterminent la qualité du contact entre polluants et particules réactives du sol et donc jouent fortement sur l'efficacité de la filtration des polluants (Lassabatere et al., 2004).

Pour identifier les chemins de l'eau et le bulbe d'infiltration, la méthode globale consiste à comparer deux radargrammes (données provenant des radars) pour pouvoir étudier les écoulements. Pour comparer les radargrammes, les deux méthodes utilisées dans ce chapitre et le suivant sont la méthode de similarité de structure entre deux radargrammes (Allroggen and Tronicke, 2015) et la méthode consistant en la différenciation des deux radargrammes à comparer puis à l'application d'un seuil (Di Prima et al., 2020). En Annexe 30 sont présentées les différentes analyses des paramètres en jeu avec ces deux méthodes. Ensuite, on crée des représentations en 3D et en 2D à partir de ces radargrammes comparés pour mieux les visualiser et les étudier. On étudie également les traces de ces radargrammes comparés, c'est-à-dire le profil des amplitudes de signal à un endroit donné, afin de comprendre précisément les changements de signaux observés et de tenter d'évaluer la vitesse de propagation des ondes.

Dans une première partie, la représentation du volume total infiltré sera étudiée telle quelle, puis on analysera les variations temporelles de signal au cours de l'infiltration. Dans ce chapitre, sauf mention contraire, seules des différences et seuillages de radargrammes sont réalisés selon la méthode de Di Prima et al. (2020).

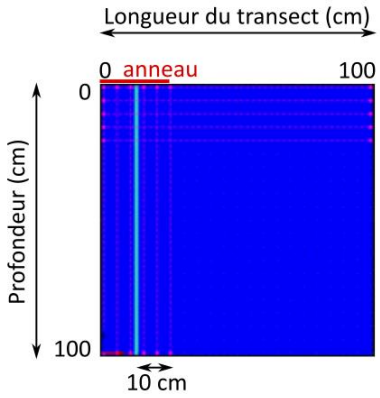
V.2 Modélisation des écoulements en milieu homogène et avec un macropore perméable

Pour avoir une idée de la forme du « bulbe » d'infiltration attendu en théorie, on a modélisé les infiltrations en simple perméabilité avec trois milieux : la matrice seule et la matrice amendée avec un macropore, soit droit soit tortueux. La matrice est un sable

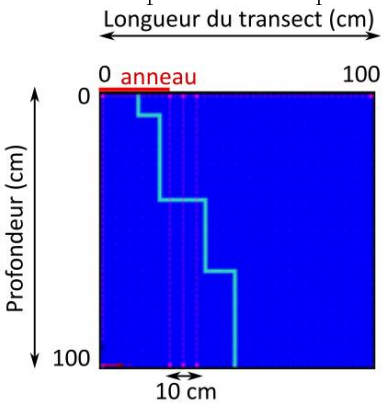
limoneux classique (paramètres donnés par Carsel and Parrish (1988), pour mieux représenter le sol des terrains étudiés, Tableau III.4). Pour le macropore, seuls les paramètres α_f et $K_{s,f}$ sont modifiés par rapport à la matrice, et leur valeur est respectivement 0,072 cm^{-1} et 0,0692 cm/min (avec $x = 2$, suivant les équations *(III.28)* et *(III.29)*). La modélisation en milieu homogène a été effectuée en affectant les mêmes paramètres dans la matrice et dans le macropore. L'objectif est ici de modéliser des écoulements dans un sol classiquement étudié dans la littérature, afin d'anticiper les formes de bulbes qui pourraient être visualisées par radar. Les modélisations ne visent pas, dans cette partie, à représenter les essais réalisés.

Le cas de la modélisation homogène a été présenté dans le chapitre précédent. Il n'est donc pas détaillé à nouveau ici. En milieu homogène, le bulbe d'infiltration se développe sous l'anneau de façon progressive et en définissant une forme classique (bien ronde et sans singularité, Figure V.1). Pour les milieux hétérogènes, on observe que tous les écoulements (en 2D-axysmétrique) ont des formes de bulbe plus ou moins arrondis et avec des singularités dépendant des milieux rencontrés. Les résultats des cartes de teneurs en eau donnent l'impression que l'effet du macropore est faible car la déformation des bulbes (par rapport à la forme usuelle) semble insignifiante. Néanmoins, l'analyse des vecteurs vitesse montrent que le macropore agit en boostant les écoulements et en leur conférant une vitesse bien supérieure à celle modélisée dans la matrice (Figure V.1. F et H). On en déduit donc que le macropore a un effet significatif sur la vitesse et que les échanges entre le macropore et la matrice (quasi-instantanés ici) permettent d'humidifier rapidement la matrice autour du macropore. Ainsi, le bulbe dans la matrice suit quasiment le front d'infiltration dans le macropore. Ces modélisations nous donnent une idée de la forme de bulbe à laquelle on peut s'attendre avec le suivi par GPR, en théorie.

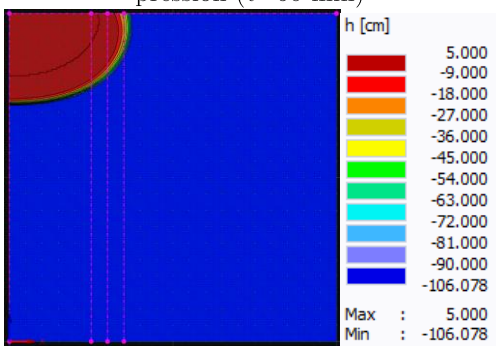
A. Domaine numérique avec macropore droit



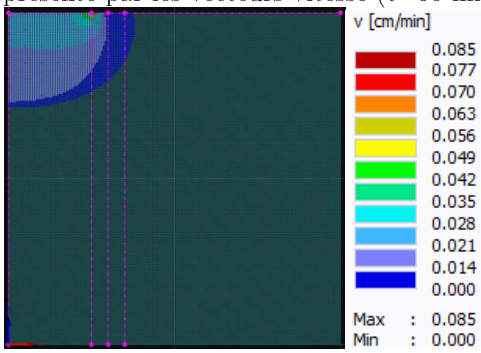
B. Domaine numérique avec macropore tortueux



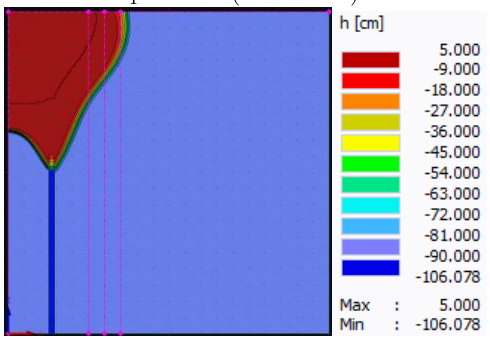
C. Bulbe d'infiltration en milieu homogène en pression (t=60 min)



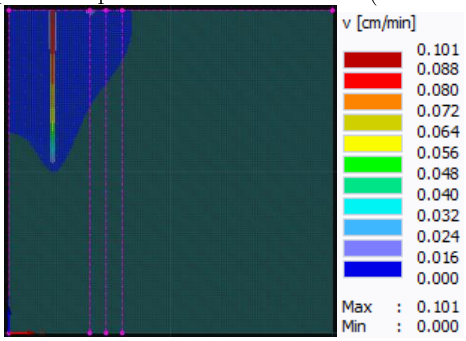
D. Bulbe d'infiltration en milieu homogène représenté par les vecteurs vitesse (t=60 min)



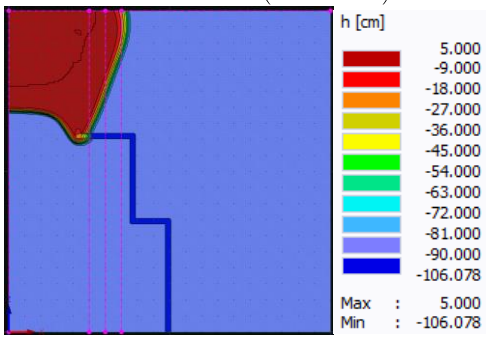
E. Bulbe d'infiltration avec macropore droit en pression (t=60 min)



F. Bulbe d'infiltration avec macropore droit représenté par les vecteurs vitesse (t=60 min)



G. Bulbe d'infiltration avec macropore tortueux en teneur en eau (t=60 min)



H. Bulbe d'infiltration avec macropore tortueux représenté par les vecteurs vitesse (t=60 min)

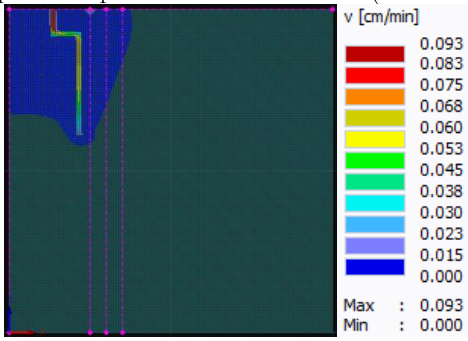
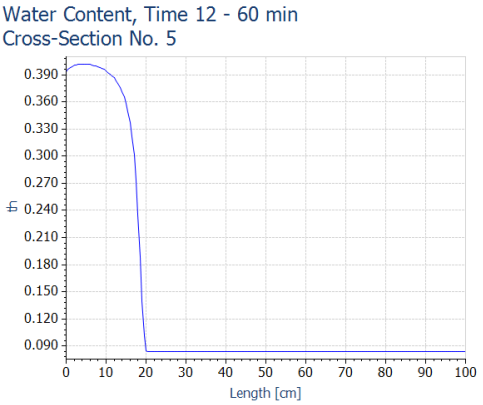


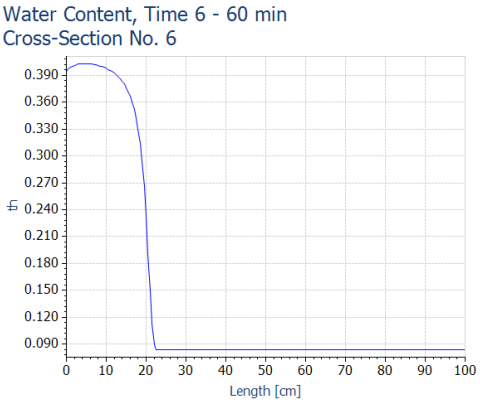
Figure V.1 : Domaines numériques (A, B) et bulbes d'infiltration en milieu homogène (C, D), avec macropore droit (E, F) et macropore tortueux (G, H). La ligne de suivi de gauche (ligne verticale en pointillés roses) est placée à 25 cm, c'est-à-dire au bord de l'anneau, et celle du centre est à 30 cm du centre de l'anneau, soit au niveau du transect sur lequel le GPR est passé. La condition initiale est -100 cm sur tout le domaine, les conditions aux limites sont le drainage libre dans le bas du domaine numérique, et -5 cm au niveau de l'anneau (25 cm en haut à gauche).

On modélise maintenant le signal potentiel à l'échelle de la section. Pour regarder plus précisément ce que l'on peut observer au niveau du transect à 5 cm du bord de l'anneau, c'est-à-dire à l'endroit où l'on passe le GPR, on regarde les variations de teneur en eau (Figure V.2) au niveau du profil positionné au même endroit que le transect (pointillés roses du centre de la Figure V.1). On observe que les profils de teneurs en eau ont globalement la même forme, avec un pic de teneur en eau proche de la surface, qui signifie qu'on devrait observer des amplitudes de signal différencié à ce niveau. On note bien que l'effet du macropore sur le profil de rétention en eau est faible (léger décalage en profondeur des teneurs en eau non nulles, donc du signal pour le GPR). Sur la Figure V.2.C, on observe une diminution de la teneur en eau au niveau du macropore tortueux qui n'a pas encore été activé. Cela résulte de la faible teneur en eau initiale dans le macropore, en accord avec une capillarité faible.

A. Teneur en eau au niveau du transect pour un milieu homogène



B. Teneur en eau au niveau du transect pour un milieu avec macropore droit



C. Teneur en eau au niveau du transect pour un milieu avec macropore tortueux

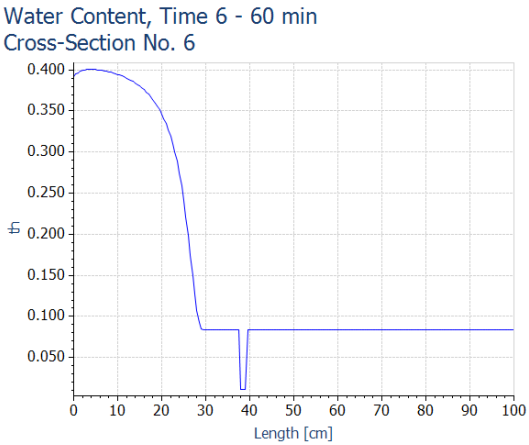


Figure V.2 : Courbes de la teneur en eau en fonction de la profondeur, au niveau du transect sur lequel le GPR est positionné.

Ces données ont tendance à montrer que la visualisation des écoulements préférentiels sur la base de l'analyse des images radar (essentiellement sensibles à la teneur en eau et non à la vitesse d'écoulement) est a priori ardue. La suite des résultats va néanmoins démontrer que c'est un outil intéressant qui apporte des informations. La suite va aussi démontrer que l'échange entre le macropore et la matrice environnante est primordial, notamment par rapport à la forme du bulbe. Ces aspects sont discutés ci-après, après présentation des résultats expérimentaux.

V.3 Analyse des radargrammes

V.3.1 Représentation en trois dimensions des « bulbes » d'infiltration

Il est possible de suivre les chemins d'écoulements préférentiels de l'eau dans les sols urbains avec une visualisation 3D du bulbe d'infiltration, en faisant la différence entre les états sec et humide suite à un essai d'infiltration avec un radar géologique (GPR) (Di Prima et al., 2020). Ici, nous nous attendons à mieux voir les chemins d'écoulements préférentiels en utilisant la même méthode que celle présentée dans Di Prima et al. (2020), car l'anneau utilisé est plus grand et nous présupposons que cette grande dimension facilite l'activation des écoulements préférentiels (cf chapitre précédent). Pour des raisons expérimentales (temps nécessaire au passage de chaque transect, nombre de personnes sur le site et place disponible), nous ne pouvons suivre que quatre transects (un carré autour de l'anneau) lors des expériences sur le terrain, alors que le suivi radar pour les petits anneaux est réalisé avec 12 transects (6 horizontaux et 6 verticaux).

Pour comparer les radargrammes successifs, on se base donc ici sur la méthode de Di Prima et al. (2020). On calcule la différence de signal obtenue pour tout couple de point (abscisse longueur du transect et ordonnée temps de propagation (ns)) entre les deux radargrammes (sol sec et sol humide). Ensuite, on caractérise la distribution statistique de cette différence d'amplitude, en termes de distribution cumulée. Pour cela, on regroupe les amplitudes différenciées de toutes les sections étudiées par essai, et on trace la courbe de la fréquence cumulée en fonction des amplitudes différenciées pour chaque essai sur un même graphique. Ces distributions cumulées sont illustrées dans la Figure V.3 et les statistiques relatives sont détaillées dans le Tableau V.1 pour les six essais expérimentaux réalisés en France. Dans cette partie, le seuil est calculé à partir des valeurs des quatre transects (pour éviter une trop forte surestimation des volumes humides), mais dans la suite le seuil pris est le minimum des seuils calculés par essai (Tableau V.3). Les minimums de différence d'amplitude valent toujours 0, tandis que les maximums sont compris entre 6979 et 17065 unités. Les seuils sont également variables, entre 825 et 2745, puisqu'ils dépendent de la valeur de l'écart type. Ainsi, entre 26% et 16% des données sont au-dessus du seuil choisi, dépendamment des sections, et permettent de distinguer

les zones avec modification significative de l'amplitude (zones mouillées) des zones sans modification (zones restant sèches après infiltration). Ces pourcentages sont deux fois plus élevés que pour les deux essais réalisés avec les petits anneaux par Di Prima et al. (2020) (8 et 12%). Cela peut être dû au fait qu'un plus grand volume d'eau est infiltré (voir chapitre précédent) et que des agents contrastants ont été injectés dans 5 des 6 essais (tous sauf l'essai 1), augmentant potentiellement les différences de signal. L'effet des nanotraceurs comme agents contrastant sera traité dans le chapitre suivant. On peut aussi supposer que le maillage plus grossier (4 transects versus 12 pour le petit anneau) se traduise par une plus grande imprécision.

Lorsque l'on compare les essais entre eux, la valeur de seuil la plus faible ne correspond pas à l'essai dont la différence d'amplitude maximale est la plus faible (Figure V.3, points). D'ailleurs, l'essai avec le maximum de différence d'amplitude a le deuxième seuil le plus élevé parmi les six essais. On observe ainsi sur les courbes de fréquence cumulée que cet essai possède moins de faibles valeurs (entre 0 et 1500) que les quatre autres essais de seuil plus faible. On observe également que les courbes s'éloignent les unes des autres principalement au niveau des différences d'amplitudes élevées (Figure V.3). Les plus fortes variations entre les radargrammes se trouvent donc dans les valeurs élevées, d'où l'intérêt d'étudier les valeurs au-dessus du seuil.

Tableau V.1 : Fourchettes de valeurs obtenues par différence absolue entre radargrammes secs et humides (|WET-DRY|), valeurs de seuil et valeur de fréquence cumulée correspondante au seuil.

	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6
Minimum	0	0	0	0	0	0
Maximum	7472	7455	17065	10043	6979	7331
Seuil (1,5*écart-type)	1133	1119	2745	1321	1516	825
Niveau de fréquence cumulée du seuil	0,79	0,83	0,82	0,84	0,74	0,84

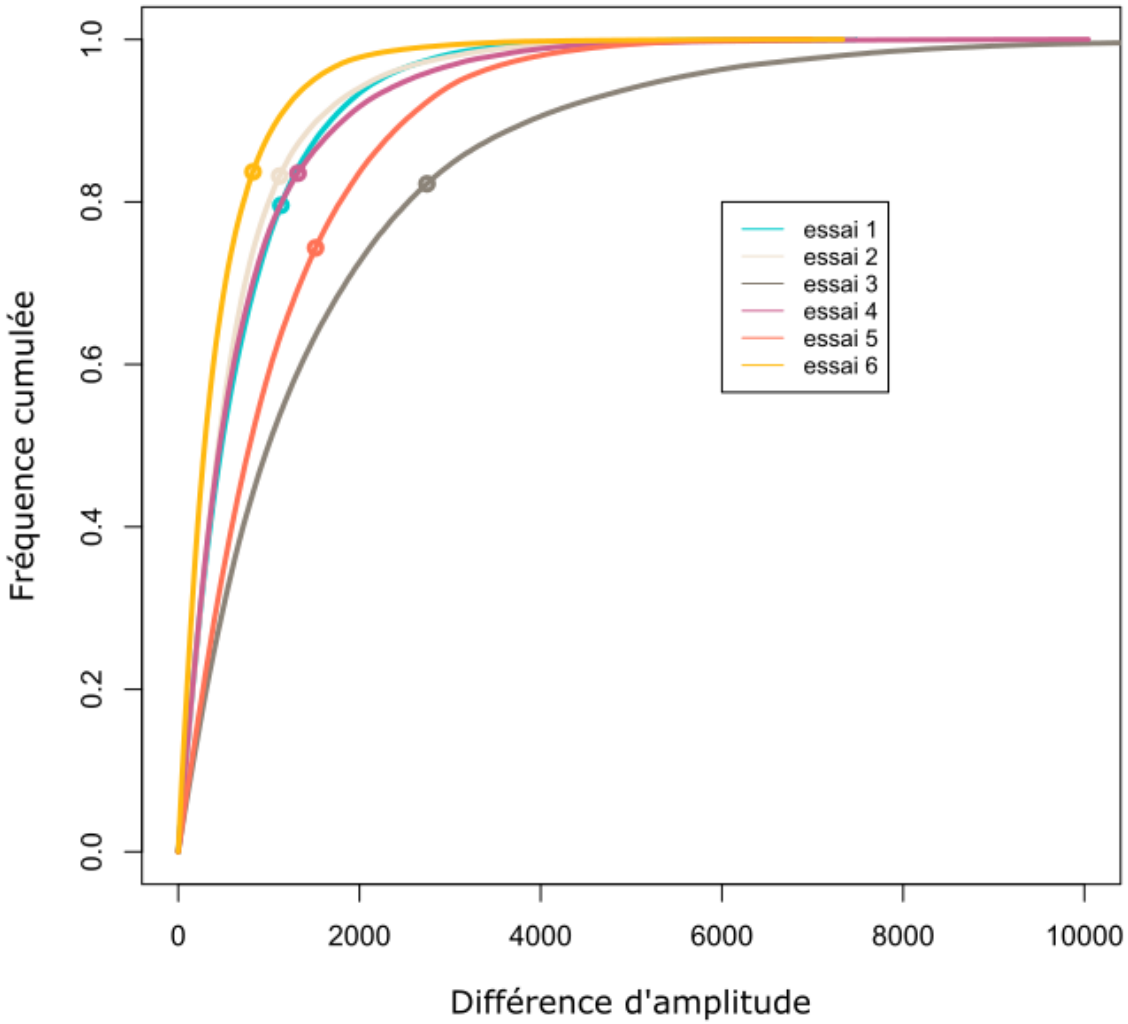


Figure V.3 : Fréquence cumulée des différences d'amplitude (regroupement de toutes les données correspondant à toutes les sections) pour les 6 essais étudiés avec la valeur du seuil de chaque essai positionnée par un cercle sur chaque courbe.

L'interpolation 3D (effectuée avec RockWorks) a été ensuite utilisée pour visualiser les bulbes d'infiltration et quantifier les volumes de sol mouillés. Les dimensions et les formes des zones humides formées au cours des essais ont été délimitées par les représentations 3D (Figure V.4).

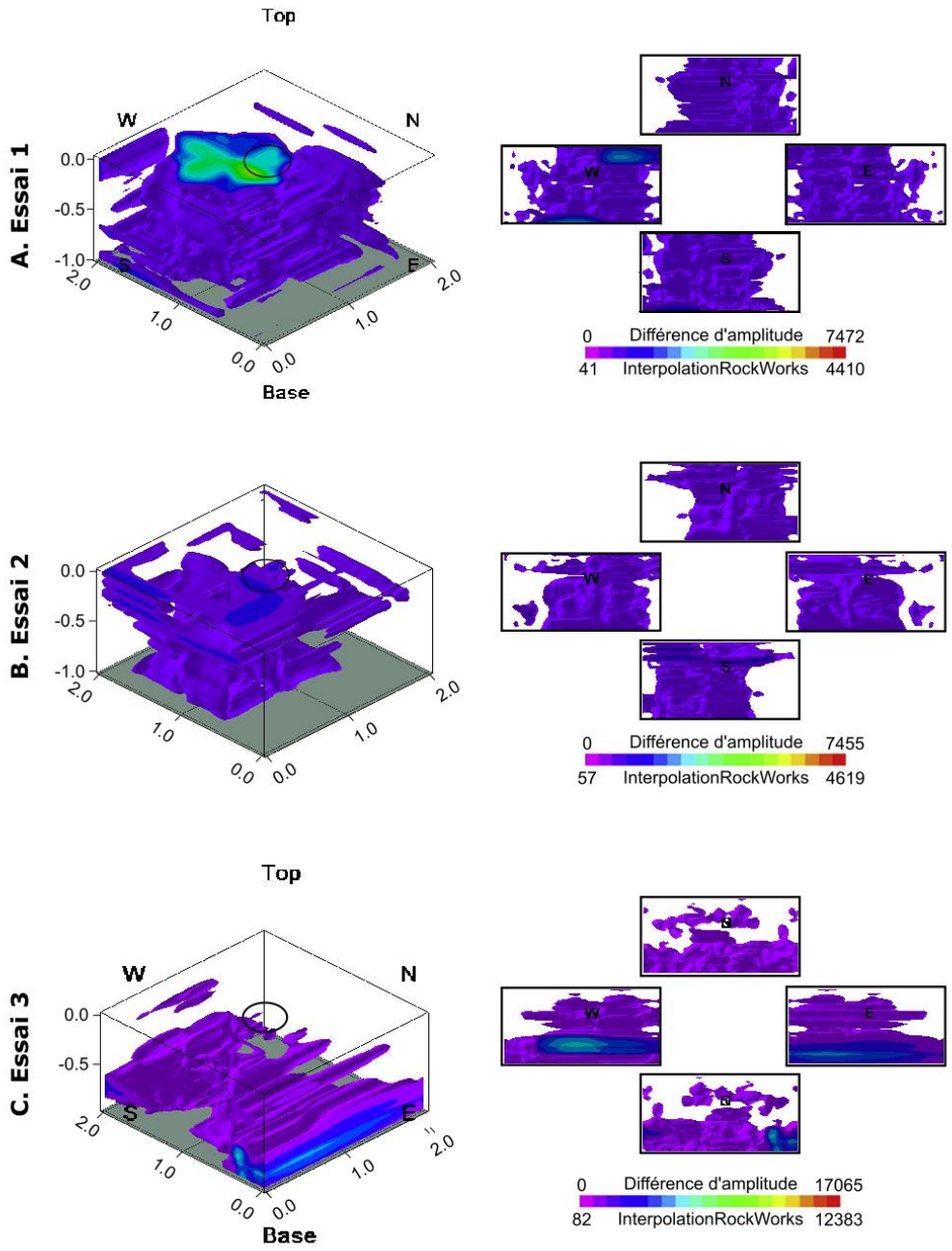
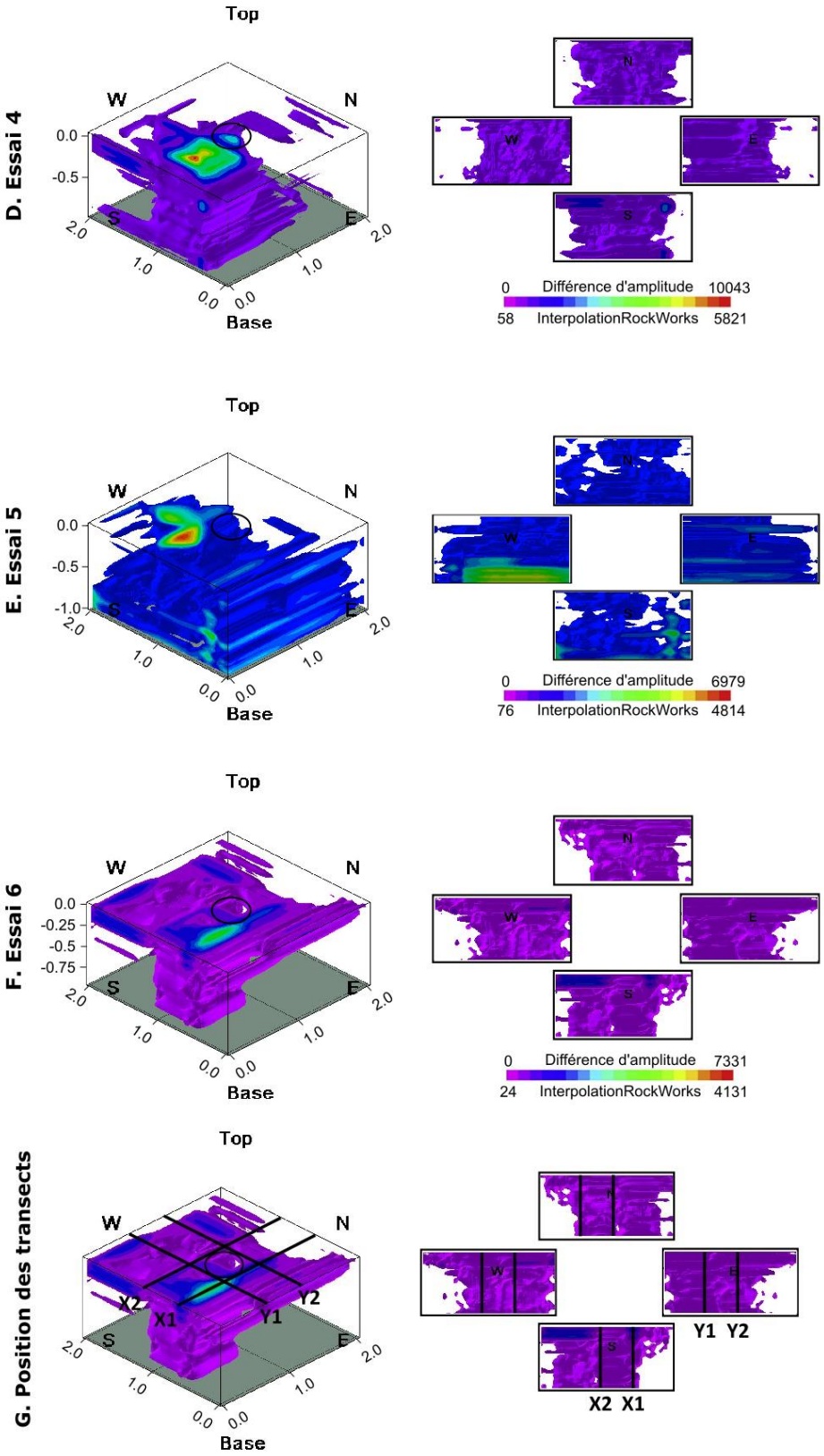


Figure V.4 – Partie 1 : Représentations en 3D (à gauche) de la zone humide (différence entre les radargrammes avant et après infiltration) sous la surface étudiée (2*2 mètres) pour les six essais étudiés (A à F). A droite sont représentées les surfaces au bord du carré étudié (X ou Y=0) suivant les quatre points cardinaux. Les échelles de couleur indiquent les différences d'amplitude en chaque point et les ronds noirs à la surface des visuels 3D indiquent la position de l'anneau. Deux échelles sont données, correspondantes aux valeurs avant interpolation (différence d'amplitude) et après interpolation des amplitudes de signal.



Partie 2 : Représentations en 3D (à gauche) de la zone humide (différence entre les radargrammes avant et après infiltration) sous la surface étudiée (2*2 mètres) pour les six essais étudiés (A à F). A droite sont représentées les surfaces au bord du carré étudié (X ou Y=0) suivant les quatre points cardinaux. Les échelles de couleur indiquent les différences d'amplitude en chaque point et les ronds noirs à la surface des visuels 3D indiquent la position de l'anneau. Deux échelles sont données, correspondantes aux valeurs avant interpolation (différence d'amplitude) et après interpolation des amplitudes de signal.

Contrairement à ce qui a été observé par Di Prima et al. (2020), la forme de la zone humide ne commence pas toujours à la surface et sous l'anneau. Les essais 1, 2, 4, 5 et 6 ont des zones humides dès la surface, mais seuls les essais 1, 2 et 4 ont des écoulements qui partent directement de la surface du sol, sous l'anneau, et changent en profondeur du fait des chemins d'écoulements préférentiels. Au contraire, pour les essais 3, 5 et 6, l'eau semble s'infiltrer directement verticalement et latéralement, résultant potentiellement de la topographie ou d'écoulements préférentiels particuliers. Même pour les essais à forme « classique » (ou attendue), l'eau semble avoir traversé rapidement le profil de sol sans que l'on puisse voir la limite inférieure du bulbe d'infiltration. Pour expliquer la dispersion des zones humides, deux hypothèses alternatives : (i) l'écoulement est principalement matriciel avec peu de mise en évidence d'écoulements préférentiels, ou (ii) le traitement des données et les options relatives (notamment la détermination et l'application du seuil) n'ont pas suffisamment été optimisés pour visualiser les chemins préférentiels. Pour rappel, le choix d'un seuil de $1{,}5 * \sigma$ a été fait par Di Prima et al. (2020) pour représenter l'intégralité de la zone humide, contrairement à Guo et al. (2014) qui ne souhaitaient représenter que les écoulements préférentiels.

La géométrie du bulbe d'infiltration de l'essai 3 est la plus surprenante car certaines zones semblent complètement déconnectées du reste, et aucune humidification ne semble présente en surface. Autrement, dit, le passage du radar avant et après l'infiltration ne semble induire aucune différence de signal dans les premiers centimètres du sol sous l'anneau. Cette méthode de visualisation semble ne pas considérer les premiers centimètres infiltrés. Cela pourrait être dû au traitement des données et à la sélection du seuil. Cela pourrait aussi être lié au protocole, pour lequel il faut attendre 20 minutes entre la fin de l'infiltration d'eau et le passage du radar géologique, ce qui laisserait le temps à l'eau de se drainer et sortir du profil. Cependant, ce temps ne suffit pas pour drainer toute l'eau des premiers centimètres et la différence de temps d'attente (et de résultats obtenus) avec les autres essais n'est pas significative (seulement quelques minutes de différence). On ne peut donc pas expliquer la différence de motif par la différence du temps d'attente de drainage. De plus, Di Prima et al. (2020) ont également attendu 20 minutes entre la fin de l'expérience et le dernier passage du GPR tout en obtenant des formes classiques et sans jamais tomber sur ce cas de figure.

La forme inattendue obtenue pourrait également provenir de la position des transects sondés par GPR, qui sont autour de l'anneau, mais ne permettent pas de visualiser l'infiltration directement sous l'anneau. On peut admettre que, par exemple, pour un bulbe très peu étendu (sol sableux), ce dernier n'intercepte jamais une section située à 5 cm de l'anneau. Une solution pourrait être de mettre des transects qui passeraient par le centre de l'anneau, mais cela permettrait de faire uniquement des passages de radar avant

et après l'infiltration. Une autre limite à cette solution serait les perturbations du sol causées par l'ajout et l'enlèvement de l'anneau dans le sol.

Autre raison possible expliquant le manque de précision dans le détail de la géométrie du bulbe d'infiltration : les données sont krigées sur le logiciel RockWorks pour permettre cette visualisation 3D, et ce krigeage est réalisé avec seulement quatre sections (correspondantes aux 4 transects GPR) au lieu des 12 employées pour le petit anneau, ce qui ne donne pas une forme lisse mais extrapolée (imprécision supplémentaire).

Autrement, en utilisant les coordonnées dans l'espace des transects (X, Y et Z convertie en mètres), il est possible de déterminer le volume de sol étudié. En appliquant le seuil calculé permettant de définir les zones humides, on peut donc en théorie déterminer le volume d'eau injecté pendant l'infiltration. Or, la profondeur maximale du sol détectée par les relevés GPR a été dépassée par le front d'humidification pour tous les essais. En conséquence, nous ne pouvons pas voir la fin du bulbe. Le volume total d'eau infiltrée ne peut donc pas être calculé précisement via la représentation en 3D des radargrammes. Nous avons quand même tenté une estimation du volume total infiltré avec le logiciel RockWorks. Les résultats sont donnés en m^3, correspondants au volume de sol pour chaque essai dont les différences d'amplitudes sont au-dessus du seuil. On utilise ces valeurs telles-quelles pour l'estimation du volume infiltré (Tableau V.2). Le volume réel total infiltré est d'environ 90 litres, donc les estimations réalisées par RockWork sont au moins 10 fois plus élevées (Tableau V.2). Ceci s'explique par une des limites des mesures réalisées qui a été observée par Di Prima et al. (2020), consistant en la surévaluation des volumes et des zones concernées par les écoulements, notamment préférentiels, par le GPR. Cette surévaluation avait déjà été montrée en comparant la racine activant l'écoulement préférentiel (visualisée par excavation) et la zone krigée sur le radargramme différencié (Di Prima et al. (2020), Figure V.5). Il est difficile de savoir si ce changement d'ordre de grandeur est uniquement dû à cette surévaluation ou si d'autres paramètres (de traitement des données ou liés au manque de transects par exemple) pourraient également rentrer en jeu. On rappelle également que le pourcentage de valeurs au-dessus du seuil est deux fois plus important ici que pour les essais réalisés par Di Prima et al. (2020), donc le volume considéré est également plus important.

Tableau V.2 : Estimation du volume d'eau des zones humides (par RockWorks).

	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6
Volume (L)	1198	963	999	1163	16284	1185

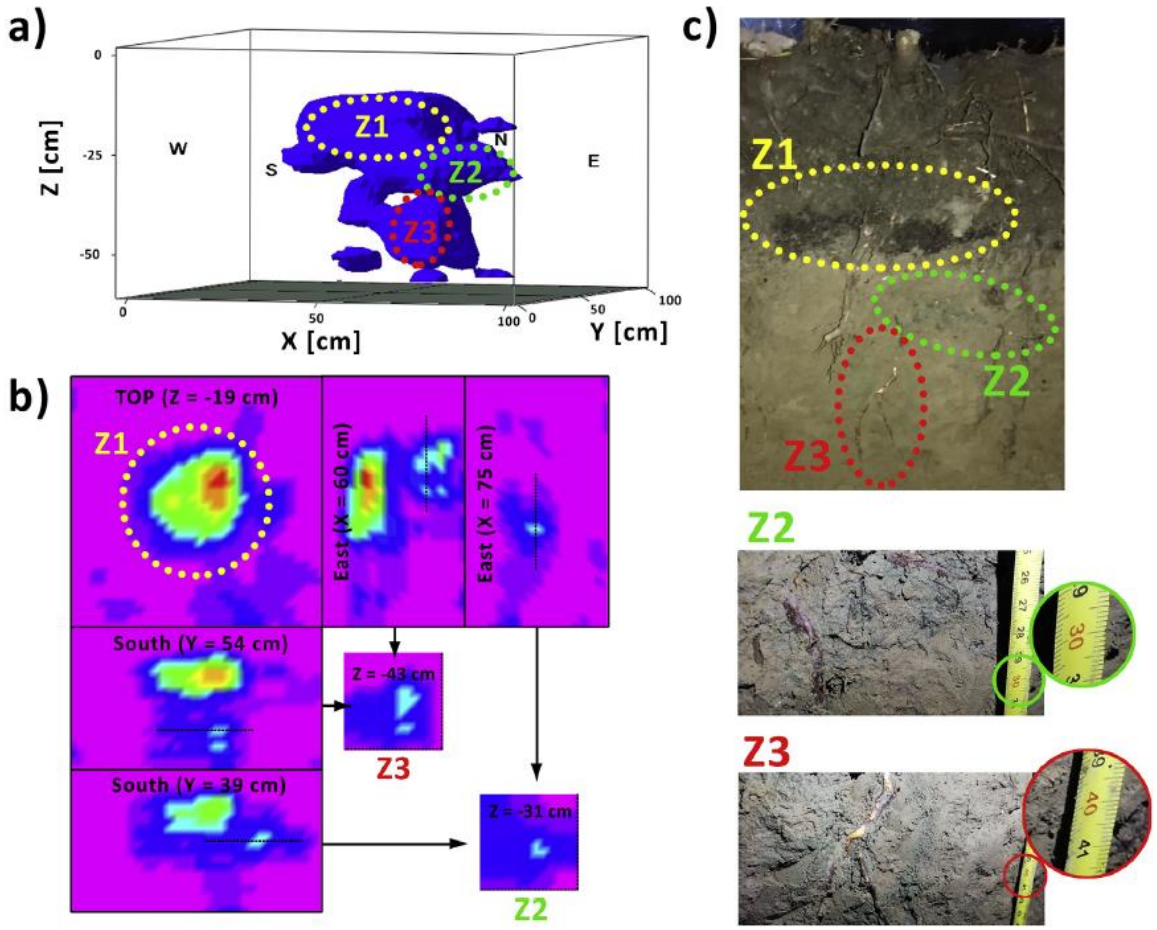


Figure V.5 : a) représentation en trois dimensions de la zone humide étudiée par (Di Prima et al., 2020), b) tranches horizontales et verticales extraites de la représentation 3D, et c) photo du sol excavé après l'essai d'infiltration suivi par GPR. Les zones vertes et rouges (Z2 et Z3) montrent les écoulements déviés par le réseau racinaire. On observe bien que les zones 3D correspondantes sont beaucoup plus larges que le volume occupé par les écoulements le long des racines. La zone jaune (Z1) correspond à la zone d'accumulation d'eau à l'interface entre deux couches. Source : Di Prima et al. (2020).

Ainsi, cette visualisation peut manquer de précision pour déterminer les chemins d'écoulements de l'eau dans ces conditions (seulement quatre transects, seulement avant et après l'infiltration) et amener à une surestimation des volumes identifiés comme étant humidifiés. Néanmoins, le radar géologique reste un radar puissant pour donner une idée des zones humidifiées. Ce type de représentation donne des idées du bulbe en 3D et complète bien les informations obtenues au niveau des transects qui sont détaillées par la suite.

V.3.2 Représentation des écoulements le long des transects (2D)

L'étude en 3D ne donnant pas des résultats évidents, nous étudions également la représentation en 2D de chacun des transects. Dans ce cas, les résultats ne seront pas entachés des imprécisions liées au krigeage des données selon la normale à la section.

Premièrement, nous donnons un exemple de donnée brute et de donnée krigée correspondante pour justifier de l'utilisation des données krigées (Figure V.6). Les différences d'amplitude les plus élevées sur la donnée brute (à gauche) sont en zones claires, tandis que les différences d'amplitude les plus grandes sur la donnée krigée (à droite) correspondent aux couleurs bleu clair à jaune. La donnée krigée permet de mieux cerner des zones où l'eau s'est infiltrée, ainsi que les connexions entre ces zones. Les rebords sont bien délimités en bleu foncé par les plus faibles valeurs de différences d'amplitudes. C'est pour ces raisons que nous choisissons de travailler plutôt avec les données krigées pour l'analyse des écoulements. Le krigeage permet de gommer l'effet « zébré » du fait du lissage des données et du regroupement des zones de différences d'amplitudes importantes qui sont voisines. Cela permet à la fois de repérer la structure principale tout en induisant une imprécision supplémentaire.

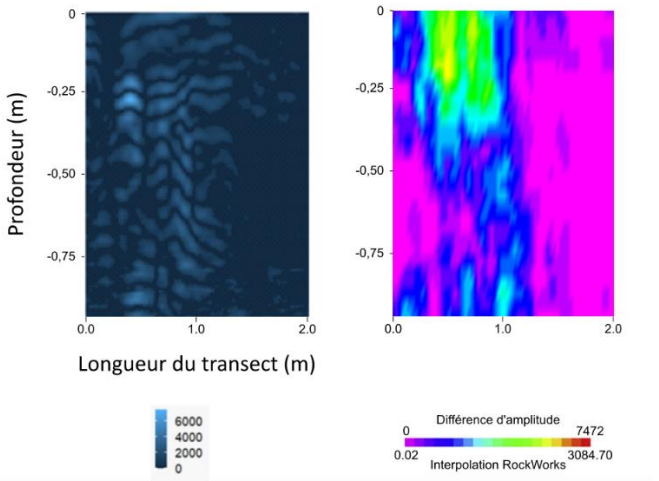


Figure V.6 : Visualisations de la donnée brute (à gauche) et de la donnée krigée (à droite) de l'axe X1 de l'essai 1. Les visuels sont ceux de la différence entre le radargramme sol sec et le radargramme de fin d'essai (|DRY-WET|).

Par la suite, nous présentons les données krigées uniquement en 2D, avec les quatre transects étudiés. Les données importées sur RockWorks sont cette fois déjà seuillées, sur la même valeur pour chaque essai (pour obtenir la même échelle par essai pour les quatre transects, voir partie III.6.3). Les valeurs sous chaque seuil (qui valent zéro après seuillage, Tableau V.3) apparaissent en couleur rose sur les données krigées (Figure V.7). Les autres couleurs correspondent aux différences d'amplitudes supérieures au seuil, et donc ici supérieures à zéro.

Tableau V.3 : Seuils choisis pour identifier les zones humidifiées pour chaque essai

	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6
Seuils [V]	871,53	561,74	1059,59	754,72	916,36	269,42

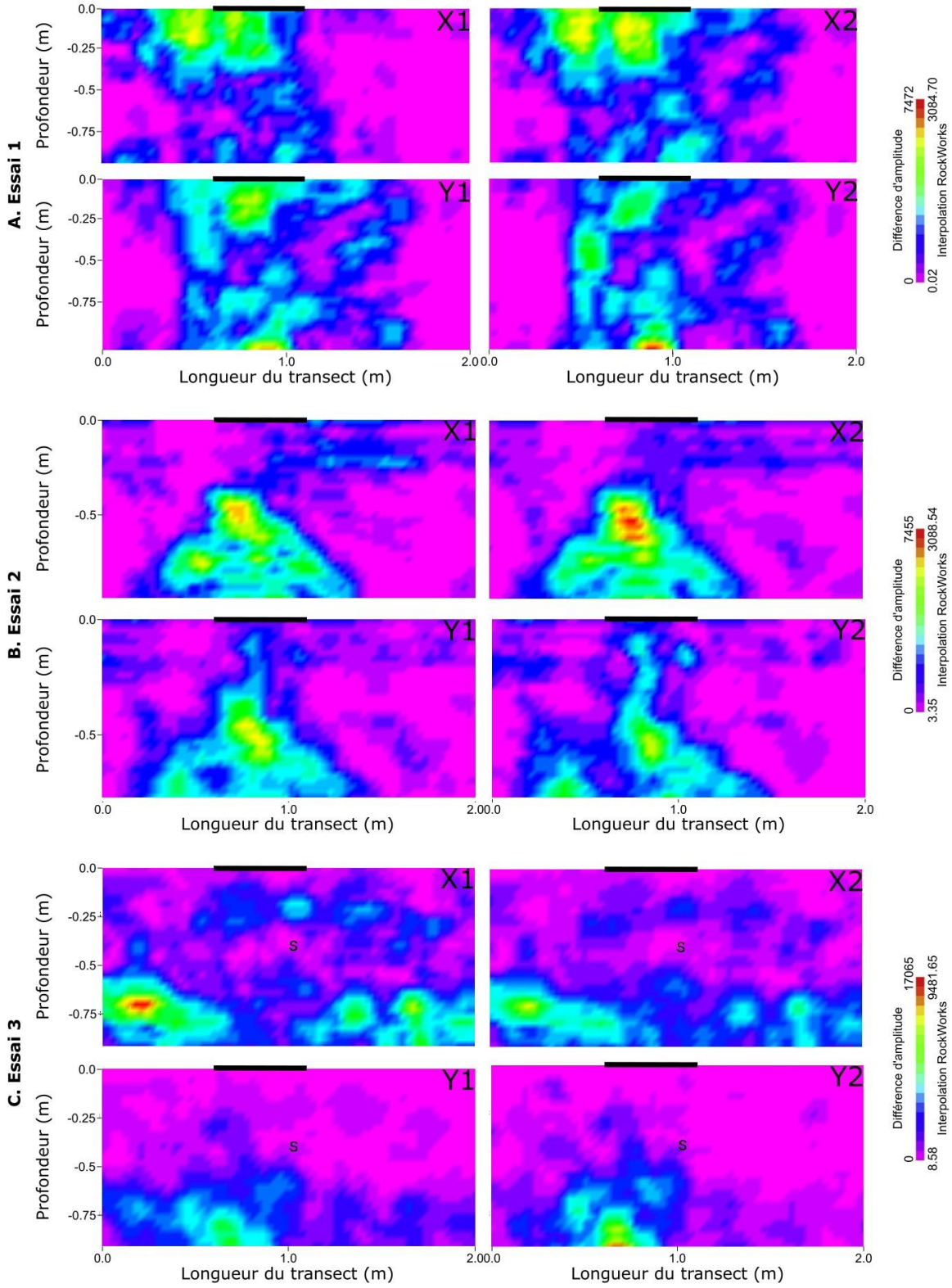
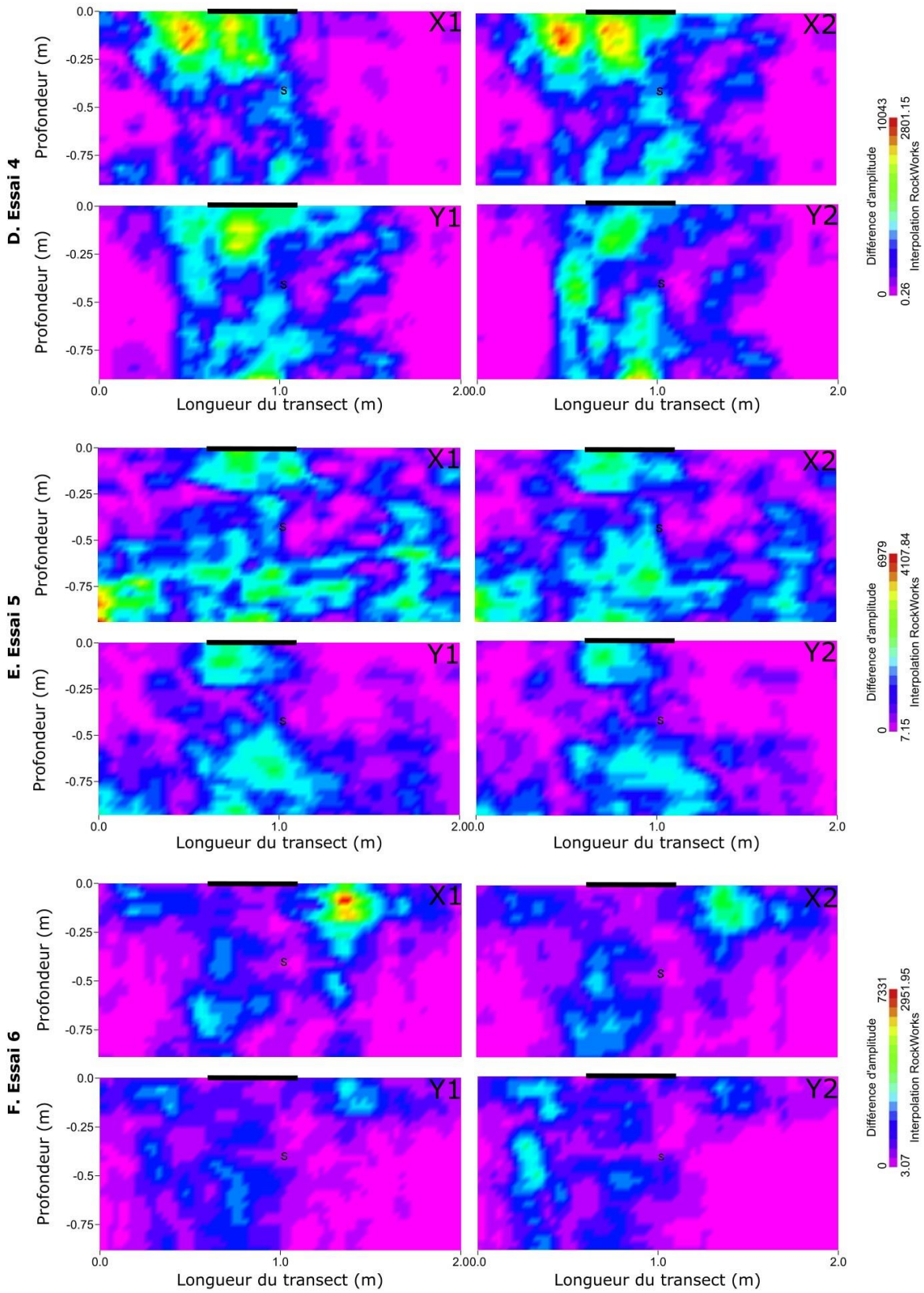


Figure V.7 – Partie 1 : Représentations en 2D des chemins de l'eau et des zones humides pour les 6 essais (|WET-DRY|). Les traits noirs indiquent l'emplacement de l'anneau.



Partie 2 : Représentations en 2D des chemins de l'eau et des zones humides pour les 6 essais (|WET-DRY|). Les traits noirs indiquent l'emplacement de l'anneau.

Pour rappel, l'anneau n'est pas parfaitement centré lors des essais (pour garder une certaine justesse sur la mesure de la longueur du transect, tout en permettant un passage rapide sur le terrain), et se situe entre 0,6 et 1,1 m sur chaque transect (axe des abscisses). La position de l'anneau est dessinée au-dessus de chaque sous-figure. Pour rappel également, les essais 2 à 6 ont servis à l'injection de SPIONs (étudiés dans le chapitre suivant), et seul l'essai 1 n'a été réalisé qu'avec de l'eau. Le krigeage des données est réalisé transect par transect, sur la longueur, mais pas en profondeur (contrairement à la représentation 3D).

Pour l'essai 1, on observe une zone humide suivant X1 à la surface, légèrement décalée vers la gauche. Des écoulements ont lieu plus en profondeur au centre, puis dans quasiment toute la moitié gauche à 1 m de profondeur. Suivant X2, la zone humide est légèrement plus centrée, notamment à 1 m de profondeur. La droite (à l'est) n'est pas concernée par les écoulements. Suivant Y1, la zone humide est centrée, et l'on peut distinguer deux zones principales, réunies par un ou deux bras d'écoulements. Suivant Y2, on distingue clairement un chemin déconnecté du reste, et donc considéré comme préférentiel, qui se déploie de la surface vers des zones plus profondes du profil.

Pour l'essai 2, en suivant le transect X1, on observe cette fois que la zone humide est principalement présente dans la deuxième moitié de la section, légèrement décentrée vers la gauche. L'écoulement provenant de la surface est encore visible, en bleu. La zone humide est située au même endroit suivant X2, avec des couleurs plus rouges signifiant une plus forte différence de signal, donc sûrement une plus forte teneur en eau (ou concentration en SPIONS) en haut à cet endroit (à 0,5 m de profondeur). Suivant Y1, la forme est plus allongée et remonte quasiment jusqu'à la surface. L'écoulement provient bien de l'anneau, et s'infiltre majoritairement en ligne droite à cet endroit. De la même manière, suivant Y2, on observe clairement l'écoulement provenant de l'anneau et se dirigeant directement vers la profondeur, avec une différence d'amplitude croissante de la surface vers la profondeur. On peut facilement soupçonner un écoulement préférentiel existant suivant Y1 et Y2, notamment car la forme infiltrée n'est pas du tout celle d'un bulbe, mais semble correspondre à des écoulements régionalisés.

Pour l'essai 3, les formes sont plus variées et étalées, et la connexion avec la surface semble moins évidente. Suivant X1, on retrouve la majorité de la zone humide en profondeur, entre 0,6 et 1,1 m, sur toute la longueur étudiée, excepté le centre (sur une dizaine de centimètres). Suivant X2, le schéma est identique, avec moins de zones humides dans les premiers 50 centimètres (couleurs plus foncées). Suivant Y1, une zone sous 0,75 m de profondeur, dans la première moitié du transect (suivant l'axe des abscisses), semble délimiter les régions les plus humides. Suivant Y2, on note le même motif avec une zone humide positionnée à la même profondeur et à la même distance. Vu l'absence de

connexion avec la surface et la géométrie de la zone, celle-ci pourrait correspondre à un écoulement préférentiel (mais le macropore serait de très petite taille, donc pas détectable par le radar), ou à une zone de stockage (accumulation d'eau au-dessus d'une couche moins perméable). Les hypothèses ont été mentionnées dans la partie précédente. De plus, comme montré précédemment, les zones humides observées sur les radargrammes (en général) ont tendance à être surévaluées. La surface occupée est donc sûrement plus faible en réalité.

Pour l'essai 4, les bulbes d'infiltration sont à nouveau disposés sous l'anneau, et plutôt vers la surface. On retrouve suivant X1 un écoulement très centré qui semble amener plus rapidement les écoulements en profondeur. Suivant X2, l'écoulement forme un bulbe plus continu et plus large, situé au centre. Suivant Y1, d'autres écoulements apparaissent en supplément du bulbe, notamment vers la droite du graphique, rejoignant le centre en profondeur où l'eau est quasiment autant présente qu'à la surface (suivant les couleurs). Suivant Y2, le bulbe est bien moins large et a une forme moins (semi-)sphérique. Les chemins de l'eau prennent la forme de chemins déconnectés ou parallèles avec un écoulement de l'eau depuis l'anneau vers la profondeur, avec une certaine tortuosité (écoulement vers la gauche puis reprise au centre en bas de la section).

Pour l'essai 5, suivant X1, le motif est beaucoup plus abstrait, l'écoulement semble concerner quasiment toute la section, sans définition d'un bulbe, et avec la superposition de plusieurs chemins de l'eau. Suivant X2, on observe plus clairement des zones d'infiltration particulières avec les premiers centimètres sous l'anneau, qui semblent reliées à la profondeur par un chemin assez central, qui se disperse ensuite sur toute la longueur du transect. Suivant Y1, le passage du bulbe sous l'anneau à une zone humide en profondeur et centrale est encore plus évident. Le chemin préférentiel central apparaît à nouveau. Le motif suivant Y2 est assez similaire.

Pour l'essai 6, suivant X1, étonnamment, la zone humide principale est en surface mais décalée par rapport à la position de l'anneau (Figure V.7.F). Cette zone d'apport ne semble pas se propager dans le sol. On retrouve également un écoulement assez droit en profondeur sous l'anneau. Globalement, à la surface, l'écoulement est assez étalé. Les mêmes motifs se retrouvent suivant X2, bien que la zone humide sous l'anneau soit plus visible, sans être connectée à la surface. Là encore, cela semble mettre en évidence une régionalisation des écoulements et donc la présence d'écoulements préférentiels. Les mêmes trois zones sont identifiables suivant le transect Y1, mais avec des amplitudes plus faibles, ce qui signifie que moins d'eau doit être présente dans cette section. Suivant Y2, les zones à gauche sont plus larges et mieux délimitées, mêmes si toutes les zones humides ne semblent pas parfaitement connectées entre elles.

En comparant avec la Figure V.4 en 3D, l'observation des chemins de l'eau et des zones humides semble plus claire par la visualisation 2D. Avec uniquement quatre transects, en 3D, on représente mieux l'impact d'un transect sur les autres et leurs interactions, tandis qu'en 2D on peut mieux identifier des motifs particuliers. Ces informations montrent que l'infiltration crée dans certains cas des bulbes d'infiltration quasi sphériques, bien développés et bien centrés sous l'anneau. Ceci correspond à ce qui est attendu dans le cas d'un sol homogène.

V.3.3 Validation de l'approche par analyse des traces

Une visualisation des essais différenciés entre sol sec et sol en fin d'essai (|DRY-WET|) est disponible sur la Figure V.8. Ces données sont non krigées et permettent de visualiser les différentes zones colorées correspondantes aux zones humides du sol. Les zones sombres correspondent aux zones sous le seuil, considérées comme identiques entre le début et la fin de l'infiltration, donc non humidifiées. Les mêmes visualisations des autres essais sont disponibles en Annexe 29.

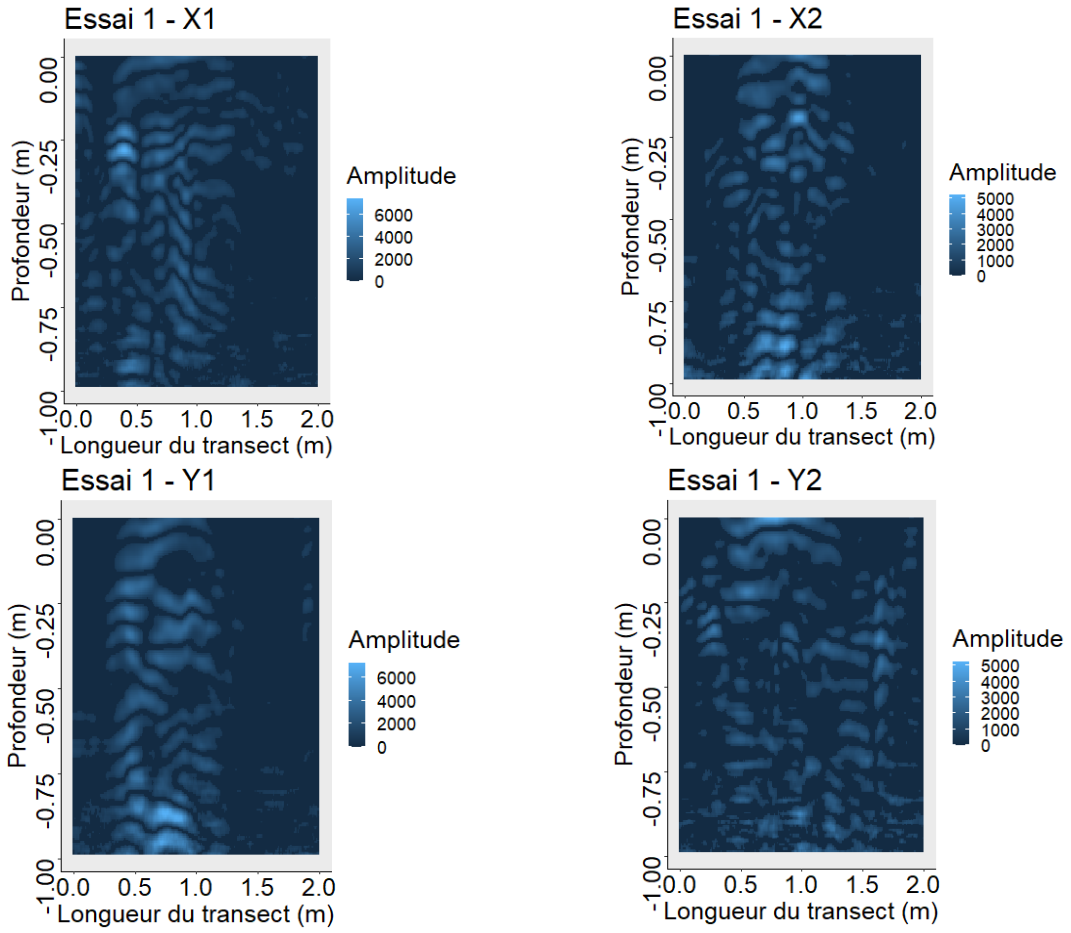


Figure V.8 : Radargrammes (essai 1) différenciés entre sol sec et sol en fin d'essai (|DRY-WET|), bruts (non krigés), mais avec seuil (à 790), pour les 4 transects.

A partir de ces données, on peut regarder une colonne en particulier (appelée trace) qui correspond au profil de valeurs d'amplitudes (différenciées dans ce cas). Un exemple est donné en Figure V.9. On observe la trace différenciée (en valeur absolue) avec les zones d'amplitude nulle correspondantes aux valeurs sous le seuil, et les pics correspondants aux zones de différence significative. Les zones sombres correspondent bien à des valeurs d'amplitude nulle (Figure V.9.B).

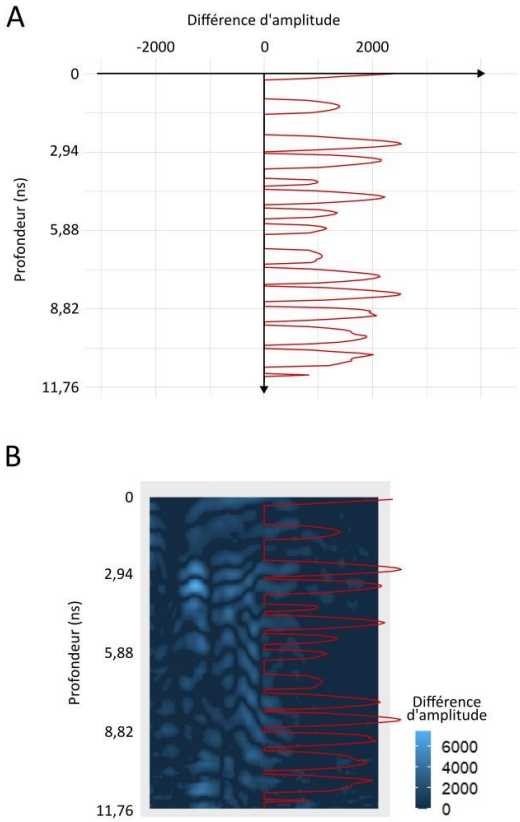


Figure V.9 : Exemple de trace sous forme d'oscilloscope (A) et positionnée sur la figure brute (B).

A l'aide des traces, on veut valider l'approche permettant de déterminer les zones humides (et ainsi apporter des informations supplémentaires sur les écoulements). Pour cela, on vérifie qu'on a bien une diminution de la vitesse de propagation des ondes lorsque le milieu est humide, en cohérence avec la théorie de propagation des ondes. Sachant que la vitesse de propagation de l'onde électromagnétique dans le sol est inversement proportionnelle à la permittivité relative du sol, l'étude des traces des radargrammes (colonnes de données) donne des indications sur la vitesse de propagation des ondes électromagnétiques. Pour rappel, la vitesse de propagation des ondes est définie selon l'équation :

$$v = \frac{c}{\sqrt{\varepsilon'_r}} \tag{V.1}$$

avec c la vitesse des ondes électromagnétiques dans le vide (c=3.10^8 m.s^{-1}) et ε'_r la partie réelle de la permittivité relative du milieu ε_r (Utsi, 2017). Or la permittivité relative de l'eau est bien plus élevée que celle du sol. On s'attend donc à ce que la vitesse des ondes diminue avec l'augmentation de la teneur en eau. Cela signifie que pour un réflecteur particulier, positionné à une profondeur donnée, le temps de retour doit être augmenté et donc le réflecteur doit être décalé vers le bas (vers la profondeur) en présence d'eau. Di Prima et al. (2020) avaient ainsi essayé de caractériser les mouvements de l'eau.

Pour vérifier cette hypothèse, on regarde la position de certains réflecteurs au niveau des traces de sol sec (courbe marron) par rapport au sol de fin d'essai (humide, courbe bleue) (Figure V.10). Seules les traces de ces deux radargrammes sont représentées.

Le premier schéma sert de témoin, car correspond à une zone où la différence entre les deux radargrammes est sous le seuil sur toute la profondeur (donc l'amplitude différenciée est nulle après seuillage), c'est-à-dire que l'eau ne s'est pas infiltrée à cet endroit. On regarde néanmoins les deux profils de départ avant différenciation. On observe bien que les deux courbes sont proches l'une de l'autre, avec un léger décalage des pics du radargramme de fin d'essai vers le haut, donc au contraire de ce qui est prévu.

On considère également des traces sous l'anneau (Figure V.10 B et C). A cet endroit, le sol a été humidifié. L'exemple donné en Figure B montre que dans les premiers centimètres, et notamment pour les pics d'amplitudes négatives, l'hypothèse du signal décalé en profondeur est vérifiée. Cependant, à partir de 0,5 m de profondeur, la tendance s'inverse et les pics « sol humide » se retrouvent au même niveau voire au-dessus des pics « sol sec ». L'exact inverse se produit pour la trace observée en Figure C. Autre exemple en regardant les zones de plus forte différence d'amplitude, on observe les mêmes phénomènes : certaines traces suivent notre hypothèse au départ, puis un décalage se produit dans l'autre sens (Figure D), ou varient beaucoup et se décalent (Figure E en profondeur), etc. Sur toutes les traces étudiées, il ne semble pas y avoir de comportement fixe. Certaines traces suivent les mêmes tendances, et très peu semblent respecter parfaitement (ou ne pas respecter du tout) notre hypothèse. Cependant, les traces « sol humide » ne représentent dans aucun cas un décalage parfait de la trace « sol sec », mais varient en hauteur de pic, en forme de pics, et en distance entre les pics. La donnée profil d'amplitude est donc complexe à manipuler.

Une explication possible de la non-conformité aux équations pourrait être que les pics visualisés « humides » ne sont pas les premiers, et que ces premiers signaux ont été supprimés pendant le pré-traitement. Notamment, lorsque l'on supprime une partie du radargramme correspondant à l'interface air-sol. Le décalage vers les plus faibles profondeurs aurait donc lieu, mais ne serait pas visible car les informations représentées

seraient tronquées. Cependant, cette hypothèse semble peu probable dans la mesure où, normalement, la suppression des données correspondantes à l'interface air-sol sont bien sur le même pic de signal pour tous les radargrammes (Annexe 32).

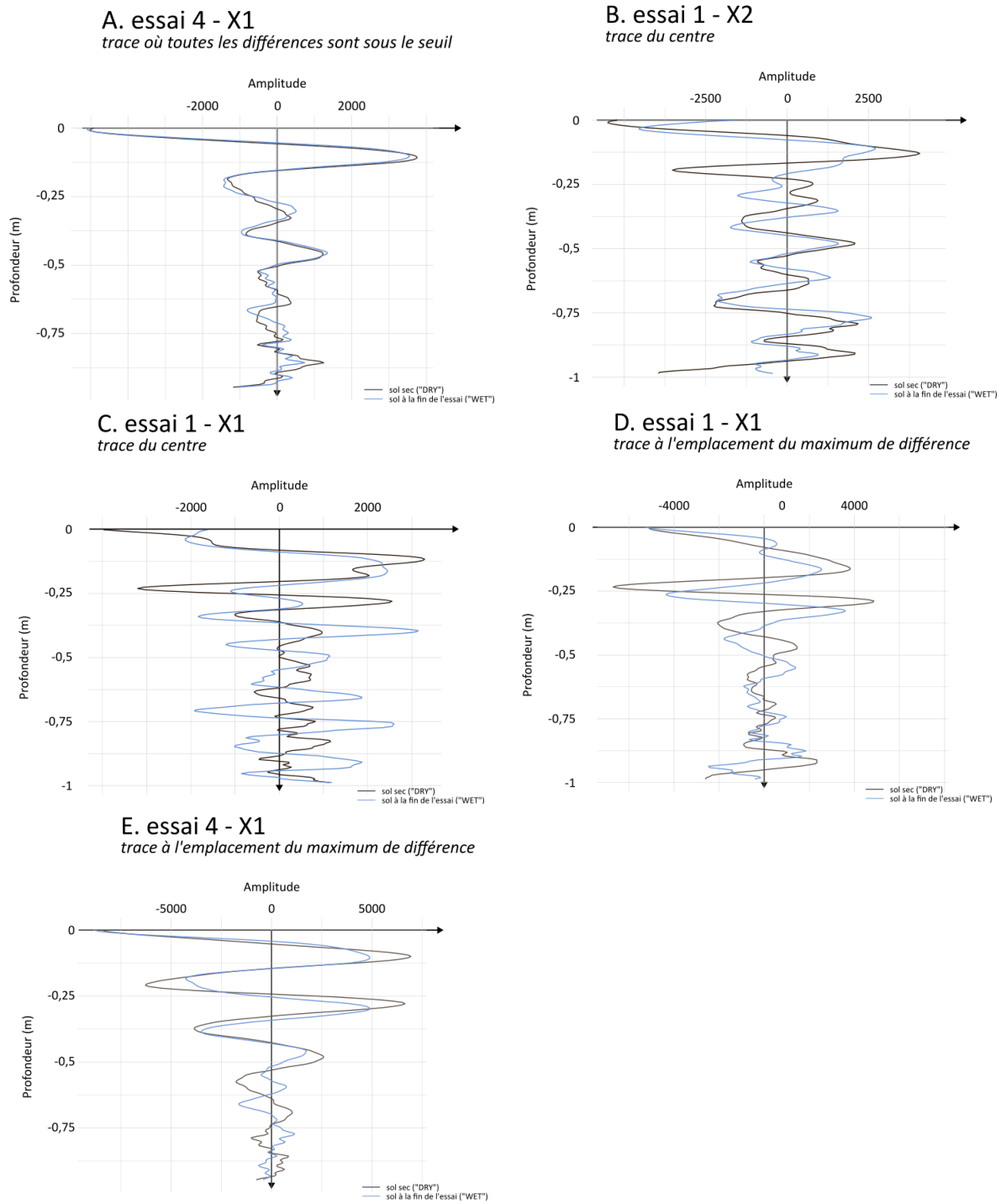


Figure V.10 : Exemples de traces prises à différentes zones des transects étudiés : dans une zone où l'eau ne s'est pas infiltrée (A), sous l'anneau (B et C), et au niveau du maximum de différence (E) entre le sol sec et le sol de fin d'essai (|DRY-WET|). La trace du radargramme sol sec est de couleur marron, celle du radargramme du sol de fin d'essai est de couleur bleue (la trace de la différence n'est pas représentée).

De plus, ces signaux permettent de comprendre l'aspect zébré des représentations 2D brutes. Comme les amplitudes de signal sont sinusoïdales, elles sont positives puis négatives. Les différences de signal, qui sont ici représentées en valeur absolue, sont ainsi en réalité des différences parfois positives, parfois négatives. L'aspect zébré est donné par cette alternance, et correspond aux parties positives puis nulles du signal différencié.

V.4 Dynamique temporelle de l'infiltration

V.4.1 Extension temporelle des bulbes au sein des transects

L'étude n'étant pas facile en 3D du fait de la complexité des représentations et du manque de précision (uniquement 4 transects), nous nous sommes restreints à l'étude des transects (2D) pour l'analyse de la dynamique temporelle de l'infiltration. On cherche ici à visualiser l'évolution dans le temps des zones humides suivant les différents transects. Pour cela, on utilise à nouveau uniquement les radargrammes différentiés et seuillés (avec le même seuil) avant interpolation sur RockWorks, selon la méthode de Di Prima et al. (2020). La Figure V.11 donne les résultats pour l'essai 1, seul essai où aucun nanotraceur n'a été ajouté. On illustre ici la dynamique d'infiltration avec les transects X1 et Y2.

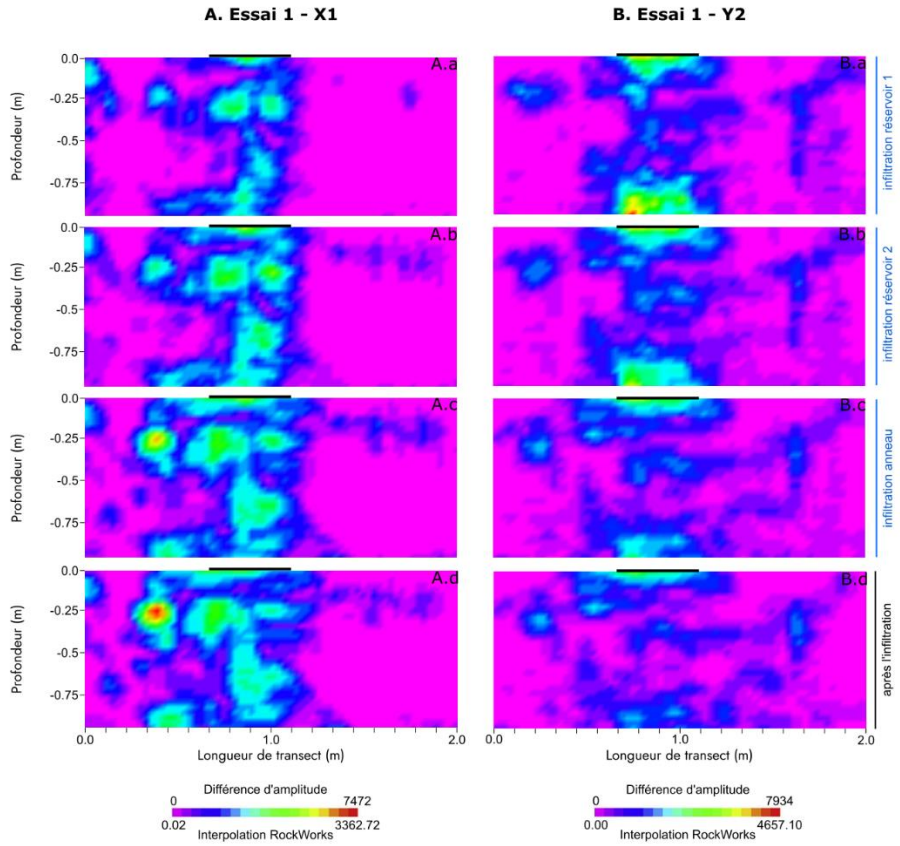


Figure V.11 : Représentations en deux dimensions de l'évolution des zones humides pour l'essai 1 en suivant les transects A) X1 et B) Y2. La différence est faite par rapport à la référence « sol sec » pour tous les visuels. Chaque figure donne donc une photo de l'écoulement à un moment donné, par rapport au sol sec.

Sur la Figure V.11, suivant le transect X1, on observe une évolution dans le temps des zones humides (du haut vers le bas). La surface concernée (couleurs autres que rose fuchsia) s'étire, et des valeurs plus élevées de différence d'amplitude apparaissent.

Suivant le transect Y2, au contraire, les zones humides semblent diminuer de plus en plus. La zone étudiée semble trop petite pour suivre l'infiltration verticale dans la mesure où le bulbe d'infiltration atteint déjà le bas de la section dès le premier temps (Figure V.11 B.a). Il est donc possible que l'eau soit infiltrée plus en profondeur, et n'apparaisse ainsi pas sur les schémas.

Ces deux représentations permettent de suivre dans le temps l'évolution de la présence d'eau pendant et après l'infiltration, ce qui peut permettre de suivre le développement des chemins de l'eau dans le sol au cours de l'essai et d'évaluer le stock d'eau dans le profil sondé. On note aussi qu'il n'y a pas de stabilisation du signal avec une augmentation croissante de la zone identifiée comme humide. Cette donnée est importante car elle semble indiquer que, potentiellement, le régime transitoire sur la zone sondée est long et que le signal radar continue d'être modifié par l'écoulement et l'apport d'eau. Cet élément d'information sera notamment déterminant pour l'interprétation des résultats lorsqu'on injecte des nano-traceurs.

On constate également que le dernier motif observé pour chaque transect (|WET-DRY|, après l'infiltration) est très différent de celui observé sur la Figure V.7. Le seuil utilisé sur cette dernière figure pour l'essai 1 (les 4 transects) est de 872. On est donc censé représenter dans la Figure V.11 les mêmes données pour X1 et Y2. Cependant, comme on peut l'observer sur les légendes de couleur, même si les valeurs de différences d'amplitude ne changent pas pour les transects, car le seuil est le même, les valeurs interpolées sur RockWorks sont modifiées, car c'est l'ensemble des transects qui est pris en compte sur la Figure V.7 contre uniquement chaque transect sur la Figure V.11. Il y a donc une modification des légendes et donc des couleurs. Le choix de représentation des données peut donc faire amplement varier les rendus finaux sur la base des données interpolées, allant même jusqu'à modifier les emplacements des valeurs nulles (les zones en rose fuchsia). Il est donc difficile de comparer les figures interpolées selon les radargrammes |WET-DRY| des quatre transects, avec les radargrammes évoluant dans le temps (|1er réservoir – DRY|, puis |2ème réservoir-DRY|, jusqu'à |WET-DRY|) d'un seul transect.

Le même type de données a été obtenus pour les autres essais. Néanmoins, pour les autres cas, les nano-traceurs ont été injectés et donc les signaux correspondent à la fois à la modification de la teneur en eau et à l'apport de nano-traceurs censés modifier le signal.

Nous avons donc présenté ici les résultats du seul essai effectué sans apport de nano-traceur.

V.4.2 Variations successives entre radargrammes

Pour aller plus loin, on regarde également les variations dans le temps entre chaque radargramme, c'est-à-dire qu'au lieu d'avoir une référence fixe correspondante au premier radargramme pris (sol sec, comme sur la Figure V.11 ou sur la Figure V.12.A), la référence est le radargramme précédent (Figure V.12.B). Cela devrait permettre de mettre en évidence les zones d'apport d'eau entre les étapes successives. La première ligne de graphiques (A.a et B.a) sur la Figure V.12 représente exactement les mêmes données, c'est-à-dire la différence entre le radargramme sol sec et le radargramme lorsque le réservoir 1 est vide. Or, on peut déjà observer sur ces deux figures les mêmes variations de forme et de couleurs dues au choix de légende. En effet, l'écart-type calculé pour déterminer le seuillage n'est pas calculé sur les mêmes valeurs. Les graphiques suivants sont intéressants car ils montrent qu'entre deux captures du transect dans le temps, la majorité de l'écoulement se situe en profondeur et sous l'anneau (Figure V.12.B), alors que la variation la plus importante par rapport au radargramme sol sec se situe plutôt sur le côté de l'anneau et autour de 25 cm de profondeur (Figure V.12.A). Les radargrammes montrant les différences successives permettent de constater les variations systématiques de teneur en eau ou l'expansion de la zone humide. Ils démontrent ainsi que l'hypothèse selon laquelle le régime permanent est atteint pendant l'essai, voire à la fin de la première colonne, n'est pas pleinement validée. Sur les derniers schémas (A.d et B.d), on observe encore de très fortes variations d'amplitude alors que le drainage est en cours. Dans ce cas, au lieu d'apporter de l'eau au profil, on permet à l'eau de se drainer et quitter le profil. Ainsi, les variations pourraient être dues à la diminution de la teneur en eau (notamment pour la figure B.d), ou encore par des zones de drainage préférentielles. Cette partie en particulier pourrait s'étudier en regardant précisément les variations des traces dans le temps, si tant est que leur exploitation soit facile.

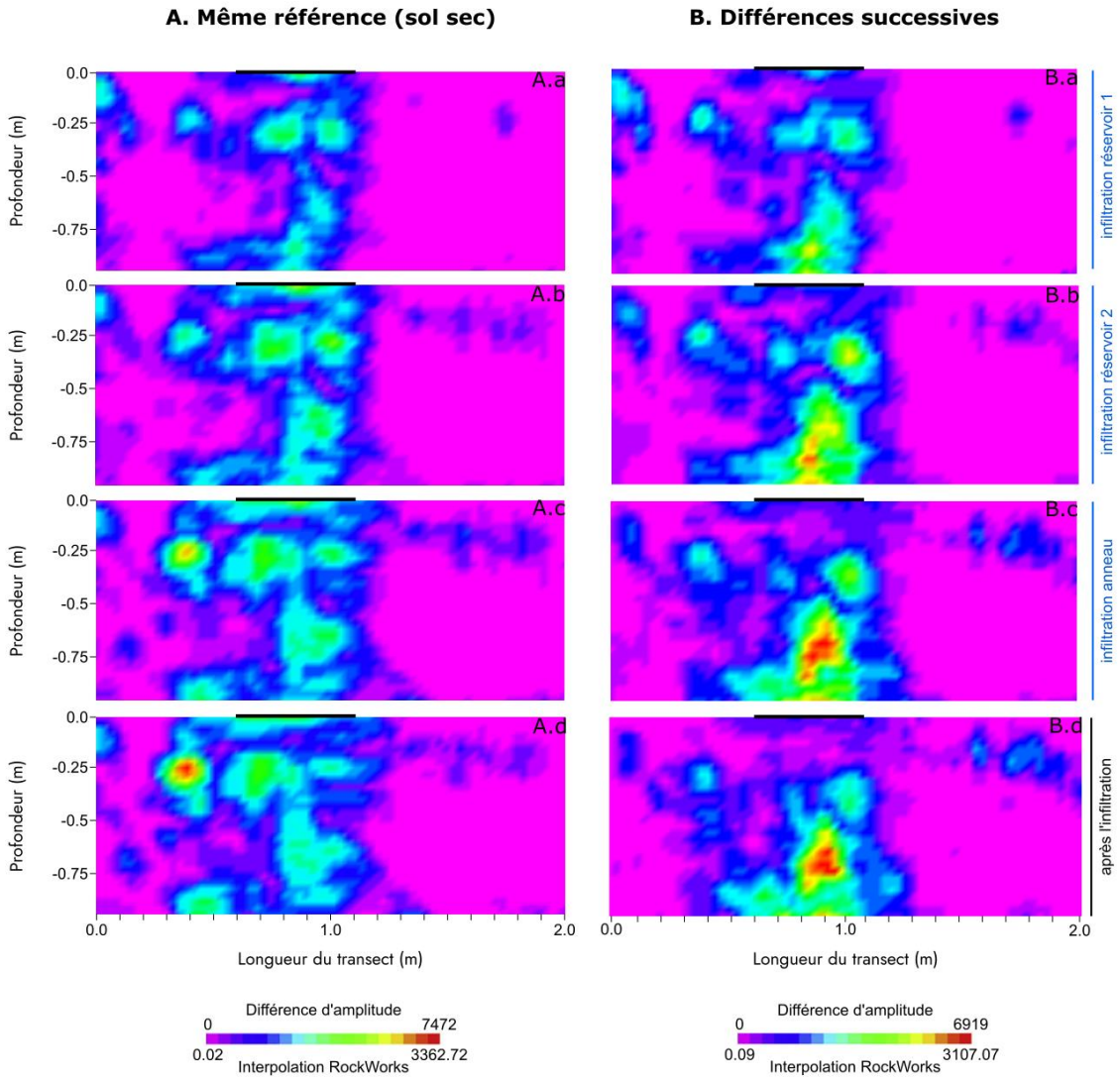


Figure V.12 : Représentations en deux dimensions de l'évolution des zones humides pour l'essai 1, transect X1, avec A) la différence entre les deux radargrammes faite par rapport à la référence « sol sec » (chaque figure donne donc une photo de l'écoulement à un moment donné, par rapport au sol sec), et B) la différence entre deux moments (la référence prise est le radargramme précédent, et non le tout premier correspondant au sol sec).

V.4.3 Etude de la dynamique temporelle par analyse des traces

Bien que l'analyse des traces semble être une méthode complexe à mettre en œuvre, on l'applique ici pour l'étude de la dynamique temporelle de l'infiltration. On se place ici au niveau du maximum de différence entre radargramme sol sec et radargramme de fin d'essai (|DRY-WET|), et on regarde l'évolution et les modifications de la trace aux deux derniers instants capturés par le GPR (à la fin de l'infiltration de l'eau et après le drainage).

Premièrement, on regarde si la différence vient d'un décalage temporel ou d'amplitude de pics et deuxièmement on regarde comment évolue la trace de la différence à cet endroit

dans le temps (Figure V.13). Toutes les traces présentées dans cette figure se situent à la même position du même transect du même essai.

La Figure V.13. A donne les traces du radargramme « sol sec », du radargramme « sol à la fin de l'infiltration de l'eau de l'anneau » (dernière étape avant le radargramme de fin d'essai dont la trace est donnée sur la figure B) et le radargramme différencié des deux. On observe que les différences sont toutes dues à des décalages des pics. On note également que sur cet exemple, les pics de « sol humide » ont bien des temps de propagation plus lents. Sur la figure B, on retrouve quasiment le même schéma avec le pic d'amplitude le plus grand qui est dû à un décalage, mais quelques pics à la moitié de la profondeur qui sont complètement inversés (signes opposés). A noter, au niveau du pic de plus forte amplitude (environ 3 ns de profondeur), le décalage entre sol sec et sol de fin d'essai est plus grand qu'avec celui de fin d'eau dans l'anneau, mais le pic est également de plus forte amplitude. Il y a donc une plus grande importance dans ce cas du décalage des pics que de la hauteur de pic sur la différence. Cependant, ce n'est pas toujours le cas, et d'autres essais étudiés mais non représentés ici ont montré également l'importance de la hauteur de pic.

Enfin, sur la figure C, on observe à peu près les mêmes pics, et notamment les amplitudes augmentées du radargramme différencié avec la fin de l'essai. Ainsi, même s'il est difficile de conclure quant aux variations de teneur en eau liées au drainage sur cet exemple, il semblerait que l'étude des traces puisse permettre de comprendre l'origine (au niveau du signal) des variations de zones humides et de leur intensité sur les visualisations 2D, et ainsi d'étudier plus précisément l'évolution dans le temps des signaux.

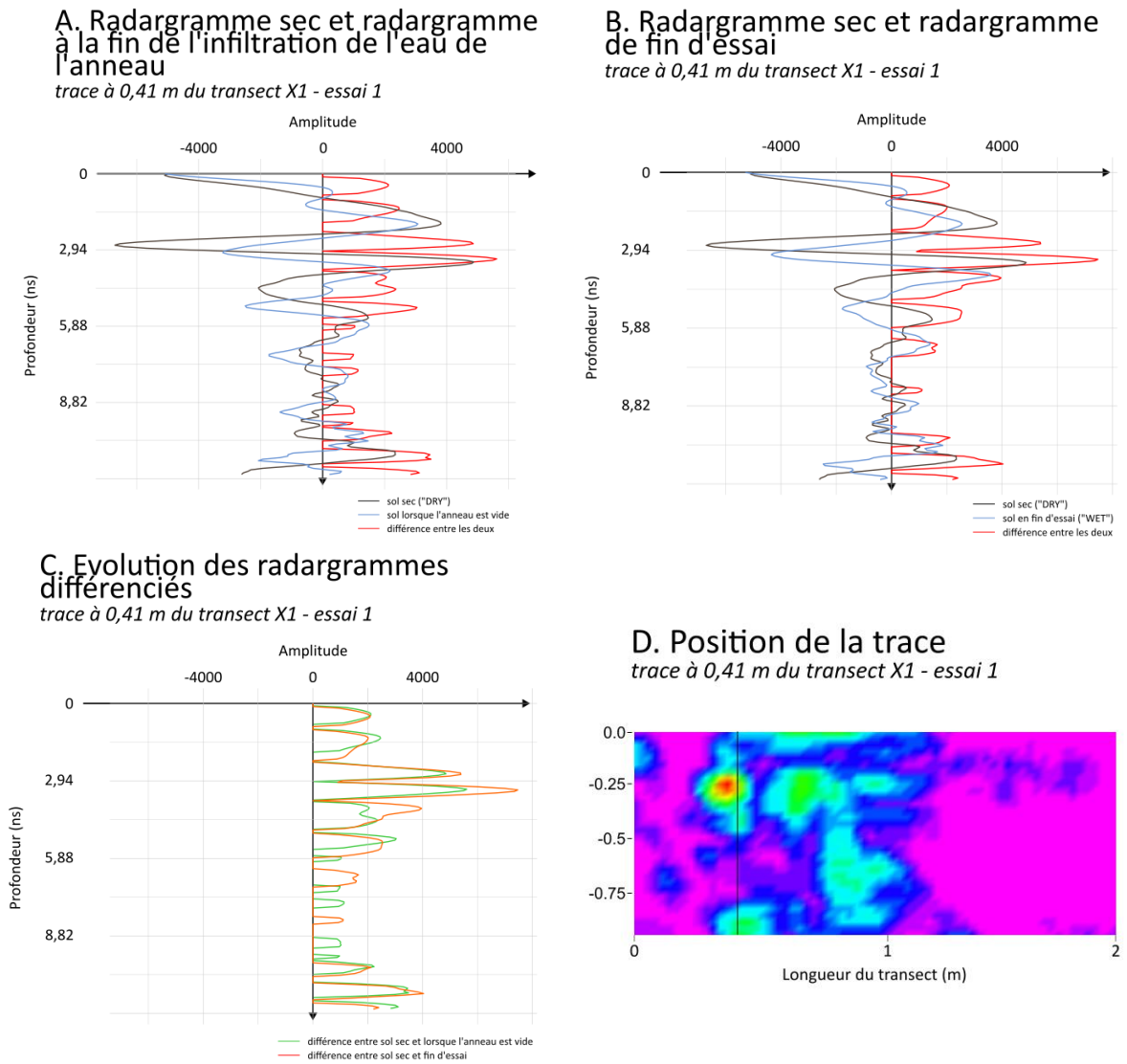


Figure V.13 : Traces de différents radargrammes et différences de radargrammes, pour l'essai 1, suivant le transect X1 à 0,41 m. On évalue la différence entre le temps de fin d'infiltration de l'eau dans l'anneau, et le temps final de l'expérience, après 20 minutes de drainage.

V.5 Application sur le bassin WICKS (Australie)

Les radargrammes issus du test réalisé sur le bassin WICKS, en Australie, ont commencé à être traités et sont très différents de ceux obtenus en France. Premièrement, le GPR utilisé n'est pas de la même marque que le radar utilisé en France (Sensors & Softwares versus GSSI), et le format des fichiers est différent. Les logiciels de traitement des radars ne permettant pas de traiter tous les formats de données, un code R en open access a été apprivoisé pour débuter le traitement des données radar d'Australie. Les mêmes étapes de traitement pour l'ajout d'un gain en profondeur et le lissage des données sont réalisables. Quelques problèmes persistent néanmoins, notamment la normalisation verticale et horizontale des données. Celles-ci ont donc été faites « à la main », en traitant directement les tableaux de données. De plus, les amplitudes ne doivent pas être dans les

mêmes unités car les ordres de grandeur des résultats obtenus sont très différents. Enfin, la fréquence de radar utilisée est de 1000 MHZ, contre 900 MHz en France. La profondeur observée doit donc être plus faible. Les premiers résultats des transects bruts sont donnés (Figure V.14). Les amplitudes n'étant pas identiques, on ne peut pas se fier aux nuances de blanc et bleu pour la comparaison des zones humides entre chaque transect.

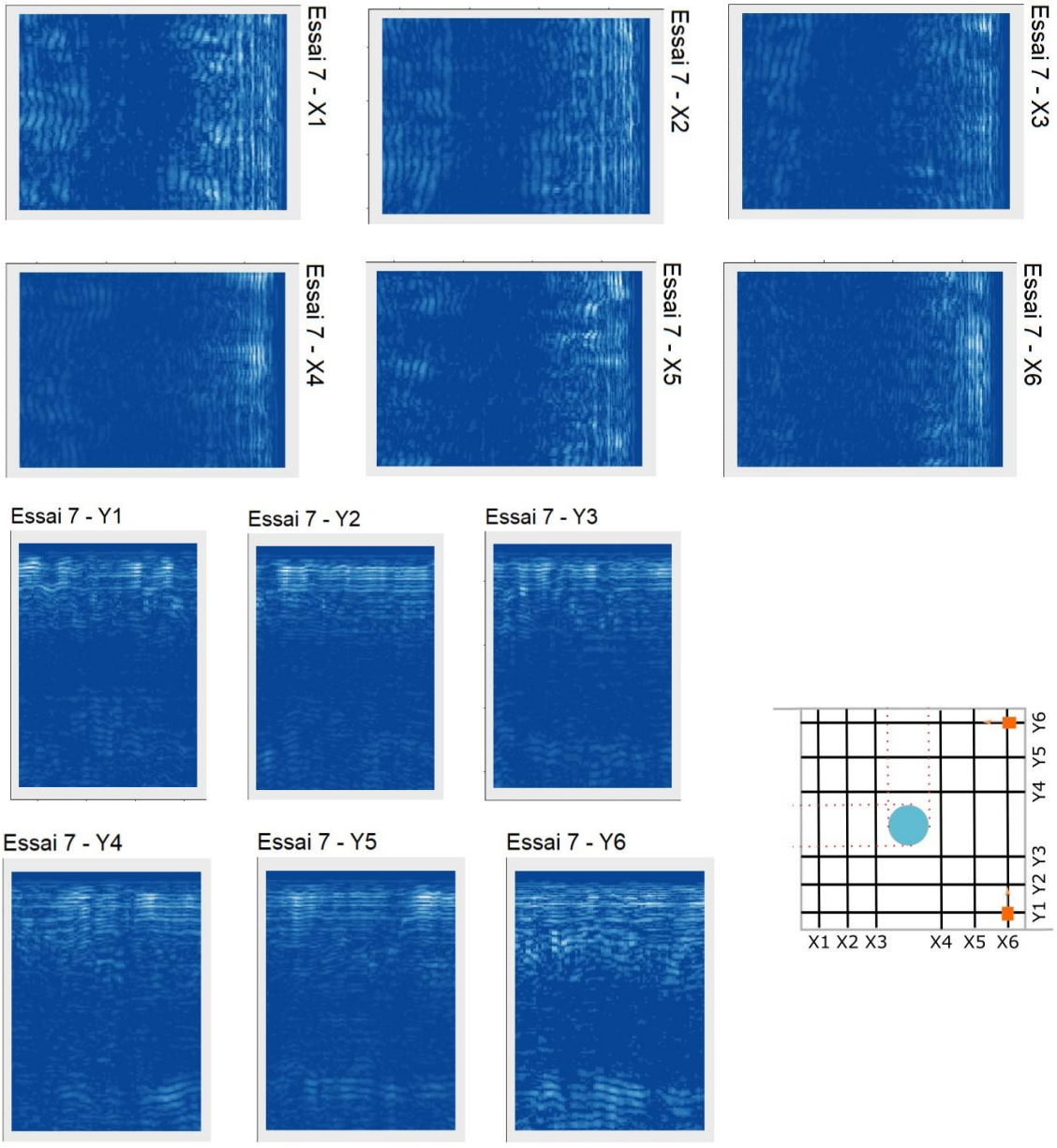


Figure V.14 : Représentation des douze radargrammes différenciés (|DRY-WET|) pour l'essai réalisé sur le bassin d'infiltration WICKS en Australie. Le schéma du positionnement des radargrammes est donné. La largeur de chaque radargramme est 270 cm, la profondeur de 23 ns.

On observe cependant que les différences majoritaires se situent dans les premiers horizons du sol et en profondeur. Il semblerait y avoir une couche peu humide au centre. On retrouve donc deux typologies d'infiltrations observées en France : en surface et en

profondeur. On note également que tous les transects, même les plus éloignés, donnent des différences de signal. L'infiltration s'est donc propagée sur une large surface. Les différences d'amplitudes plus élevées observées à la surface peuvent être dues aux fuites sur les bords de l'anneau constatées lors de l'essai sur le terrain, couplé à la faible perméabilité des premiers centimètres de sol. Nous avons donc ici une première visualisation des infiltrations réalisées sur l'ouvrage de gestion des eaux pluviales. Les autres données sont en cours de traitement.

V.6 Discussions

V.6.1 Erreurs dues au passage du radar sur des transects

Une des limites des essais réalisés sur les sites lyonnais est le passage du radar à la main en suivant un quadrillage formé par de la rubalise. La rubalise étant légère et le quadrillage étant fixé uniquement par les extrémités, il est possible que les lignes représentant les transects bougent durant les essais (passage des personnes qui réalisent l'expérimentation, vent) et donc que le radar ne soit pas passé exactement au même endroit d'un essai à l'autre. Le passage peut lui-même varier de vitesse, et être légèrement dévié de sa trajectoire. La conséquence est que les traces supposées être prises au même endroit et à la même vitesse le long du transect ne le soient pas forcément, et donc que la comparaison des traces devienne entachée d'erreurs. Pour étudier l'ampleur de ces variations, un même transect a été suivi plusieurs fois d'affilé, par la même personne, en fin d'expérimentation (donc avec un sol humide qui continue de drainer l'eau injectée). Les résultats sont donnés en Figure V.15. On y observe bien quelques variations en profondeur, avec des valeurs de différences d'amplitude assez faibles : les maximums sont divisés par deux dans cet exemple par rapport à la différence |WET-DRY|. Le nombre de valeurs au-dessus du seuil est également douze fois plus faible pour les différences présentées ici que pour le radargramme différencié |WET-DRY|. Ces variations peuvent provenir de zones où le passage du radar est plus compliqué (motte de terre, racines, herbes…). Bien que supposées peu nombreuses et relativement faibles en valeur, leur présence est à limiter au maximum. Ainsi, des expérimentations ont été effectuées en Australie avec un système de radar automatisé permettant une acquisition optimale sans variation de vitesse de passage de radar (vitesse constante et rail) et sur le même transect.

Second facteur de différence : le drainage de l'eau dans le profil sondé entre les deux acquisitions successives du même transect. Ce facteur se rajoute au facteur précédent (imprécision sur la position du transect sondé et vitesse de passage du radar) et donc peut expliquer une partie de la différence. Pour limiter les erreurs liées au drainage du sol lors des suivis GPR effectués pour ce type d'étude (c'est-à-dire l'étude des variations liées au passage à la main du radar), on aurait dû réaliser ces passages successifs sur un

sol sec, avant le début de l'essai d'infiltration. Ces essais ont été effectués en Australie, mais n'ont pas encore été traités.

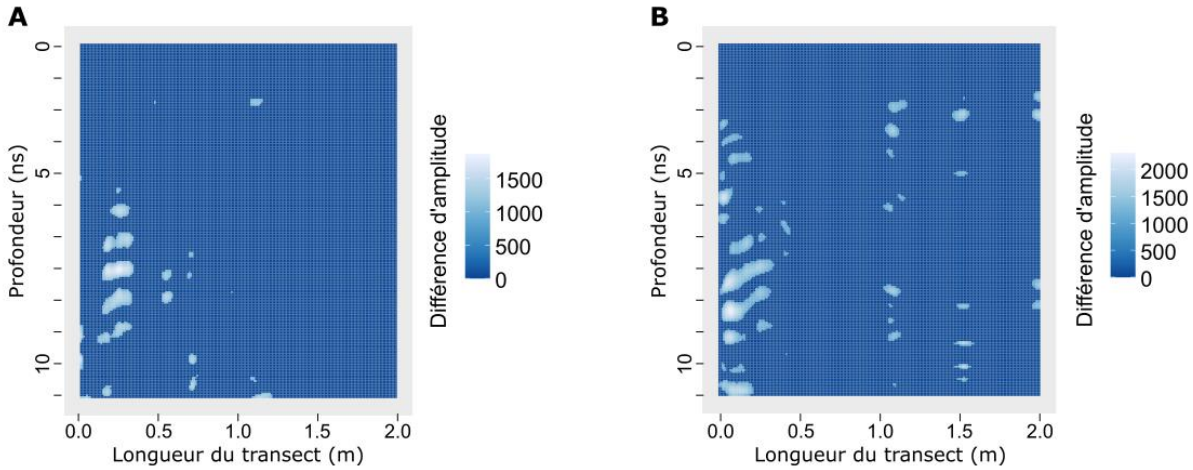


Figure V.15 : Exemples de différences d'amplitude entre des radargrammes suivant la même ligne, à la suite. Le seuil appliqué est identique sur les deux exemples.

V.6.2 Impact de la présence de l'anneau

L'anneau étant en métal, sa présence est susceptible de perturber la propagation des ondes électromagnétiques et donc les mesures effectuées. Cependant, s'il y avait un effet, celui-ci devrait être identique pour tous les passages de radar et s'annuler par différence entre deux radargrammes (hypothèse d'un signal constant lié à l'anneau). Le constat est le même pour les particules magnétiques présentes à l'origine dans le sol, en supposant qu'elles ne sont pas remobilisées lors du passage de l'eau. Pour le confirmer, des passages de radar avec et sans anneau ont été réalisés et traités par la méthode de différenciation (Figure V.16). Comme pour la partie précédente, ces essais ont été réalisés après un essai d'infiltration, alors que sol était humide, et on y observe des changements assez similaires. Aucune interférence ne semble venir de la surface et du centre du radargramme. Les changements sont présents sur toute la profondeur, suivant des zones assez précises. Ces variations proviennent sans doute exclusivement des variations de teneur en eau, et non de la présence de l'anneau

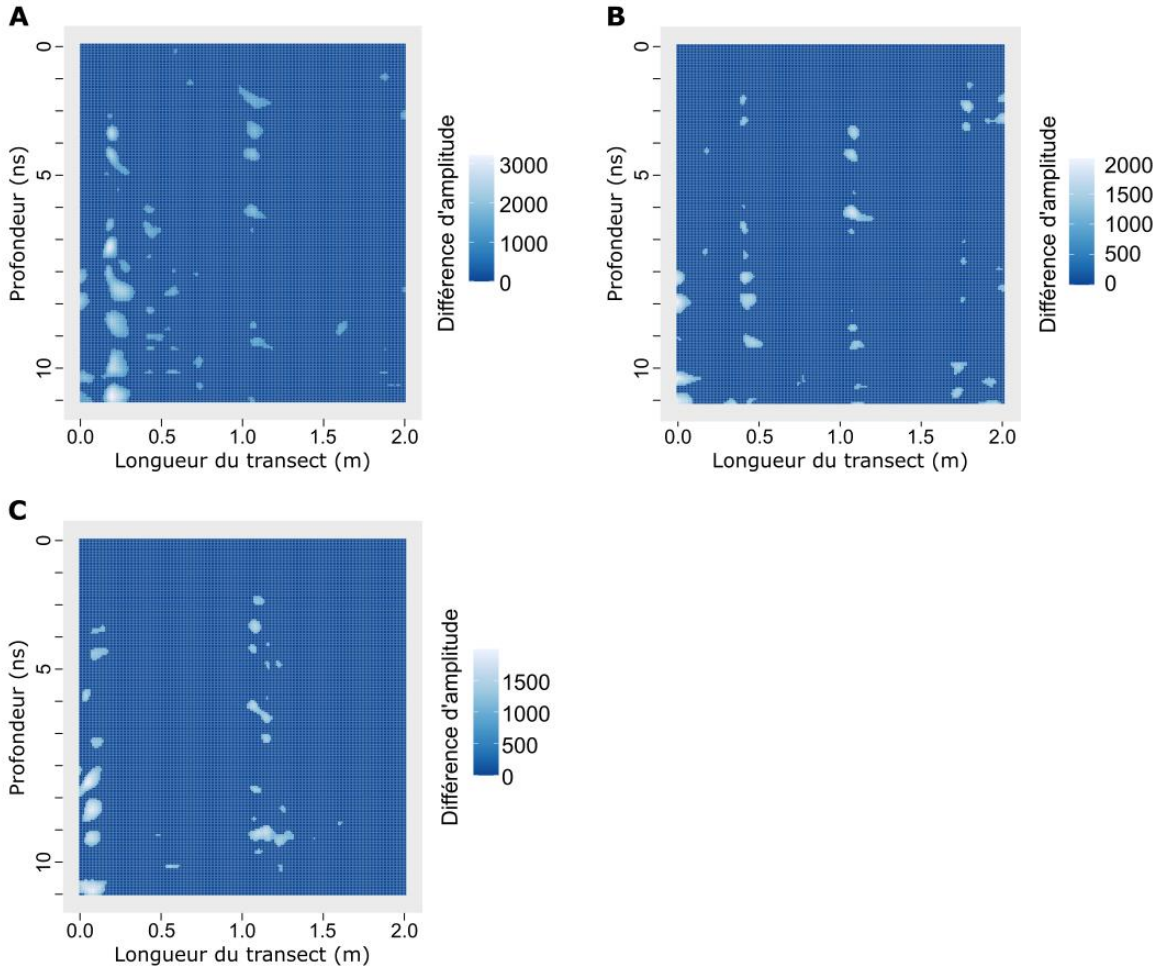


Figure V.16 : Exemples de différences d'amplitude entre un radargramme avec anneau et des radargrammes sans anneau. Le seuil appliqué est identique sur les trois exemples.

V.6.3 Seuillage basé sur la zone « saturée »

La zone comprise dans les 50 premiers centimètres de profondeur de chaque radargramme, et uniquement sous l'anneau, est la plus susceptible d'être saturée et d'être une zone ou le régime permanent d'écoulement est atteint. C'est donc cette zone qui a servi à déterminer l'écart-type à la base du seuillage proposé pour tous les traitements, de sorte à limiter la variation du seuil avec le temps. Cependant, cette hypothèse n'est pas toujours vérifiée car certains écoulements préférentiels ont lieu dès les premiers centimètres. La pente du terrain peut également modifier les écoulements en rajoutant une composante horizontale. On pense que ce facteur peut expliquer une variabilité dans le temps des résultats.

V.6.4 Formes et surfaces des zones humides

On a observé dans les parties précédentes, via les représentations des radargrammes, plusieurs formes de zones humides, dont trois types principaux : (i) des bulbes à la

surface, (ii) des formes plus étalées à la surface et sur la profondeur sous l'anneau, ou encore (iii) des zones très étalées en profondeur.

La première forme correspond à ce que l'on s'attend à obtenir avec des modélisations en simple perméabilité et en milieu homogène. On a modélisé un écoulement de ce type dans du sable limoneux (comme sur le terrain) où l'anneau enfoncé de 5 cm dans le sol est représenté par une barrière imperméable (Figure V.17). Cette modélisation vient compléter celle présentée en début de chapitre où l'insertion de l'anneau n'a pas été prise en compte. On observe une augmentation de la teneur en eau correspondant à la barrière créée par l'anneau, qui ne permet pas à la teneur d'être maximale dès la surface. La courbe diminue ensuite jusqu'à atteindre la teneur en eau initiale. Cette courbe correspond bien à ce que l'on obtient avec les représentations GPR où les zones humides sont situées un petit peu sous la surface, au lieu de commencer directement à la surface.

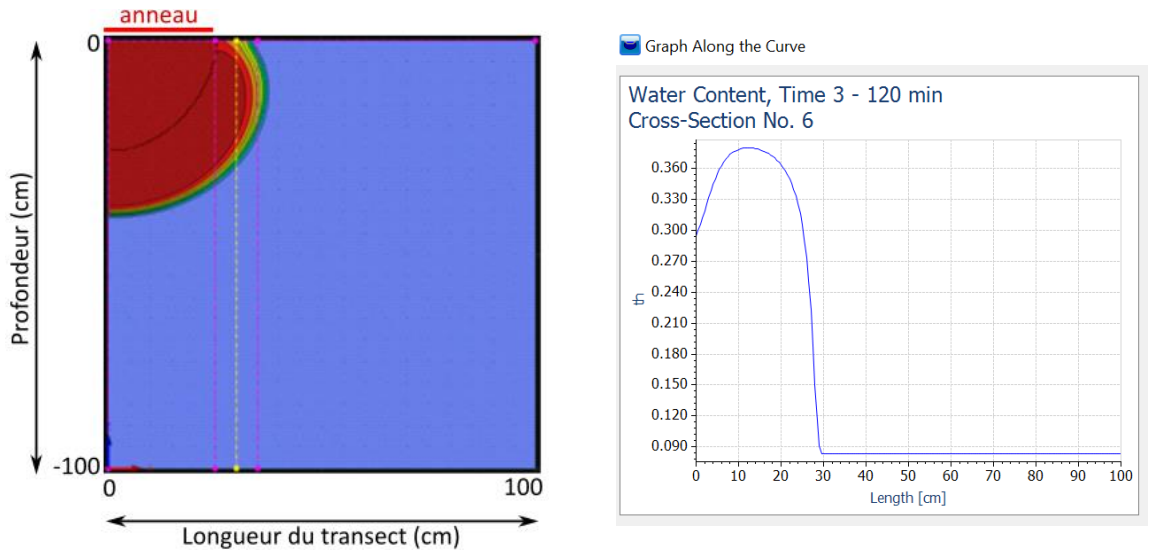


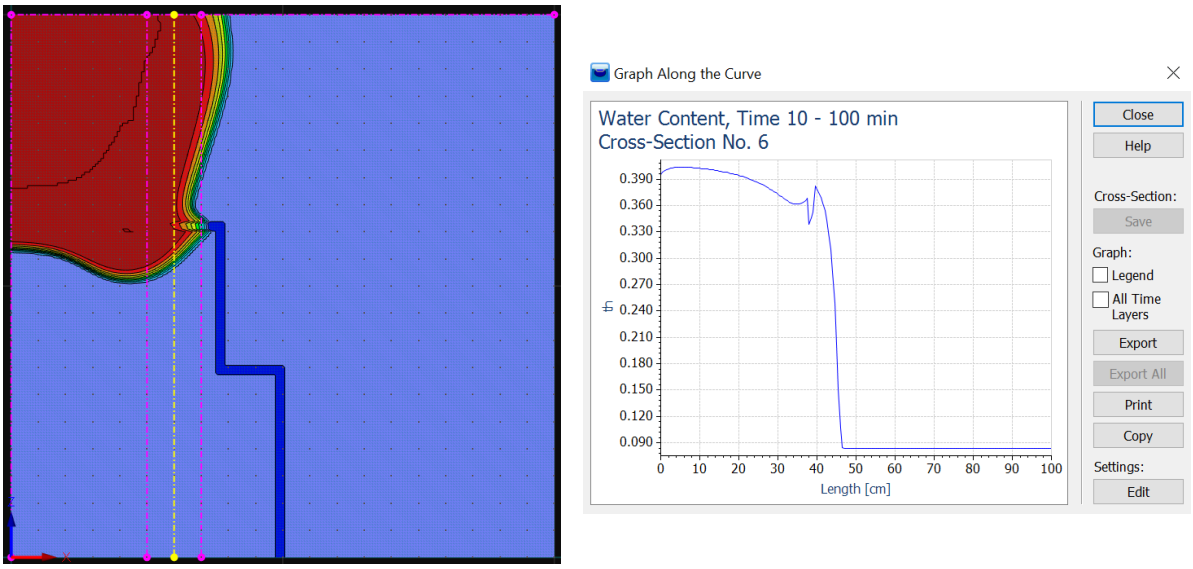
Figure V.17 : Visualisation d'un écoulement en milieu homogène (simple perméabilité) avec l'anneau enfoncé dans le sol à 5 cm, au niveau du bord de l'anneau (rayon de 25 cm). La variation de teneur en eau en profondeur, à t=120 min et à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donnée à droite.

Maintenant on cherche à représenter ce qui se passe en conditions d'écoulements préférentiels. En présence d'un macropore tortueux sous l'anneau, et sans présence de l'anneau dans les cinq premiers centimètres, on obtient des résultats légèrement différents (Figure V.18). L'écoulement passe majoritairement par le macropore (ce qui est visible sur la figure avec les vecteurs vitesse), mais on a une humidification de la matrice tout autour du macropore du fait des échanges entre le macropore et la matrice environnante. Les écoulements sortent directement depuis le macropore vers la matrice (vecteurs vitesses) et le transfert instantané permet de garder un bulbe complet de forme quasi-

homogène. Sur le profil de teneur en eau simulé à 30 cm du centre de l'anneau, ce qui correspond à la position du transect GPR, on voit une diminution de la teneur en eau cohérente avec le milieu homogène, tant que le macropore est droit, puis on observe une augmentation à nouveau lorsque le macropore est « tordu » et que l'écoulement intercepte donc le transect positionné à 30 cm.

A. Représentation de la teneur en eau en profondeur

B. Courbe de la teneur en eau en fonction de la profondeur à 30 cm du centre de l'anneau



C. Représentation du champs vecteur vitesse

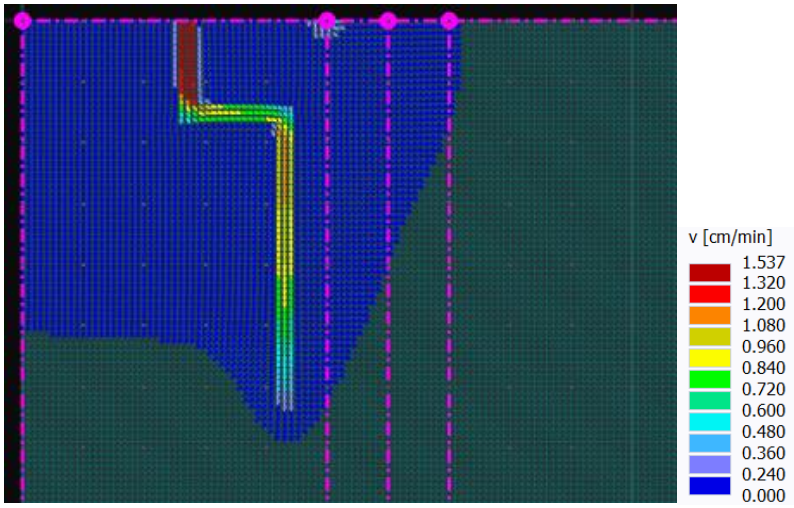
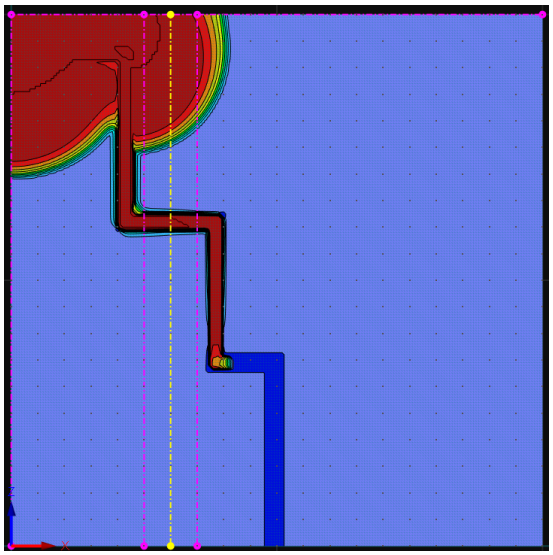


Figure V.18 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité avec deux milieux, matriciel et macroporal. La courbe de teneur en eau en fonction de la profondeur à t=100 min, à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donnée à droite.

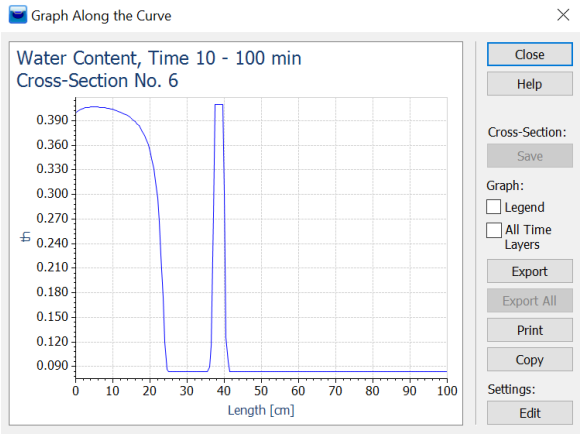
Pour mieux montrer l'influence du macropore sur l'écoulement global et les teneurs en eau dans le sol, on modélise un macropore dont le contour est imperméabilisé (Figure

V.19), donc les écoulements depuis le macropore vers la matrice sont réduits, de sorte à représenter des situations plus réelles en termes d'échanges entre le macropore et la matrice, pour des galeries formées par des vers de terre par exemple. On voit mieux dans cette représentation l'influence du macropore qui draine tout l'écoulement. On observe également sur le profil de teneur en eau les deux pics correspondant au bulbe en surface et au passage à travers le macropore. Celui-ci donnerait une représentation plus proche du deuxième cas de figure observé parmi les visuels radar 2D (par exemple essai 5 – transect Y, Figure V.7).

A. Représentation de la teneur en eau en profondeur



B. Courbe de la teneur en eau en fonction de la profondeur à 30 cm du centre de l'anneau



C. Représentation du champ vecteur vitesse

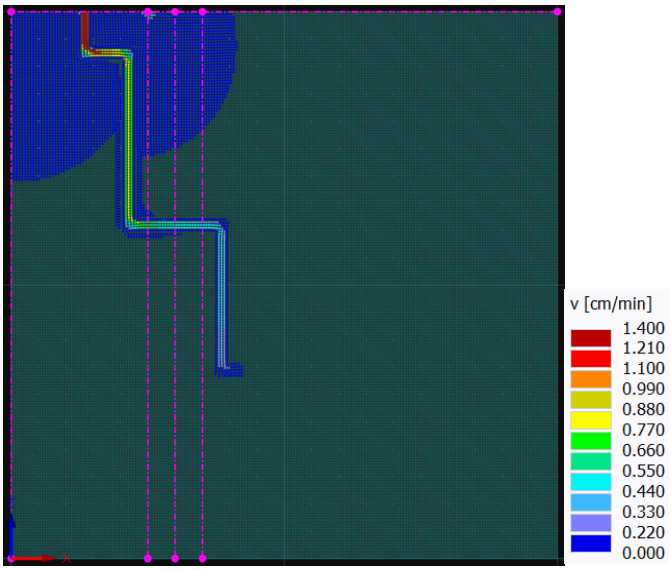
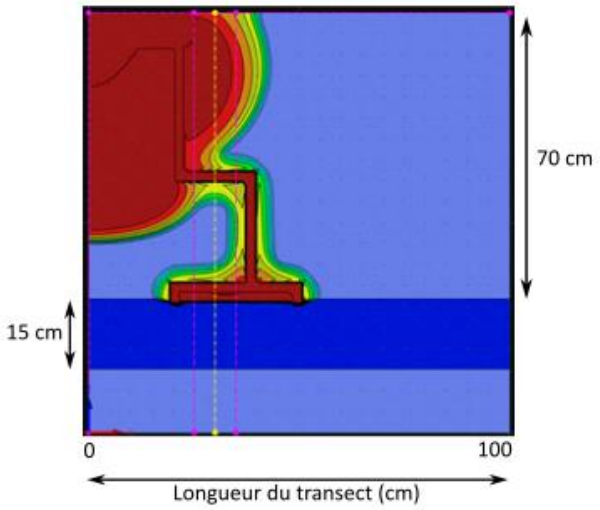


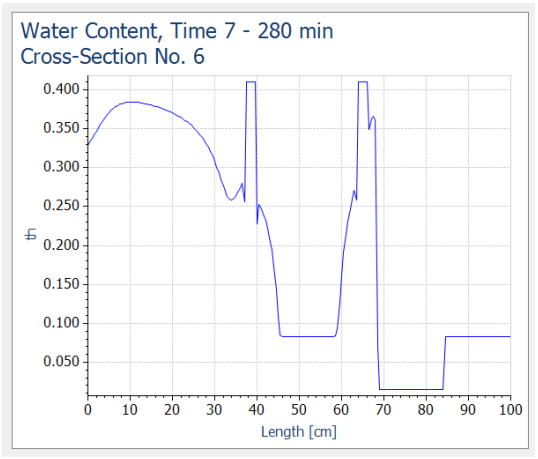
Figure V.19 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité avec deux milieux, matriciel et macroporal (dont les contours sont réduits en perméabilité). Le profil de teneur en eau à t=100 min, à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donné à droite.

Enfin, on suppose que le sol de l'IUT est pourvu de terre végétale déposée au-dessus d'une couche de sol fluvioglaciaire (voir partie III.2.1). On modélise cette couche par une zone imperméable de 15 cm de haut, à 70 cm de profondeur (Figure V.20). On retrouve à nouveau les deux pics de teneur en eau au niveau du bulbe et au niveau de la zone d'accumulation d'eau au-dessus de la surface imperméable. Cette zone continuera à s'étendre, ce qui peut expliquer la forme des zones humides obtenues en profondeur sur certains radargrammes (par exemple l'essai 3, Figure V.7).

A. Représentation de la teneur en eau en profondeur



B. Courbe de la teneur en eau en fonction de la profondeur à 30 cm du centre de l'anneau



C. Représentation du champ vecteur vitesse

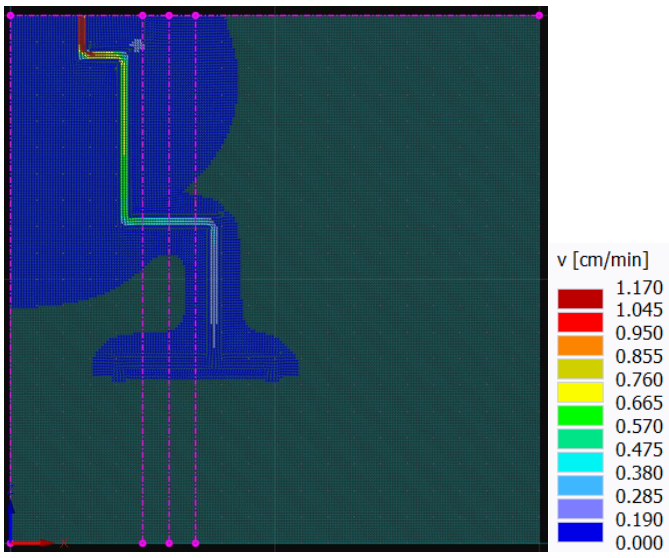


Figure V.20 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité avec trois milieux, matriciel, macroporal (dont les contours sont imperméabilisés) et une couche imperméable le long du transect en profondeur. Le profil de teneur en eau en fonction de la profondeur à t=280 min, à 30 cm du centre de l'anneau (soit au niveau du transect étudié par GPR), est donné à droite.

La présence de surfaces imperméables en profondeur et de macropores peut donc expliquer certaines formes de zones humides obtenues par le radar. L'écoulement peut donner lieu à des radargrammes qui représentent tout sauf l'interception d'un plan avec un beau bulbe bien symétrique et bien sphérique. Finalement, la donnée radar nous a bien permis de mettre en évidence la multitude et la complexité des phénomènes et des cheminements induits.

V.7 Conclusion

On a mis en œuvre la méthode de suivi de l'infiltration par GPR proposée par Di Prima et al. (2020) en :

(i) la validant avec un dispositif de grande taille plus représentatif de l'hétérogénéité du sol (on observe bien des motifs dans le sol, indiquant la superposition d'écoulements de type matriciel et préférentiels,

(ii) confirmant les biais de surévaluation des volumes infiltrés et donc le fait que le volume indiqué par le GPR est en fait un majorant fort du volume réel de l'écoulement

(iii) approfondissant l'étude en 2D des transects, notamment par l'étude des traces (qui s'avère être complexe), mais qui permet de bien compléter l'identification des zones humides par analyse de la vitesse de propagation

(iv) proposant l'étude de la dynamique temporelle du bulbe d'infiltration et des chemins préférentiels

(v) identifiant des limites à la méthode (nombre de transects élevé nécessaire pour une visualisation 3D, influence forte des données pour le krigeage et donc sur le résultat visuel final, reproductibilité du passage du GPR à la main questionné, etc.)

Le GPR et le dispositif de grande taille permettent donc de caractériser les chemins des écoulements sous le sol sans avoir recours à l'excavation du sol, ou toute autre méthode intrusive. Cependant, les formes et volumes observés ne sont pas évidents à caractériser. L'évolution temporelle des transects et l'analyse des traces dans le temps semblent être des approches intéressantes pour la meilleure compréhension des résultats. Il est important de noter que les différences d'amplitudes sont dues à des décalages de pics des traces ou à des variations d'amplitude de ces pics. L'analyse en soi des radargrammes et la détermination avec exactitude des chemins de l'eau n'est pas évidente. Il faut encore travailler sur cette donnée pour avoir une visualisation plus précise des chemins de l'eau.

En termes de fonction infiltration, ces données sont bien complémentaires des données d'infiltrométrie en surface. Si ces dernières permettent de quantifier directement la fonction infiltration, en donnant la quantité d'eau pouvant être infiltrée dans le temps et en fournissant les paramètres hydrodynamiques susceptibles de modéliser l'infiltration sous toute condition, elles ne donnent pas d'information sur les chemins de l'eau dans le sol et donc les processus physiques responsables de l'infiltration. Une infiltration identique peut résulter soit d'un sol très perméable, soit d'une matrice moyennement perméable. Le GPR peut amener des éléments de réponses à ce niveau. Cette information est importante dans la mesure où l'infiltration sous sollicitations différentes (notamment avec des intensités de pluies moindres ou des conditions de tensions appliquées en surface variables) diffèrera grandement entre les deux situations, alors que l'infiltration mesurée par l'infiltromètre (avec une lame d'eau appliquée en surface) sera la même. Dans un contexte de prédiction de la fonction infiltration sous toute condition, il faut savoir si on a affaire à un milieu à simple perméabilité ou à un milieu à double perméabilité. Les premiers résultats obtenus pour l'application sur l'ouvrage de biorétention sont encourageants.

La connaissance des modalités de l'écoulement (écoulement homogène dans un milieu poreux très perméable versus écoulement hétérogène avec chemins préférentiels) sera également déterminante pour la fonction filtration et le transfert des polluants. On s'attend en effet à ce qu'un écoulement hétérogène dégrade le contact entre les polluants et les particules réactives du sol, et donc dégrade la rétention des polluants (Lassabatere et al., 2004).

Chapitre VI : Suivi des SPIONs et fonction filtration

VI.1 Contexte et enjeux

L'objectif de cette étude est (i) de valider l'approche par injection de SPIONs dans le sol pour le suivi de nano-polluants, et (ii) de tester plusieurs méthodes pour l'identification du signal « nano-traceurs ».

Une première étape de validation a été réalisée à l'aide de la méthode du « point source » pour laquelle on injecte de l'eau et des nano-traceurs à la concentration mère, séparément, pour ensuite comparer les signaux obtenus. Une fois cette étape de pré-validation réussie, nous avons opéré des essais avec l'infiltromètre de grande taille, en utilisant des concentrations plus réalistes et donc bien diluées par rapport à la solution mère.

La première méthode de séparation des signaux consiste à diviser l'essai en deux parties : la phase « eau » pré-injection de nano-traceurs, et la phase « nano-traceurs » à partir du début de leur injection. On part de l'hypothèse que l'écoulement est stationnaire au milieu de l'infiltration (donc à la fin de l'infiltration du premier réservoir), et que les variations d'amplitudes proviennent ensuite de l'injection des nano-traceurs. On étudie alors les représentations 2D des transects ainsi que les distributions d'amplitudes, en séparant les deux phases. A partir de l'hypothèse que la présence de SPIONs augmente la différence d'amplitude, on teste une deuxième méthode visant à conserver uniquement les valeurs au-dessus du maximum de différence d'amplitude obtenu avec la phase « eau ». En revenant à la comparaison des radargrammes basés sur la référence du sol sec, et en gardant la même hypothèse, on regarde les distributions d'amplitude dans le temps suivant la phase de l'essai (« eau » ou « nano-traceurs »). Une quatrième méthode consiste à regarder les traces (variations d'amplitude sous format oscilloscope) sous l'anneau et à comparer les deux approches pour la phase « nano-traceurs » : celle se basant sur le sol sec, l'autre se basant se le moment où l'injection de SPIONs débute. Jusque-là, toutes les méthodes de différenciation de radargrammes consistaient en la différence et le seuillage des deux radargramme Di Prima et al. (2020). Enfin, une cinquième méthode utilise une approche par probabilité de présence des SPIONs, réunissant les deux méthodes de différenciation (seuillage et similarité) : à un endroit donné, la probabilité de présence des SPIONs est forte si les deux méthodes donnent un résultat non nul, elle est faible si une seule méthode permet la visualisation d'un signal, et elle est très faible si aucune méthode ne montre de signal.

Tous les essais étudiés ont été réalisés pendant le travail de thèse, en France. Quelques essais ont été réalisés en Australie avec injection de nano-traceurs, mais sur un sol classique (et non sur un bassin d'infiltration), et les radargrammes n'ont pas eu le temps d'être traités. Nous avons aussi testé plusieurs types de particules, notamment avec des charges différentes pour simuler des comportements contrastés en termes d'adsorption.

Nous nous attendons notamment à ce que les nano-traceurs chargés positivement s'adsorbent dans le sol (du fait de la charge négative généralement rencontrée sur le terrain), alors que les nano-traceurs de charge négative sont supposés se comporter comme un traceur ionique, c'est-à-dire sans adsorption. Les conditions de réalisation des essais et la difficulté d'identifier très précisément les nano-traceurs nous ont empêché d'aller au bout de la comparaison.

VI.2 Validation sur le terrain des nanotraceurs

Ce travail de thèse est basé sur l'hypothèse que les nano-traceurs utilisés (SPIONs) agissent comme un agent contrastant et sont donc repérables dans le sol par radar géologique. Néanmoins, afin de valider l'utilisation des SPIONs comme nano-traceurs et leur possible détection par GPR, on a réalisé la méthode du *point source* détaillée en partie III.3.4. Le principe consiste en l'infiltration de solutions mères des SPIONS (concentration de 3.35 g/L) et la comparaison avec des infiltrations d'eau de même volume (0,5 litres) et sur une même surface (environ 20 cm^2, essais d'infiltration classiques).

Les radargrammes obtenus sont présentés dans la Figure VI.1, après traitement et différenciation entre l'état final et l'état initial (selon la méthode de Di Prima et al. (2020)). Pour faciliter l'étude des radargrammes, on analyse ensuite l'amplitude des différences, notamment par l'analyse des distributions cumulées (Figure VI.2).

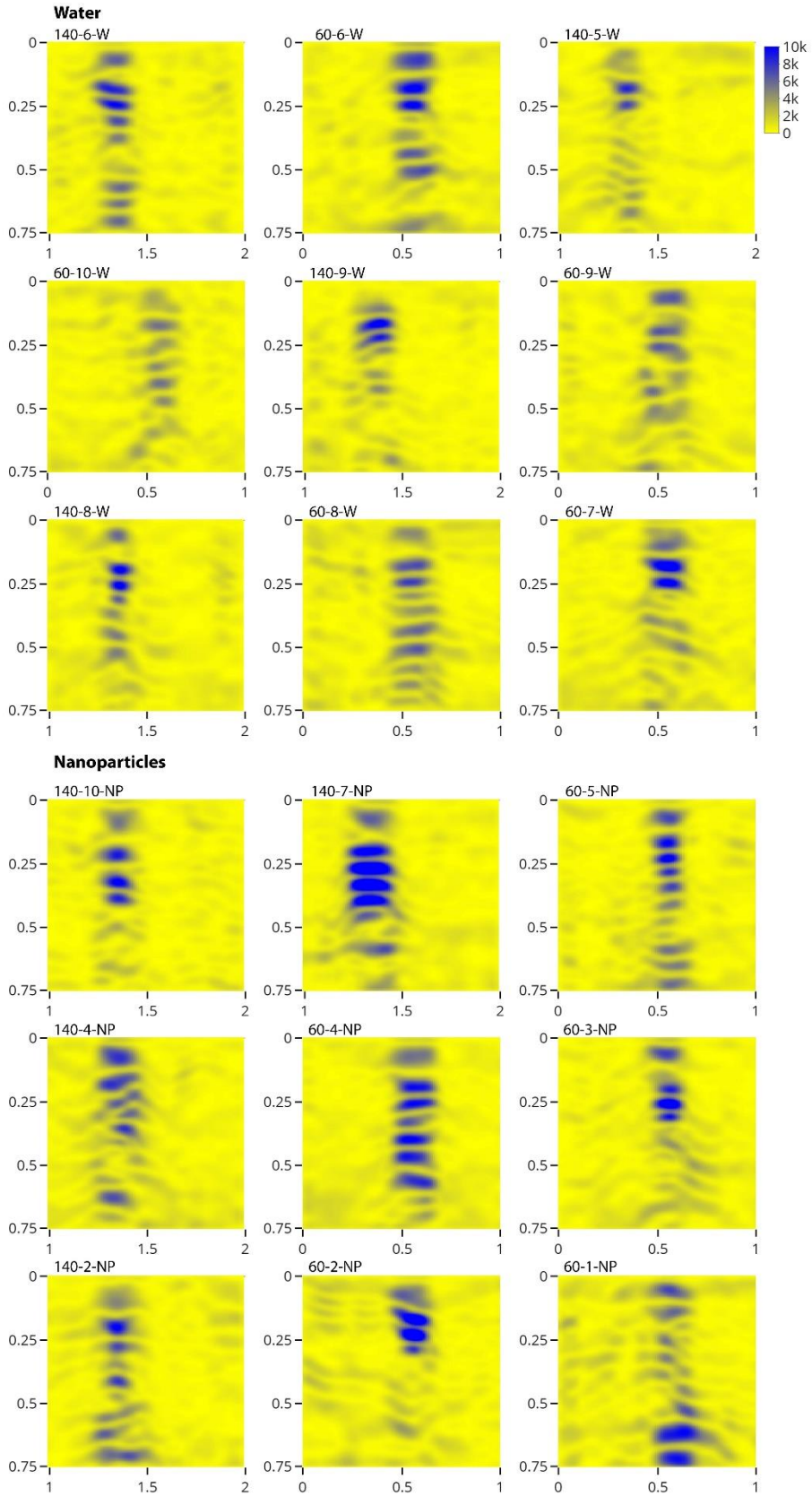


Figure VI.1 : Radargrammes différenciés entre sol sec et sol en fin d'essai (|DRY-WET|) où (i) de l'eau a été infiltrée (6 premiers radargrammes) ou (ii) une solution de SPIONs a été infiltrée à la concentration mère de 3.35 g/L (6 radargrammes suivants).

On observe sur la Figure VI.2.A la famille des distributions obtenues pour les infiltrations d'eau en bleu et des infiltrations de nano-traceurs en rouge. Les différences d'amplitude ne sont pas seuillées ici et sont comprises entre quelques centaines et près de 25000. Les courbes qui correspondent aux nano-traceurs ont des différences d'amplitude plus élevées que les courbes qui correspondent à l'eau. Pour faciliter la comparaison entre les deux cas (eau et nano-traceurs), on a regroupé les distributions cumulées par type de solutions, eau ou nano-traceurs (Figure VI.2.B). Les résultats précédents sont confirmés avec une distribution cumulée bien distincte et décalée vers les différences d'amplitude hautes pour les SPIONs, par rapport à la distribution correspondant à l'injection d'eau.

Cette expérience montre qu'il est bien possible a priori de différencier les signaux obtenus par l'eau de ceux obtenus par les SPIONs. L'effet contrastant de ces particules provient de leurs propriétés paramagnétiques. On notera aussi que ces résultats ont été obtenus avec la solution mère, c'est-à-dire avec de très fortes concentrations. A contrario, sur le terrain, les nano-traceurs sont utilisés à des concentrations beaucoup plus faibles (facteur de dilution de 100), pour (i) limiter leur consommation et la nécessité de produire de grandes quantités de SPIONS, (ii) éviter les problématiques d'agrégation et d'accumulation des objets en surface, et (iii) se rapprocher des conditions de concentrations observées en conditions réelles.

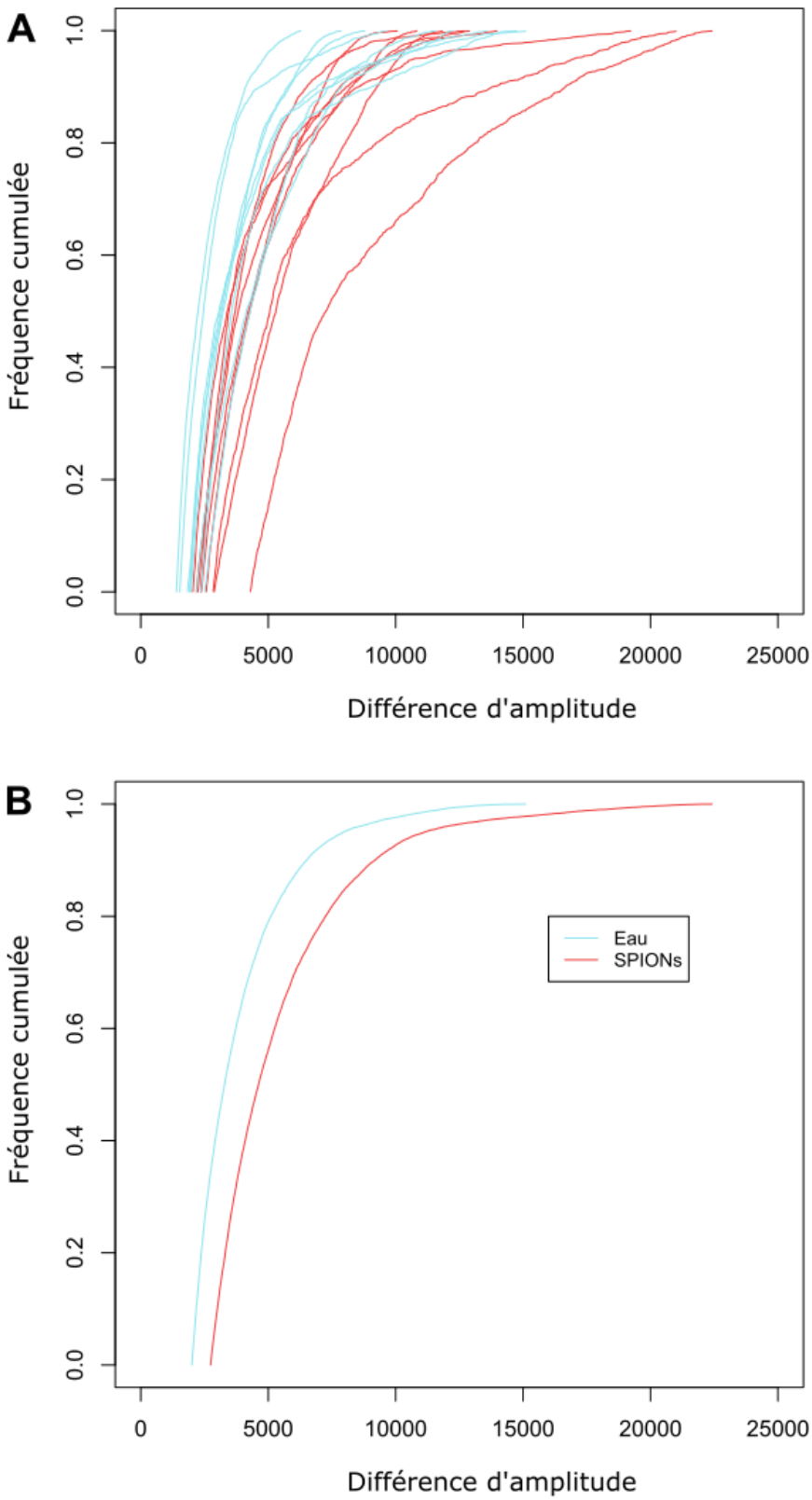


Figure VI.2 : Courbes de fréquence cumulée des différences d'amplitude entre les radargrammes secs et humides de l'étude *point source* (A) et courbes de fréquence cumulée regroupée par type incluant toutes les données (B)

VI.3 Séparation du signal « eau » et du signal « nano-traceurs »

Dans cette partie, on tente de caractériser le transfert des nano-traceurs à partir des images radar. L'objectif est ici d'étudier les effets contrastants obtenus avec les nano-traceurs, et ainsi de séparer les signaux correspondants à l'eau et ceux correspondants aux nano-traceurs, en partant de l'hypothèse vérifiée précédemment qu'il est possible d'obtenir un signal différent entre infiltration d'eau et infiltration de solution de nano-traceurs. Pour cela, plusieurs méthodes de traitement de radargramme sont testées : changement par rapport au radargramme initial, analyse des traces sous l'anneau, étude des courbes de fréquence des différences d'amplitudes, évolution de la distribution des fréquences cumulées d'amplitude, approche par probabilité.

Parmi les essais présentés dans le chapitre précédent, le premier a été réalisé avec uniquement de l'eau, tandis que 50*10 ml de SPIONs ont été introduits (10 ml à chaque baisse du niveau d'eau de 2 cm dans le réservoir) durant la deuxième moitié de l'infiltration (deuxième réservoir), pour les cinq autres essais. On a donc deux phases successives : (i) injection d'eau et (ii) injection de solutions de nano-traceurs.

VI.3.1 Différenciation des radargrammes avec la fin de l'injection d'eau

Les traitements des radargrammes ont été réalisés en supposant, en première hypothèse, que le régime permanent était atteint pour l'écoulement avant l'injection des nano-traceurs. Avec cette hypothèse, on suppose que l'écoulement est quasiment établi sur toute la section en fin d'injection d'eau (fin du premier réservoir) et que toute modification de la propagation des ondes dans le milieu ne provient que de l'injection de la solution de nano-traceur. Ainsi, on peut étudier séparément l'infiltration de l'eau (correspondant à la première moitié de l'essai d'infiltration, c'est-à-dire le premier réservoir) et l'injection de nano-traceurs (pendant l'infiltration du deuxième réservoir). Pour cela, plutôt que de différencier les radargrammes dans le temps en considérant l'état initial, c'est-à-dire le radargramme sec (DRY), on les différencie avec le radargramme précédant l'injection des nano-traceurs, à la toute fin de du premier réservoir. On appelle ce radargramme « MID » en référence au temps médian de l'essai.

VI.3.1.1 Vérification de l'hypothèse

L'hypothèse de stationnarité de l'écoulement sur toute la section est une hypothèse forte. Elle nous a été suggérée par les résultats expérimentaux et l'observation du front d'infiltration qui semble avoir atteint la limite inférieure des radargrammes à la fin des essais, et ce pour tous les essais (Annexe 33). Néanmoins, il convient de tester cette hypothèse avec le premier essai qui n'a été soumis qu'à de l'injection d'eau. Cette hypothèse a donc été testée en prenant en compte l'essai réalisé avec uniquement de l'eau

(l'essai 1 présenté dans le chapitre précédent) et en analysant ainsi les radargrammes associés. Si l'écoulement permanent est bien atteint, comme uniquement de l'eau est ajoutée, on ne devrait pas voir de différence entre le radargramme MID et les suivants (pendant que le deuxième réservoir s'infiltre).

Sur la Figure VI.3, on observe que des motifs d'infiltration sont présents pour les deux transects, avec des valeurs de différence d'amplitude élevées (supérieures à 6000 pour X et supérieures à 8000 pour Y, qui sont plus élevées que les valeurs de la phase « eau »). Cela signifie qu'entre la moitié de l'infiltration (fin du premier réservoir) et la suite, la différence d'amplitude continue d'augmenter en raison des écoulements. Il y a donc une variation temporelle des écoulements, et/ou de la teneur en eau des zones humides. La méthode consistant à supposer que l'écoulement permanent est atteint pour capter uniquement les signaux liés aux SPIONs à partir de la deuxième moitié de l'infiltration doit donc être appliquée avec précaution, même si elle offre une simplification nécessaire pour l'identification des nano-traceurs

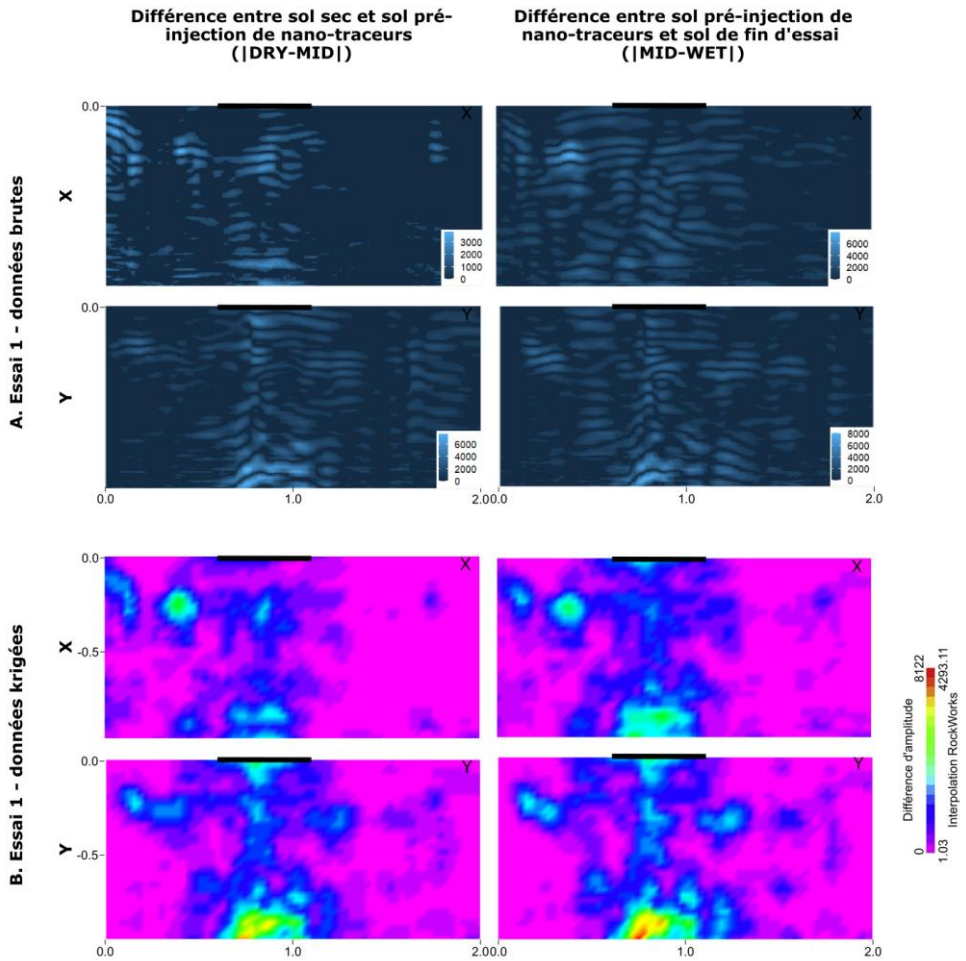


Figure VI.3 : Radargrammes de l'essai 1 suivant X et Y différenciés selon la phase « eau » (colonne de gauche) et la phase « nano-traceurs » (colonne de droite). L'essai 1 n'a été réalisé qu'avec de l'injection d'eau (pas de nano-traceur), et sert de témoin. Les mêmes radargrammes différenciés sont proposés en version brute (A) et en version krigée (B).

VI.3.1.2Application aux nano-traceurs : surfaces délimitées sur les radargrammes

Nous appliquons la méthode en gardant en mémoire les limites observées précédemment. Notamment, on s'attend à ce que le changement de référentiel (passage du radargramme sec « DRY » au radargramme de pré-injection « MID ») change les motifs d'infiltration observés. On compare donc les variations entre un transect représentant l'écoulement pré-injection de nano-traceurs (|DRY-MID|), et un transect représentant l'écoulement avec injection de nano-traceurs (|MID-WET|).

Au niveau du choix du seuil, si on applique strictement la règle de 1,5*écart-type pour chaque différence de radargramme, les variations entre seuils d'un même transect pour un même essai peuvent être assez similaires entre les deux phases « eau » (|DRY-MID|) et « nano-traceurs » (|MID-WET|) (essai 6 – X, Figure VI.4) ou aller du simple au double (essai 3 – X, Figure VI.4). Si on veut pouvoir comparer les deux radargrammes entre eux, il faut donc choisir une valeur par essai et la conserver. Dans le chapitre précédent, c'est la valeur la plus faible qui avait été gardée pour chaque essai. On réutilise cette règle dans ce chapitre, en conservant la valeur minimum déterminée pour l'essai global. Tous les radargrammes seront donc seuillés avec les valeurs présentées dans le Tableau V.3. Les zones humides délimitées sont donc surestimées, dans la mesure où considérer un seuil moindre revient à sélectionner une surface plus importante pour chaque transect.

Tableau VI.1 : Valeurs de seuil pour chaque différence de radargramme (colonnes) suivant les différents essais et transects suivis (lignes). En gras est précisée la valeur seuil minimale par essai.

	Seuil |DRY-MID|	Seuil |MID-WET|
Essai 2 – X	2390	2137
Essai 2 - Y	**1988**	2104
Essai 3 – X	**562**	1350
Essai 3 - Y	1420	1110
Essai 4 - X	**977**	1396
Essai 4 – Y	**1089**	1599
Essai 5 – X	**1174**	1772
Essai 5 - Y	1559	2109
Essai 6 – X	712	777
Essai 6 - Y	**394**	534

On représente dans la Figure VI.4 les transects seuillés des deux radargrammes différenciés (|DRY-MID| et |MID-WET|) pour les cinq essais afin de visualiser les deux phases « eau » et « nano-traceurs ». Les essais 2 et 3 ont des zones humides plutôt en profondeur, l'essai 4 semble former un bulbe autour de l'anneau et les essais 5 et 6 ont des motifs plus complexes d'infiltration, vertical sous l'anneau, mais également à la

surface sur toute la longueur du transect pour l'essai 6. On retrouve ainsi les mêmes zones concernées par l'écoulement que dans le chapitre précédent, et les mêmes zones concernées pour l'écoulement (|DRY-MID|) et les nano-traceurs (|MID-DRY|).

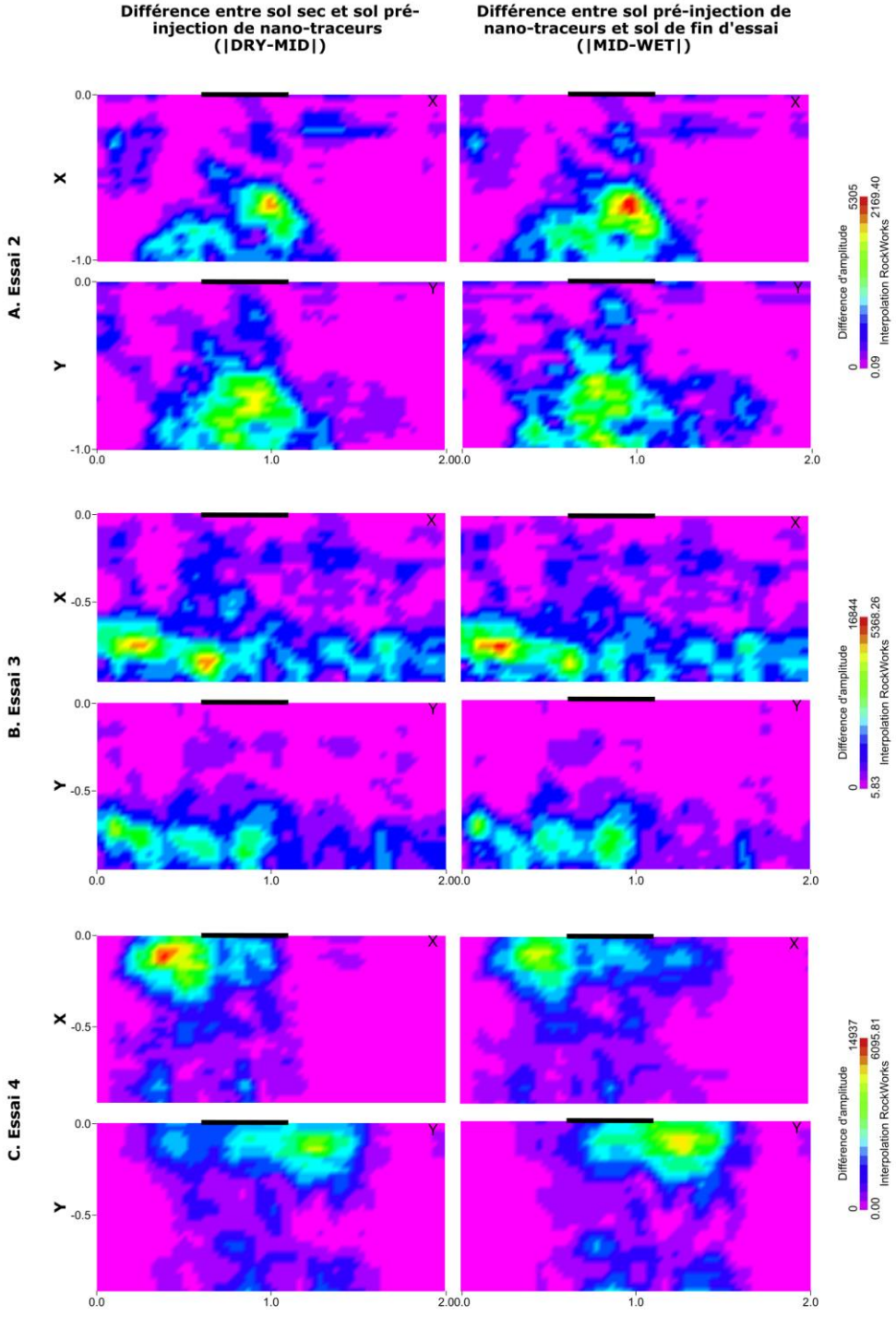
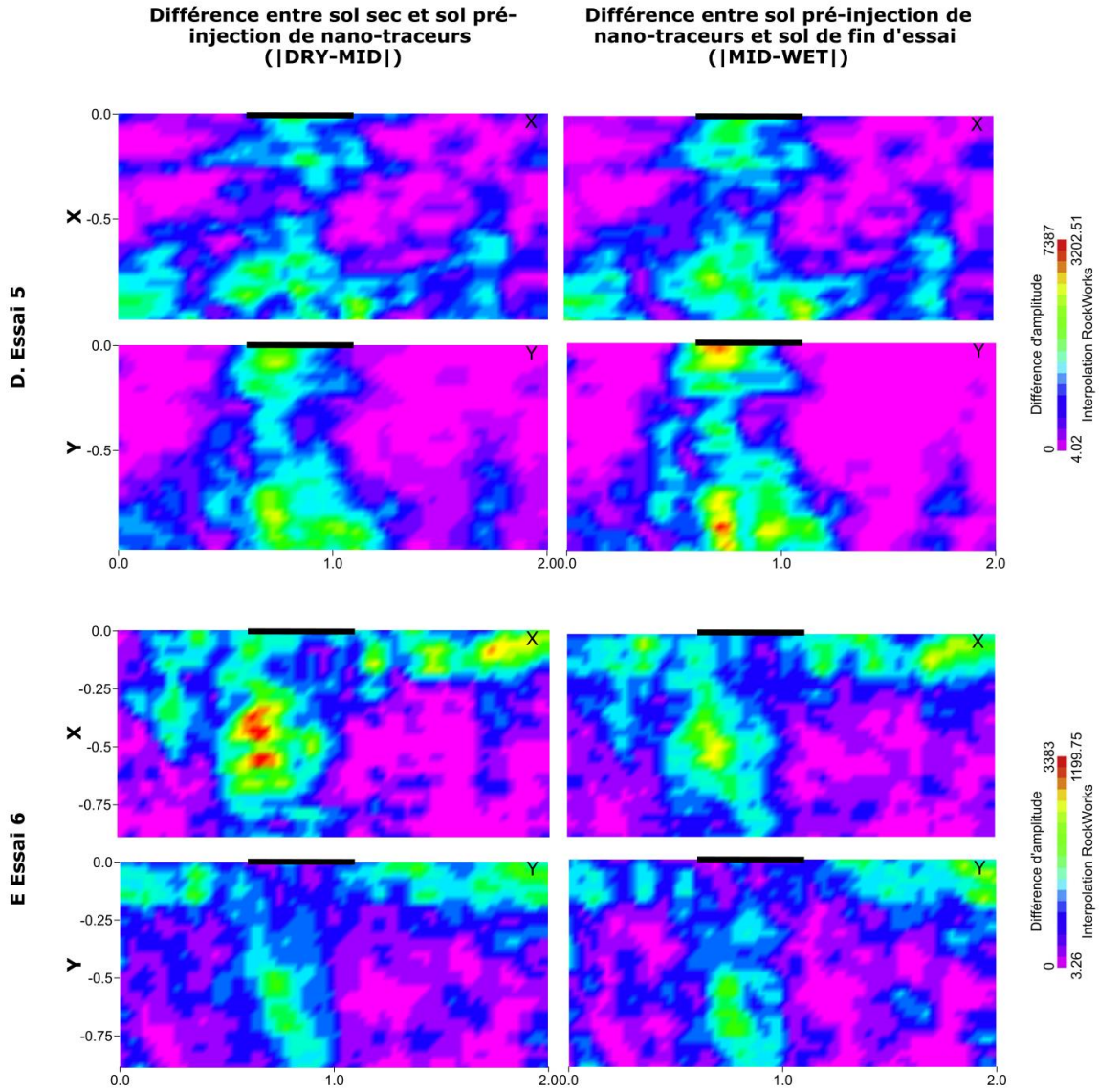


Figure VI.4 – Partie A : Représentation des radargrammes différenciés entre sol sec et sol pré-injection de nano-traceurs (|DRY-MID|, correspondante à la phase « eau », colonne de gauche) et radargrammes différenciés entre sol pré-injection et sol de fin d'essai (|MID-WET|, correspondante à la phase « nano-traceurs », colonne de droite). Pour chaque essai, le transect suivant X et le transect suivant Y sont présentés.



Partie B : Représentation des radargrammes différenciés entre sol sec et sol pré-injection de nano-traceurs (|DRY-MID|, correspondante à la phase « eau », colonne de gauche) et radargrammes différenciés entre sol pré-injection et sol de fin d'essai (|MID-WET|, correspondante à la phase « nano-traceurs », colonne de droite). Pour chaque essai, le transect suivant X et le transect suivant Y sont présentés.

On observe ainsi que les formes des zones d'écoulement et de transfert des nano-particules sont globalement les mêmes (Figure VI.4). Cela peut signifier que les zones activées au cours de l'infiltration restent identiques, et que les SPIONs ont des comportements assez similaires à l'eau. Globalement, ils empruntent les mêmes chemins que l'eau, ce qui est tout à fait logique puisque les nano-traceurs sont transportés par convection, avec un effet additionnel de la dispersion. Pour un transect donné, les zones humides semblent cependant avoir des largeurs différentes lorsque les SPIONs ont été ajoutés, et pour la majorité des cas représentés ici, les radargrammes avec nano-traceurs ont (visuellement) des différences d'amplitudes plus élevées, ce qui coïncide avec les résultats de la validation sur le terrain (hors essai 4 – X et essai 6 – X). Pour vérifier ces propos, on a calculé les

surfaces qui correspondent aux zones délimitées pour la représentation de la phase eau (|DRY-MID|) et pour la phase nano-traceurs (|MID-WET|) (Tableau VI.2, Annexe 34). Pour cela, la surface des zones bleu foncé à rouge (au-dessus du seuil, les zones rose fuschia étant sous ce seuil) sont calculées à la main sur Inkscape, par détourage. Cette étude permet de se focaliser sur les variations des surfaces identifiées comme étant humidifiées ou « contaminées » par les nano-traceurs, et non sur les variations d'amplitude.

Tableau VI.2 : Valeurs des surfaces des zones humides pour les phases « eau » et « nano-traceurs » pour les six essais selon les deux transects. On rappelle que l'essai 1 n'a subi que l'injection d'eau.

		Surface de la zone identifiée en première phase « eau » (m^2)	Surface de la zone identifiée en deuxième phase « nano-traceurs » (m^2)
Essai 1	X	0,31	0,5
	Y	0,51	0,55
Essai 2	X	0,53	0,52
	Y	0,57	0,71
Essai 3	X	0,86	0,86
	Y	0,56	0,39
Essai 4	X	0,5	0,55
	Y	0,6	0,58
Essai 5	X	1,06	1,08
	Y	0,82	0,78
Essai 6	X	1,13	1,14
	Y	1,17	1,14

Pour l'essai 1, avec uniquement de l'eau infiltrée, on observe que la surface concernée par la deuxième phase est bien supérieure à la première, notamment pour le transect X. On ne trouve aucune autre différence du même ordre de grandeur (0,2 m^2) pour les autres essais. Pour l'ensemble des cas étudiés avec injection de nano-traceurs, cinq transects ont des surfaces plus grandes dans la première phase, quatre dans la deuxième phase et un transect donne les mêmes résultats. Cependant, hormis le transect Y de l'essai 2, et le transect Y de l'essai 3, toutes les variations de surface sont plutôt faibles (entre 0,01 et 0,05 m^2).

VI.3.1.3Application aux nano-traceurs : distribution des amplitudes

Pour étudier les variations d'amplitude, on regarde la distribution des différences d'amplitude entre les deux phases « eau » et « nano-traceurs » (Figure VI.5). Pour l'essai 1, où aucun nano-traceur n'a été injecté, les courbes de fréquence cumulée des amplitudes différenciées ne sont pas clairement séparées entre les deux phases, et la deuxième phase (en rouge) ne semble pas présenter des amplitudes plus grandes. Ceci semble en accord

avec le fait qu'on injecte uniquement de l'eau, sans augmentation de contraste du fait de l'injection des nano-traceurs. Pour l'essai 2, on retrouve les mêmes résultats, ce qui paraît plus surprenant dans la mesure où on injecte des nano-traceurs durant la deuxième phase.

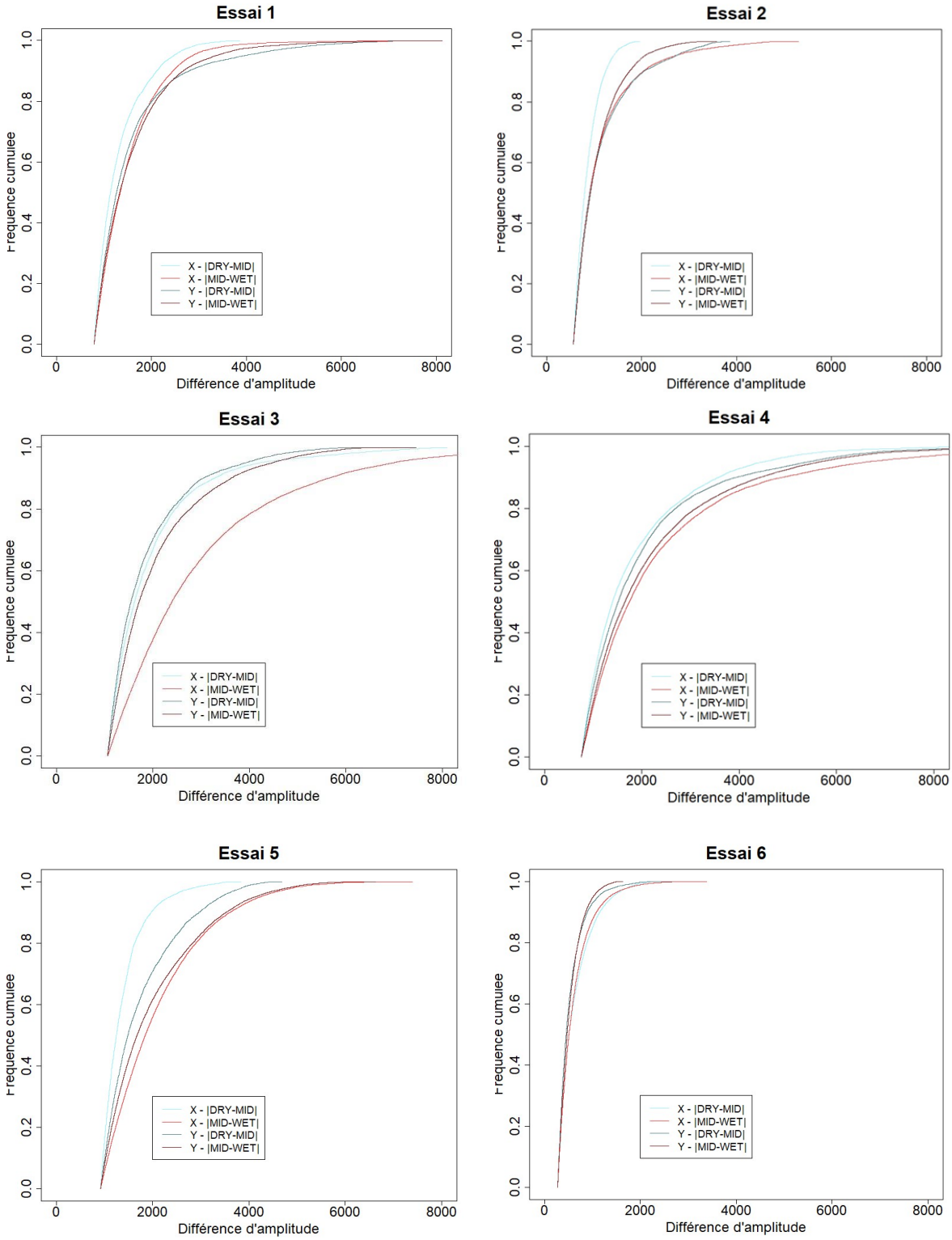


Figure VI.5 : Courbes de distribution des amplitudes différenciées des radargrammes pour la phase « eau » (sol pré-injection de nano-traceurs, |DRY-MID|), et pour la phase « nano-traceurs » (sol avec injection de nano-traceurs, |MID-WET|).

En revanche, pour les essais 3, 4 et 5, les deux courbes (pour les deux transects) de la phase « nano-traceurs » semblent décalées vers les amplitudes hautes (Figure VI.5). Pour le transect X en particulier, le décalage est évident. Pour l'essai 6, les courbes des deux phases sont très proches l'une de l'autre, pour chaque transect, et les courbes de la deuxième phase ont des amplitudes plutôt plus faibles. On retrouve donc pour trois des cinq essais avec injection de nano-traceurs un comportement identique de celui observé pendant le test témoin (« point source »). Les résultats sont toutefois à mettre en perspective avec les limites de la méthode proposée ici, consistant à séparer l'essai en deux pour l'analyse des données GPR.

VI.3.1.4 Indicateurs de sélection basés sur les courbes de fréquences des différences d'amplitude

On cherche ici à définir une autre méthode pour la détermination d'un seuil qui séparerait les zones humidifiées avec de l'eau de celles « contaminées », c'est-à-dire contenant des nano-traceurs. Plusieurs options sont proposées et discutées. On reprend les définitions des phases « eau » et « nano-traceurs » de la partie précédente, c'est-à-dire entre le radargramme sec et le radargramme pré-injection (phase « eau »), et entre le radargramme pré-injection et le radargramme de fin d'essai (phase « nano-traceurs »). On cherche à définir des indicateurs permettant de mieux localiser dans la section différenciée les zones concentrées en nano-traceurs.

Développement de la méthode

Des indicateurs pourraient être développés en se basant sur le pourcentage de valeurs d'amplitudes différenciées correspondantes à la phase « nano-traceurs » qui se trouve au-dessus des valeurs obtenues pour la phase « eau ». Dans ce cas, on présuppose que la solution de nanoparticules se traduit par une augmentation de l'amplitude, produisant des amplitudes au-delà d'un seuil particulier. Plus précisément, on regarde les amplitudes maximales pour les deux phases, et on calcule le pourcentage de valeurs de la phase « nano-traceurs » supérieures au maximum de la phase « eau ». Ensuite, on suppose que de telles valeurs ne peuvent correspondre à de l'eau puisqu'elles n'ont pas été atteinte pendant l'injection d'eau. De telles valeurs sont donc caractéristiques des nano-traceurs. Ces indicateurs pourraient servir de nouveau seuil pour la détermination du signal « SPIONs », et pour la localisation des zones de présence des nano-traceurs.

Les valeurs maximales pour la courbe de fréquence pour la phase « eau », et pour la courbe de fréquence de la phase « nano-traceurs », ainsi que les pourcentage et nombre de valeurs du radargramme « nano-traceurs » au-dessus du maximum du radargramme « eau » sont donnés dans le Tableau VI.3.

Tableau VI.3 : Maximums de différence d'amplitude des radargrammes « eau » (|DRY-MID|) et « nano-traceurs » (|MID-WET|), pourcentages et nombre de valeurs du radargramme « nano-traceurs » au-dessus de la valeur maximale de différence d'amplitude du radargramme « eau ».

	Valeur max « eau » (|DRY-MID|)	Valeur max « nano-traceurs » (|MID-WET|)	Pourcentages de valeurs « nano-traceurs » au-dessus du max « eau »	Nombre de valeurs « nano-traceurs » au-dessus du max « eau »
Essai 2 - X	1958	5305	3,66%	1479
Essai 2 - Y	3858	3580		
Essai 3 - X	8092	16844	1,23%	478
Essai 3 - Y	6341	7455	0,04%	16
Essai 4 - X	10655	14937	0,45%	172
Essai 4 - Y	11456	9954		
Essai 5 - X	3826	7387	4,57%	1827
Essai 5 - Y	4685	6621	0,81%	325
Essai 6 - X	2380	3383	0,22%	82
Essai 6 - Y	2668	1626		

On observe ainsi que pour 7 des 10 transects étudiés, il y a bien des valeurs supérieures de différences d'amplitude pour les radargrammes « nano-traceurs » par rapport aux radargrammes « eau ». Cependant, le nombre de valeurs supérieures sont comprises entre 16 et 1827, ce qui représente au mieux 4,57% du total de valeurs. Le nombre de valeurs très élevées de différence d'amplitude étant faible, il est compliqué d'en extraire suffisamment de données.

On représente sur la Figure VI.6 les valeurs au-dessus du maximum « eau », en prenant l'exemple de l'essai 2 – X. On observe que les valeurs au-dessus du maximum « eau » ne sont pas parfaitement regroupées (dû en partie à la représentation brute des données), mais sont dans une zone située sous l'anneau, ce qui parait logique. Ce type de représentation pourrait peut-être compléter une autre approche pour extraire les signaux « SPIONs ».

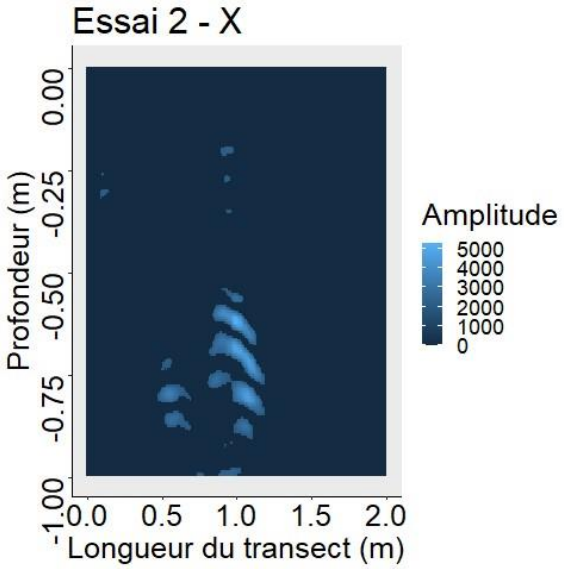


Figure VI.6 : Différence entre le radargramme de pré-injection des nano-traceurs et le radargramme de fin d'essai (|MID-WET|) de l'essai 2 suivant le transect X. Cet essai présente le maximum de différence d'amplitude du radargramme « eau » comme valeur seuil pour identifier les nano-traceurs dans la section.

Pour la méthode du *point source*, la concentration utilisée était celle de la solution mère (3.35 g/L), tandis que pour les essais réalisés, celle-ci était diluée dans le volume d'eau de l'anneau (facteur de dilution de 100). En augmentant la concentration en SPIONs lors des essais d'infiltration, les différences de signal pourraient être plus importantes et cette méthode pourrait être développée. La représentation et les données pourraient servir au développement d'indicateurs de la fonction filtration sur la base de la connaissance précise du transfert des nano-traceurs. Néanmoins, nous rappelons que la concentration d'injection des nano-traceurs dans les conditions actuelles d'expérimentation induisent déjà une forte consommation de SPIONs avec donc des coûts importants associés et des temps de fabrication importants. En outre, les fortes concentrations empêchent une simulation des conditions réelles en favorisant certains types de mécanismes (agrégation des nanoparticules, accumulation en surface du sol, etc.) non rencontrés en conditions réelles.

De plus, nous avons ici considéré comme seuil entre les phases « eau » et « nano-traceurs » la valeur maximale obtenue pour l'eau. L'étude pourrait être complétée en refaisant le même travail de comparaison en prenant pour seuil la valeur de différence d'amplitude à partir de laquelle seul(s) 1, 2, … 10% (ou autre) des valeurs « nano-traceurs » sont au-dessus des valeurs « eau ». Cela permettrait de baisser la valeur seuil de sélection des nano-traceurs. Ce pourcentage choisi devrait être lié à un critère de représentativité qui manque dans cette étude, et devra faire l'objet d'investigations complémentaires.

Application à l'essai 1

La même approche a été appliquée à l'essai 1, durant lequel aucun SPION n'a été injecté. De même que précédemment, on cherche à savoir si l'évolution naturelle de l'infiltration sans ajout de nano-traceurs pourrait se traduire par un signal donné. Suivant le transect X, le maximum « eau » (|DRY-MID|) vaut 3854 et le maximum « nano-traceurs » (|MID-WET|) vaut 7918. En tout, 207 valeurs (0,52%) supérieures à 3854 sont présentes dans le radargramme « nano-traceurs ». Suivant le transect Y, le maximum « eau » vaut 7682 et le maximum « nano-traceurs » vaut 8122. En tout, 1 seule valeur (0,01%) supérieure à 7682 est présente dans le radargramme « nano-traceurs ». Le pourcentage de valeurs supérieures au seuil reste très faible.

Ces valeurs sont similaires aux essais précédant, avec injection de SPIONs, mais présentent de faibles pourcentages de valeurs au-dessus du seuil défini par la première phase. Néanmoins, son application montre des SPIONs là où il n'y en a aucun. En effet, la variation de la teneur en eau peut suffire à obtenir un signal positif alors qu'aucun nano-traceur n'a été introduit. Cette méthode demande donc à être améliorée, complétée par d'autres méthodes, ou, a minima, à être appliquée avec recul.

VI.3.2 Différenciation des radargrammes avec l'état initial

Les résultats précédents montrent qu'il est difficile d'isoler ou d'identifier les zones concentrées en nano-traceurs à partir des radargrammes différenciés avec le radargramme « MID ». Pour les approches suivantes, on utilise à nouveau le même radar de référence sol sec (« DRY ») pour les deux phases (et non uniquement la phase « eau »). On se base dans cette partie sur l'évolution temporelle de ces signaux pour voir si cette évolution subit une cassure ou un changement de régime quand on passe de la phase « eau » à la phase « nano-traceurs », sous-entendu avant et après injection de nano-traceurs. On émet l'hypothèse que l'injection de nano-traceurs (induisant un effet contrastant) induirait un changement de régime sur la chronique de radargrammes différenciés.

Les résultats de la méthode *point source* nous permettent de supposer que les radargrammes « eau et SPIONs » (phase « nanotraceurs ») ont des différences d'amplitude probablement plus élevées par l'ajout de nano-traceurs que les radargrammes « eau seule ». Une autre approche possible pour l'étude des signaux des nano-traceurs serait donc l'utilisation des distributions de la différence d'amplitude et leur évolution pendant les deux phases « eau » et « nano-traceurs ». L'hypothèse est que les courbes de fréquence en phase « eau » et les courbes de fréquence en phase « nano-traceurs » ont des caractéristiques assez différentes pour pouvoir extraire des informations sur les nano-traceurs. Ainsi, tous les radargrammes sont différenciés par rapport au radargramme sec (DRY) et seules les valeurs au-dessus du seuil (unique pour chaque essai) sont

sélectionnées pour la construction de la courbe de fréquence (pour plus de visibilité). Les courbes pré-injection de nano-traceurs sont en bleu, et les courbes suivantes dans des nuances de rouge pour signifier l'évolution temporelle. On observe déjà que l'évolution des courbes vers les hautes amplitudes n'est jamais linéaire (il n'y a pas de lien direct entre moment de suivi du transect par le radargramme et décalage vers les amplitudes hautes de la courbe). On étudie donc dans un premier temps les deux phases de manière générale, sans porter attention sur l'évolution temporelle des courbes au sein de deux phases.

Hormis pour l'essai 4 suivant Y (Figure VI.7), on observe une tendance à l'augmentation des différences d'amplitude dans le temps (courbes rouges par rapport aux courbes bleues). Les différences d'amplitude sont souvent plus élevées pour les courbes rouges (eau et SPIONs), et ce dès les fréquences cumulées les plus basses (ce qui est notamment visible pour l'essai 2 – X), même si ça ne semble pas être le cas systématiquement. Par exemple, la différence est moins évidente pour l'essai 6 – Y. La courbe de couleur noire, qui représente les fréquences des différences d'amplitude entre le sol sec et le sol en fin d'essai (|DRY-WET|), suit la même tendance et a des valeurs majoritairement plus élevées que les courbes rouges (hors essai 2 - X et Y, essai 4 - Y). Ces résultats sont plutôt en accord avec les résultats de l'essai *point source*.

Concernant les radargrammes différenciant sol sec et sol en fin d'essai (courbes noires), certains essais montrent une décroissance des différences de signal (essais 2 et 4), et d'autres à nouveau une augmentation (essais 3, 5 et 6). Entre la fin de l'infiltration de l'eau dans l'anneau et le passage du radar sur le sol humide en fin d'essai, aucune eau (avec ou sans nano-traceurs) n'a été infiltrée pendant 20 minutes. Ce temps est relativement court par rapport au temps nécessaire à l'infiltration de toute l'eau de l'anneau (de 1 à 2 heures en moyenne). Ceci nous laisse penser que le drainage pendant les 20 minutes peut avoir un effet, mais que ce dernier doit être relativement restreint. Si le drainage de l'eau du sol peut avoir amené une partie de l'eau hors du champ de visualisation du GPR, nous pensons que ce volume est relativement restreint. Autrement, cela ne serait pas cohérent avec les résultats précédents et notamment ceux obtenus par Di Prima et al. (2020) avec la même lame d'eau infiltrée (mais un anneau de plus petite taille et donc une infiltration latérale un peu plus importante). Ces variations peuvent également être dues directement aux emplacements des transects et aux chemins de l'eau : dans certains cas, l'eau se déplace plus lentement ou plutôt sous l'anneau, et dans ce cas le signal continue d'augmenter après 20 minutes, et dans d'autres cas l'eau s'éloigne des transects (verticalement et/ou horizontalement), diminuant le signal. On peut penser que pour les chemins préférentiels, avec une infiltration rapide, l'arrêt d'apport d'eau en surface se traduit par une désactivation importante des chemins préférentiels et donc la

disparition de certains motifs, se répercutant sur la distribution cumulée des amplitudes différenciées. L'utilisation des distributions cumulées des différences d'amplitude, avec pour référence l'état initial (DRY), semble donc être une piste intéressante pour la séparation des signaux eau et SPIONs.

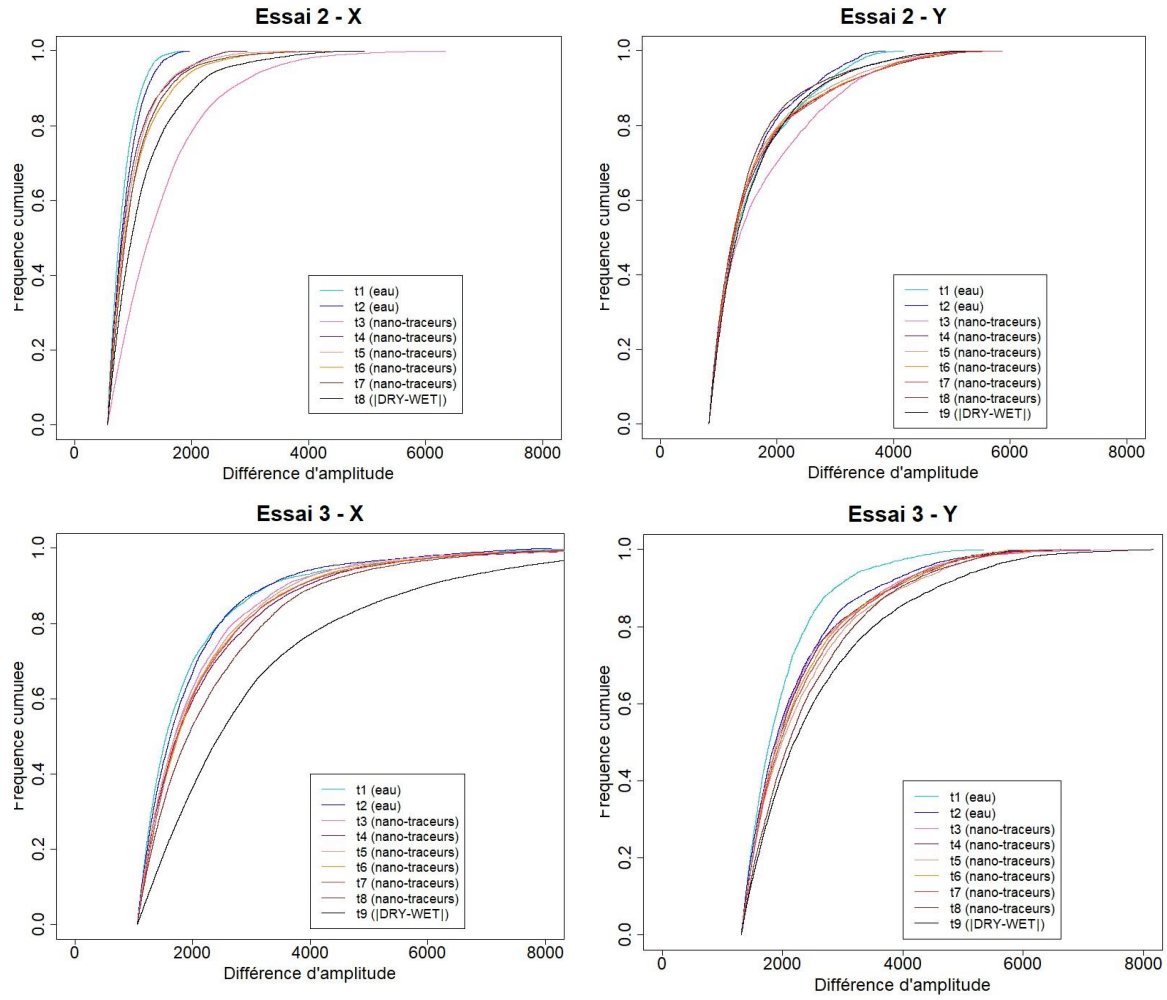
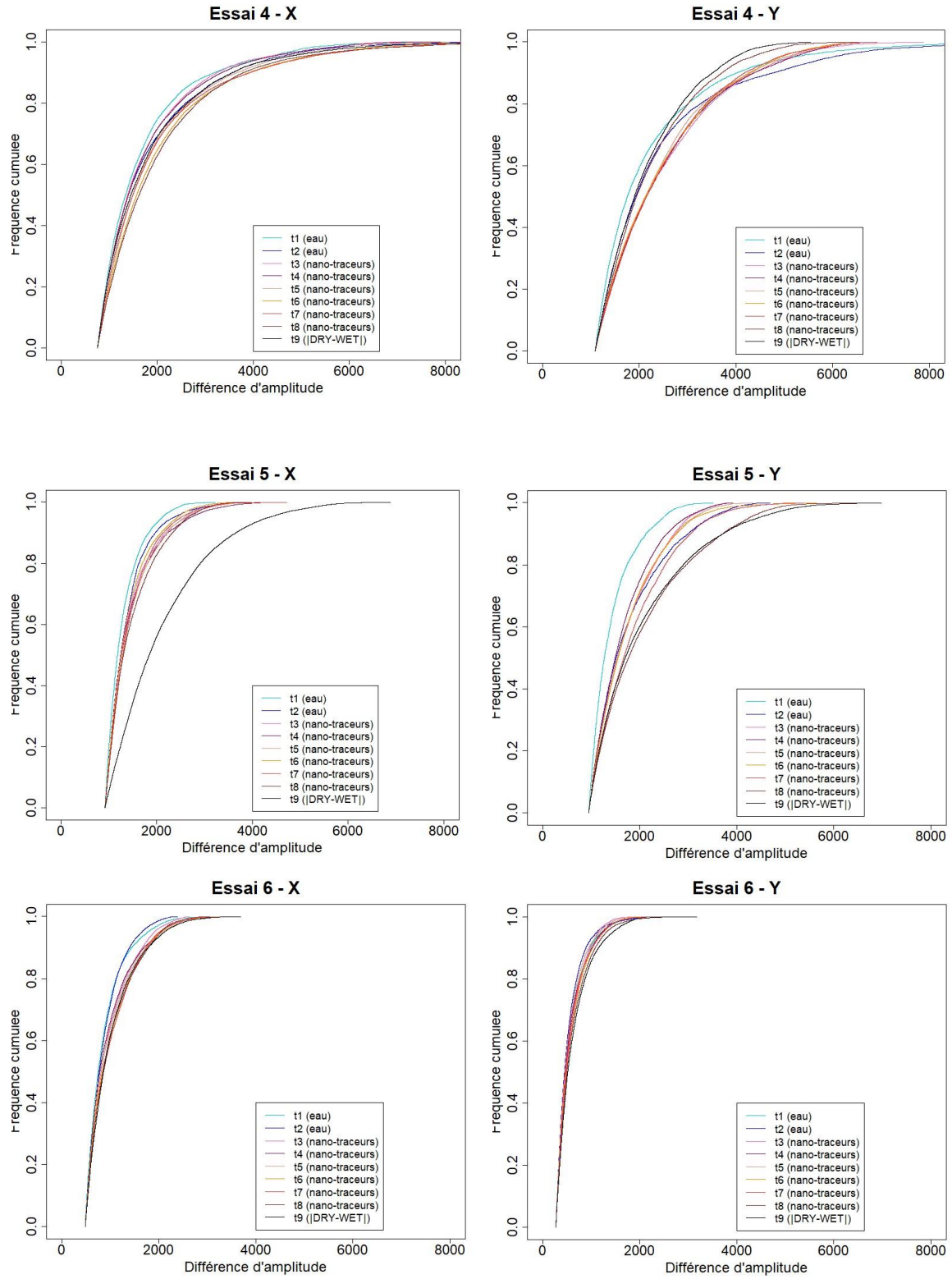


Figure VI.7 – Partie A : Fréquences cumulées des différences d'amplitude des essais 2 à 6 (lignes) suivant les transects X et Y (colonnes). Les courbes bleues correspondantes aux radargrammes différenciés |DRY-Pré-injection| pendant la phase « eau », les courbes rouges aux radargrammes |DRY-Fin d'injection|, pendant la phase « eau et SPIONs », et la courbe noire |DRY-WET|, correspondant à la fin de l'essai. Les valeurs des axes sont identiques.



Partie B : Fréquences cumulées des différences d'amplitude des essais 2 à 6 (lignes) suivant les transects X et Y (colonnes). Les courbes bleues correspondantes aux radargrammes différenciés |DRY-Pré-injection| pendant la phase « eau », les courbes rouges aux radargrammes |DRY-Fin d'injection|, pendant la phase « eau et SPIONs », et la courbe noire |DRY-WET|, correspondant à la fin de l'essai. Les valeurs des axes sont identiques.

Nous avons effectué le même travail sur les densités de probabilité, c'est-à-dire les courbes de fréquence non cumulées. Il s'agissait ici de savoir si la différence significative entre les distributions cumulées obtenues pour les phases « eau » et « nano-traceurs » impliquaient uniquement les fortes valeurs ou toutes les valeurs de manière uniforme. L'étude des densités de probabilité ne permet pas de conclure plus précisément (Figure VI.8). On observe que les pics de fréquence sont quasiment similaires pour les radargrammes « eau » et « nano-traceurs ». Contrairement à ce que l'on aurait pu penser, il n'y a pas de séparation réelle des courbes « eau » et « nano-traceurs ». Les valeurs élevées de différence d'amplitude sont, comme constaté précédemment, généralement plus nombreuses lorsque les SPIONs sont ajoutés. La position de la courbe de distribution du radargramme différencié entre sol sec et sol de fin d'essai, elle, varie. La courbe de fréquence cumulée donne donc des résultats intéressants, mais les courbes de fréquence ne permettent pas d'obtenir une méthode précise pour extraire les données « SPIONs ». En particulier, vu que l'ajout de nano-traceurs induit une augmentation des valeurs différenciées de manière uniforme et donc continu, il est compliqué de choisir un seuil donné pour identifier les nano-traceurs.

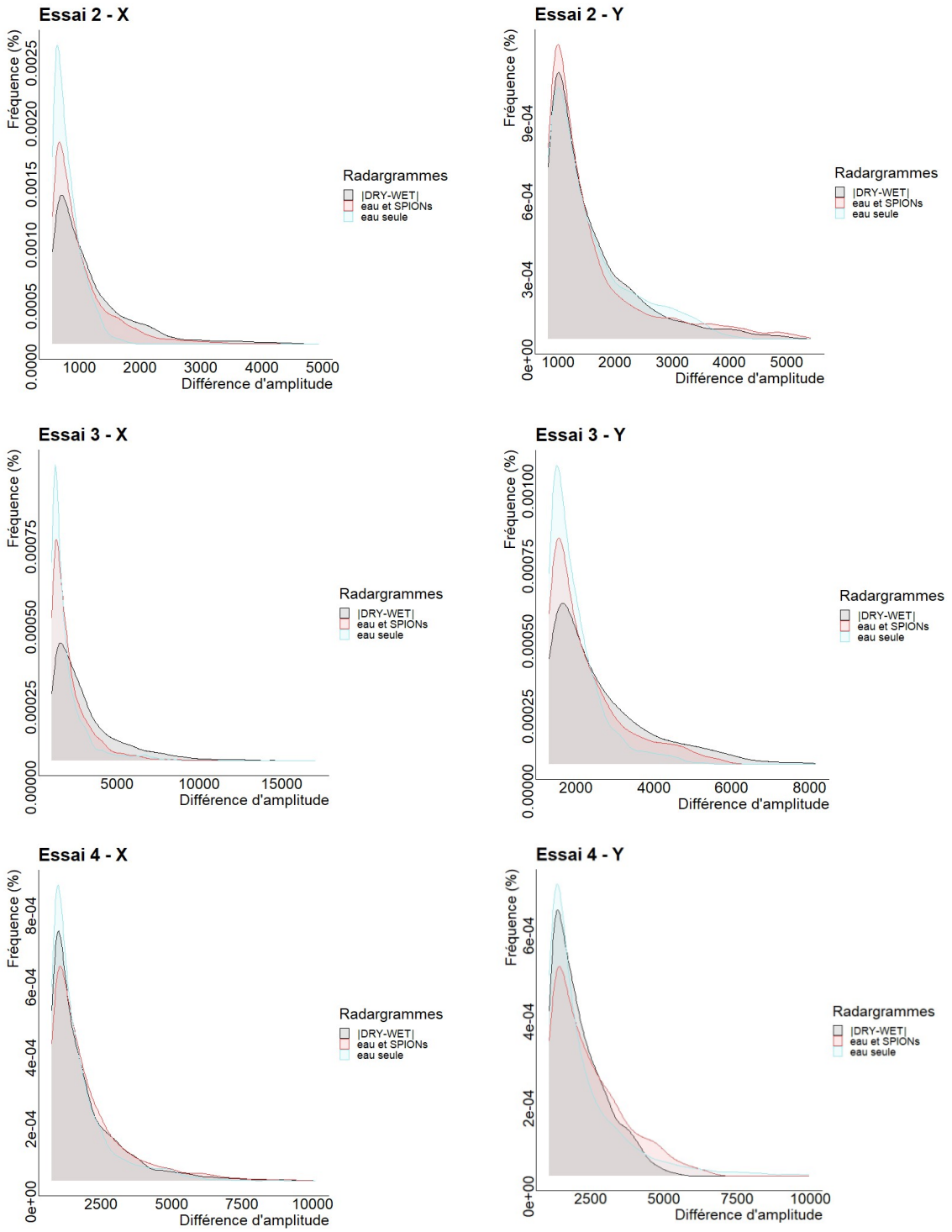
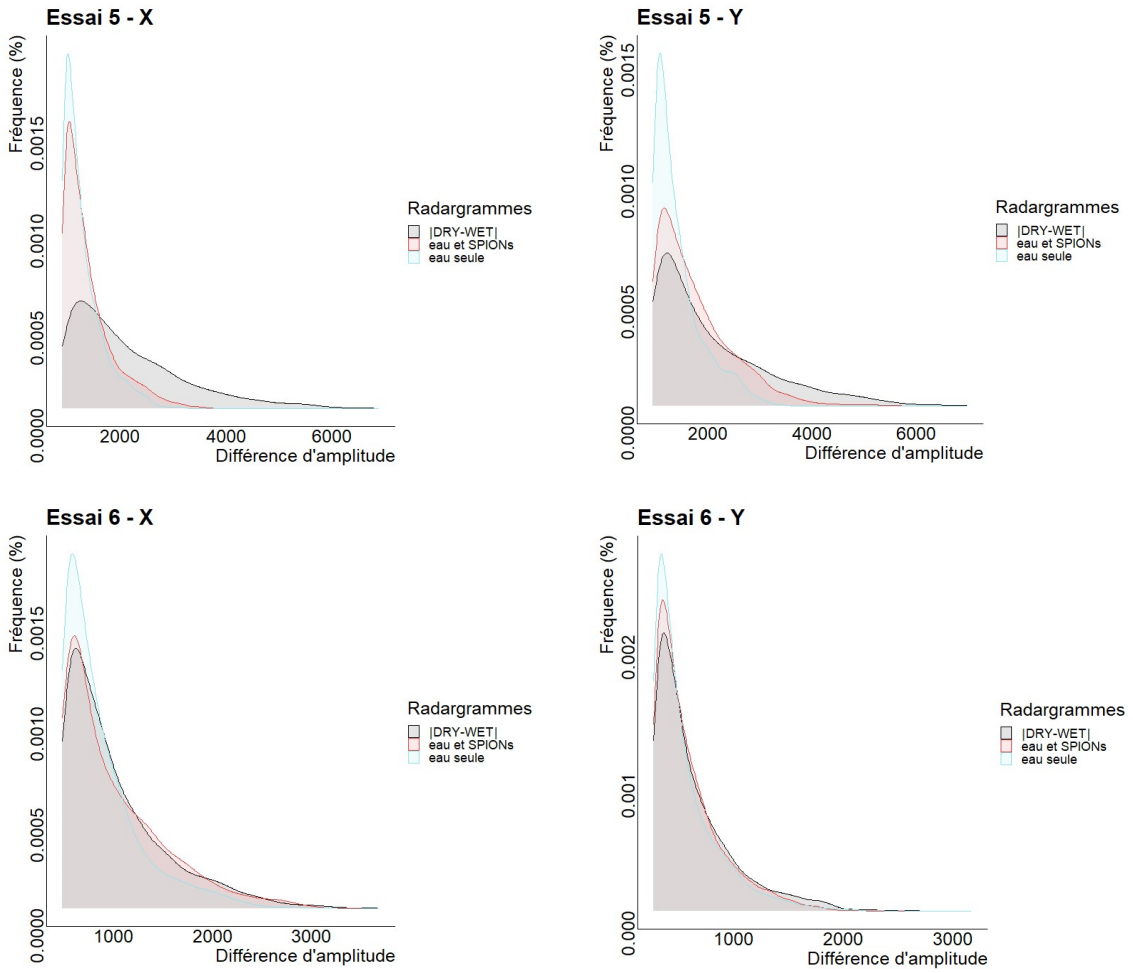


Figure VI.8 – Partie A : Fréquences (%) des différences d'amplitude des essais 2 à 6 (lignes) suivant les transects X et Y (colonnes) avec la courbe bleue correspondant à un radargramme « eau seule », la courbe rouge à un radargramme « nano-traceurs » c'est-à-dire à la phase « nano-traceurs », et la courbe noire au radargramme |DRY-WET|, qui correspond à la différence entre fin d'essai et état initial.



Partie B : Fréquences (%) des différences d'amplitude des essais 2 à 6 (lignes) suivant les transects X et Y (colonnes) avec la courbe bleue correspondant à un radargramme « eau seule », la courbe rouge à un radargramme « nano-traceurs » c'est-à-dire à la phase « nano-traceurs », et la courbe noire au radargramme |DRY-WET|, qui correspond à la différence entre fin d'essai et état initial.

VI.3.3 Indicateurs basés sur la différence de vitesse de propagation

On cherche ici à relier la présence des nano-traceurs avec la vitesse de propagation des ondes pour voir si l'injection de nano-traceurs se traduit par une modification de la vitesse de propagation des ondes. Cette dernière peut être déduite de l'analyse des traces, tel que proposé au chapitre précédent. L'évolution des traces est étudiée à travers les radargrammes différenciés des essais 2 à 6 en comparant ceux représentant l'eau seule (|DRY-MID|), et ceux représentant l'eau et les SPIONs à la fois (selon deux approches, |DRY-WET| et |MID-WET|). Ces deux approches ont été décrites ci-dessus et correspondent à la différence à l'état intermédiaire pour la phase « nano-traceurs » pour la première approche |MID-WET|, ou à l'état initial pour la seconde approche |DRY-WET|. Enfin, on compare les résultats associés au nano-traceurs à la différence des traces obtenue avec l'eau uniquement |DRY-MID|. Pour chaque essai, deux graphiques sont donnés, correspondant aux transects X et Y. Les traces représentées ici ont été choisies

au centre de chaque transect de sorte à être positionnées sous l'anneau, là où on attend un signal fort. Le travail n'a été réalisé que pour les états finaux de chaque phase et non pour tous les radargrammes acquis au cours de l'expérimentation.

L'essai 2 – X n'affiche que deux pics pour le radargramme « eau », qui sont de faible amplitude en comparaison de ceux des radargrammes « nano-traceurs ». On observe cependant sur cette figure que les formes de pics et leurs amplitudes pour les deux approches « nano-traceurs » (|DRY-WET| et |MID-WET|) sont très similaires. L'essai 2 – Y a des pics plus proches pour les trois courbes (|DRY-WET|, |MID-WET|, et |DRY-MID|), avec des valeurs plus faibles pour l'approche nano-traceurs |MID-WET|. Les amplitudes les plus grandes se retrouvent pour l'approche « nano-traceurs » basée sur le sol sec. Les différences entre les trois courbes sont plus grandes pour l'essai 3 – X avec des valeurs d'amplitudes plus grandes à nouveau pour l'approche |DRY-WET|. Les deux approches pour la phase nano-traceurs se suivaient bien jusqu'à environ 9 ns où le signal |MID-WET| disparaît quasiment. Les mêmes variations d'amplitudes se retrouvent pour l'essai 3 – Y, l'essai 5 – X et Y, et l'essai 6 - Y. La différence principale vient du fait que le signal nano-traceurs |DRY-WET| ne débute que bien plus profondément que les autres. Pour l'essai 4, on observe cette fois bien un début de signal pour les trois courbes dès la surface. Les courbes « nano-traceurs » semblent être légèrement décalées vers la profondeur par la suite, ce qui est cohérent avec notre hypothèse de propagation ralentie du fait d'un effet contrastant, bien que nous ne connaissions pas la valeur de la constante diélectrique correspondante aux SPIONs. Pour l'essai 6 – X, les résultats sont différents. Le signal « eau » est plus élevé que les autres sur une grande partie de la trace. Cependant, comme pour les autres essais, les pics sont moins nombreux que pour les approches « nano-traceurs ». Ce plus faible nombre est sûrement dû au fait que toutes les zones humides n'ont pas encore été activées, ou que les teneurs en eau à certains endroits ne sont pas encore assez différentes pour dépasser le seuil, se traduisant par une absence de pic. L'essai 6 – Y semble également respecter l'hypothèse concernant la diminution de la vitesse de propagation avec l'augmentation de la teneur en eau. Les traces représentées nous permettent ainsi de supposer que les nano-traceurs ont tendance à faire diminuer la vitesse de propagation des ondes, bien qu'il soit compliqué de déterminer la part de l'effet venant des nano-traceurs, et la part venant de l'augmentation de la teneur en eau.

Les valeurs |DRY-WET| trouvées plus élevées que |MID-WET| semblent cohérentes car on différencie le radargramme final avec un sol sec dans le premier cas, et avec un sol déjà humide dans le deuxième. La différence de teneur en eau est donc plus importante.

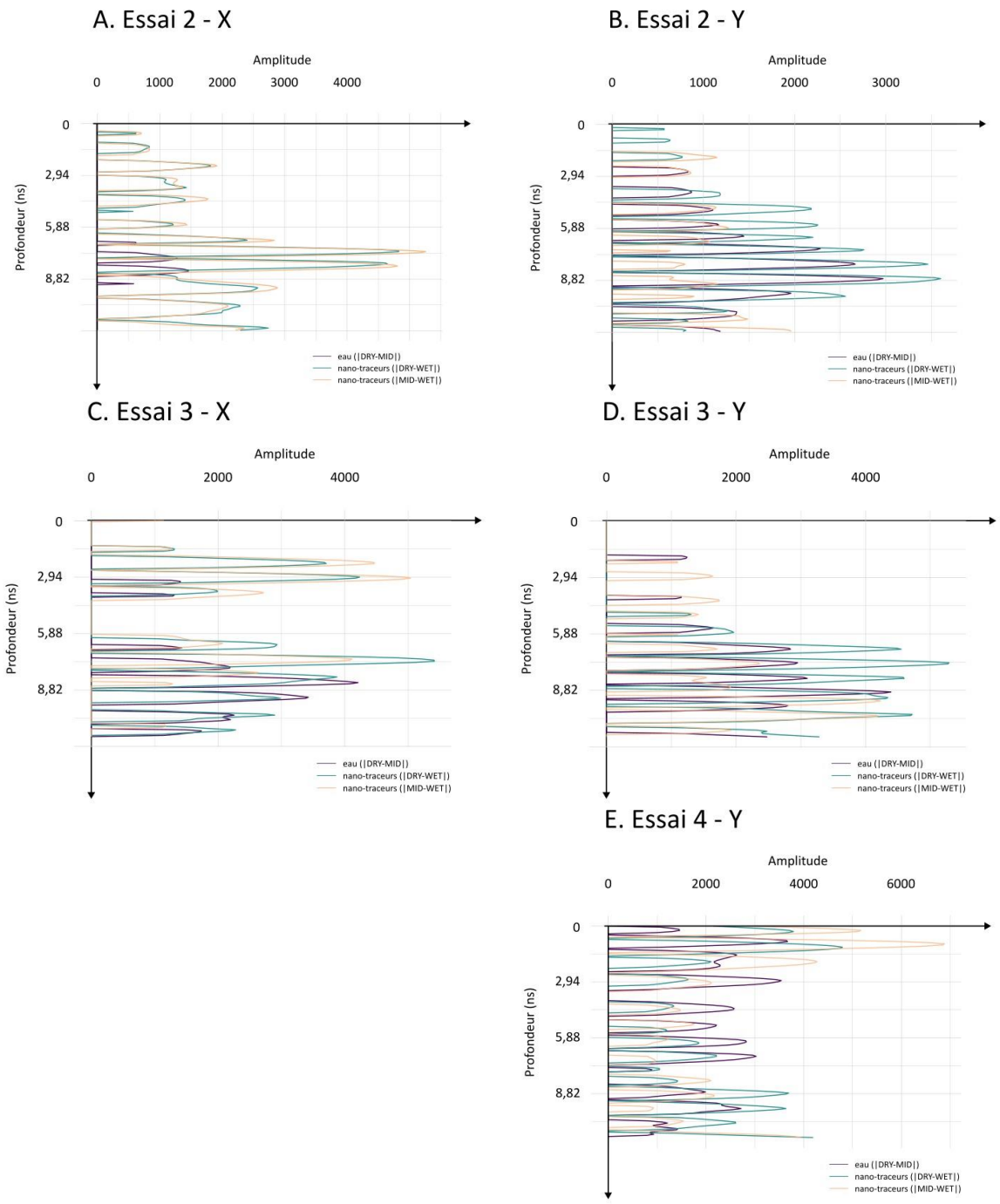
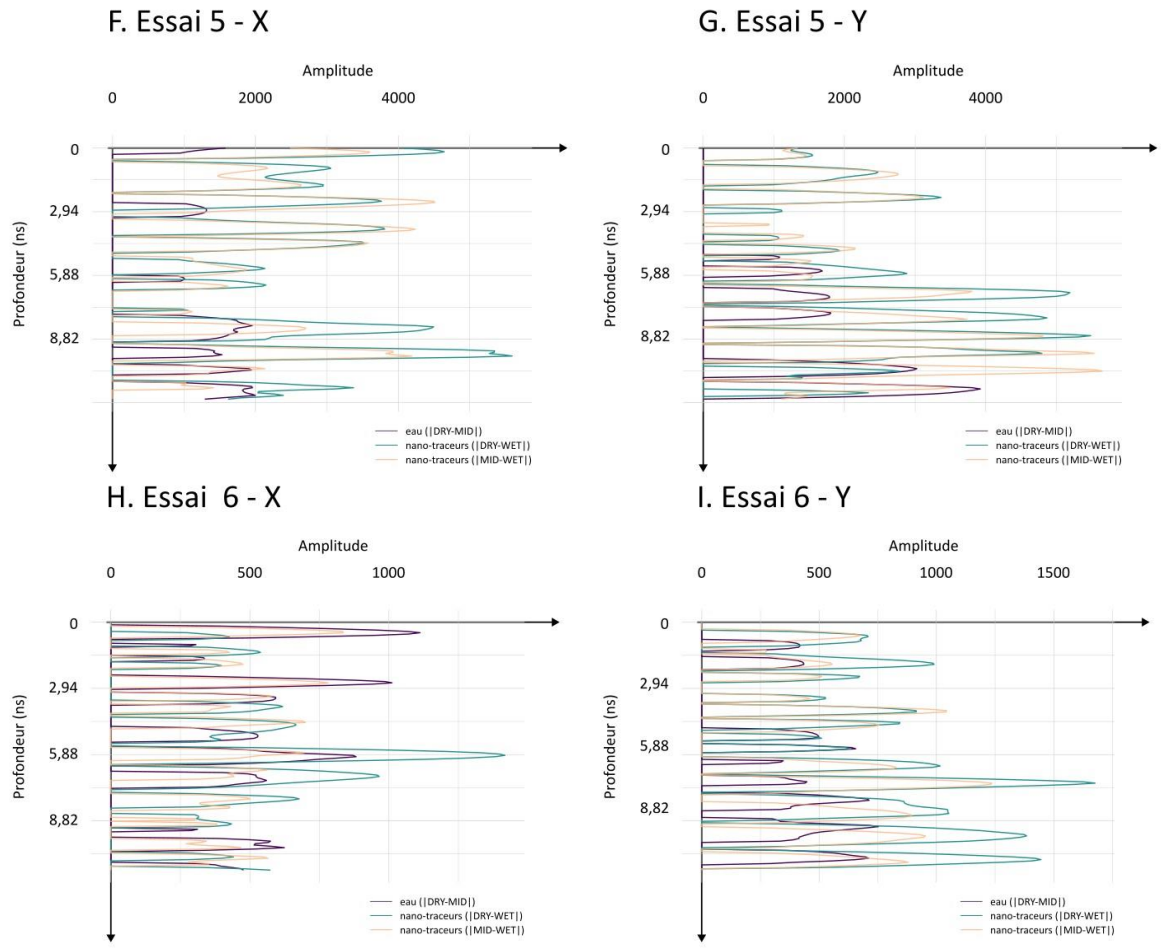


Figure VI.9 – Partie A : Traces des radargrammes différenciés « eau » et « nano-traceurs » pour les essais 2 à 6 suivant les transects X et Y.



Partie B : Traces des radargrammes différenciés « eau » et « nano-traceurs » pour les essais 2 à 6 suivant les transects X et Y.

Une analyse des variations de temps entre les pics pourrait être intéressante pour définir chaque trace indépendamment et peut-être trouver des motifs ou des comportements récurrents pour la caractérisation des écoulements et des nano-traceurs, et ainsi distinguer les écoulements de l'eau concentrée en nano-traceurs de l'écoulement de l'eau sans nano-traceur

VI.3.4 Approche par probabilité

Enfin, nous pouvons tester une approche par probabilité de présence des SPIONs. Pour cela, on peut superposer les représentations des deux méthodes présentées (par différenciation selon la méthode de Di Prima et al. (2020), et par similarité de structure selon la méthode de Allroggen and Tronicke (2015), et appliquer différentes probabilités de présence. On suppose que, si les deux méthodes montrent un signal, la probabilité de présence de SPIONs à cet endroit est forte ; si une seule méthode montre un signal, la probabilité est moyenne ; autrement la probabilité est faible ou nulle. Cette méthode est illustrée avec un essai (essai 4) et en considérant les deux approches définissant la phase « nano-traceurs » : celle prenant uniquement en compte la deuxième partie de

l'infiltration (|MID-WET|) et celle prenant en compte toute l'infiltration (|DRY-WET|). La Figure VI.10 illustre cet exemple et montre bien que, pour les deux approches, les résultats sont comparables dans le sens où des zones de présence d'eau avec nano-traceurs sont clairement discernables et d'autres plus questionnables. Cette méthode n'a pas été plus développée, mais pourrait permettre de définir à nouveau des surfaces et géométries (largeurs, longueurs, etc.) du front d'infiltration pour améliorer la caractérisation du « front de filtration » de nano-traceurs.

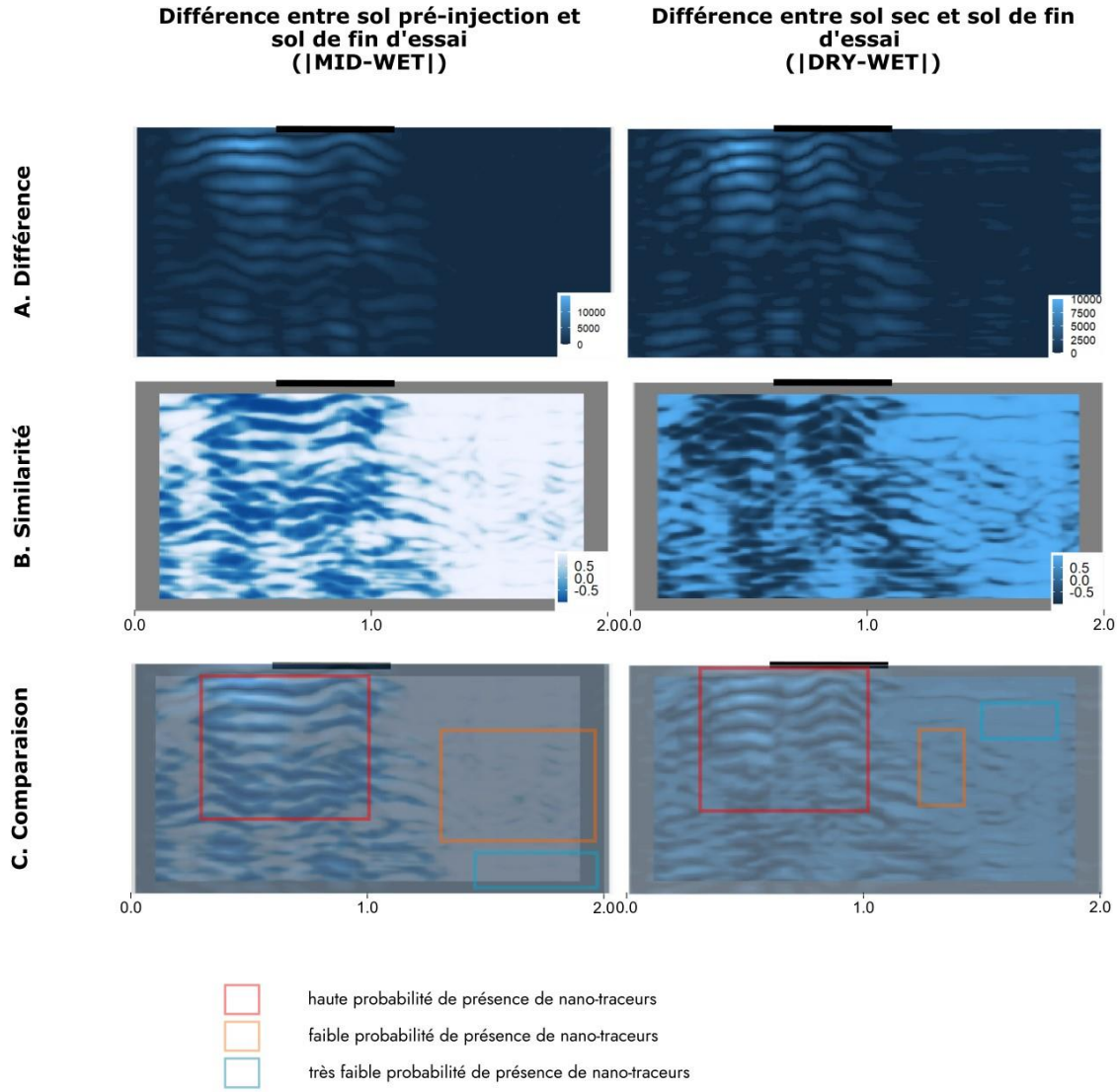


Figure VI.10 : Illustration de la méthode par probabilité avec les visualisations A) de la méthode par différence, B) de la méthode par similarité et C) du résultat de la comparaison entre les deux pour le développement de la méthode par probabilité.

VI.4 Discussions

VI.4.1 Types de SPIONs injectés

Différents types de SPIONs ont été injectés selon les essais (Tableau VI.4). On s'attend à des comportements différents lors de l'infiltration selon les nano-traceurs injectés. Un nano-traceur chargé positivement aura tendance à s'adsorber plus facilement avec les particules d'argiles, et au contraire, des nano-traceurs chargés négativement seront plutôt répulsés (Sigg et al., 2022). Ici, seuls des nano-traceurs chargés négativement ont été utilisés, mais avec différentes charges, un lot avec une charge significativement négative et un deuxième lot avec une charge quasi-neutre. Cependant, aucune particularité n'a été montrée, notamment en lien avec la difficulté d'identification des zones concentrées en nano-traceurs. D'autres essais, avec également des particules chargées positivement, pourraient être nécessaires pour approfondir cette partie. L'inconvénient des nanoparticules chargées positivement concerne leur manque de stabilité dans le temps, du fait de leur propension à s'agréger facilement.

Tableau VI.4 : Types de SPIONs utilisés.

	Essai 2	Essais 3 et 4	Essais 5 et 6
Types de SPIONs	SPIONs chargés négativement (sans précision)	Fe_3O_4 @ SiO_x - 13	Fe_3O_4 @ SiO_x -20

Pour investiguer l'effet de la réactivité des nano-traceurs, on a modélisé sur Hydrus le transfert de deux types de solutés, avec un coefficient d'adsorption isotherme nul et l'autre non nul (Kd=0,5 cm^3/M), correspondant à une propension à s'adsorber. On observe bien des différences de forme et de volume de zones « contaminées » par les deux solutés (Figure VI.11). Les solutés réactifs ont tendance à limiter leur propagation, par rapport aux non réactifs. Ceci est tout à fait classique dans la mesure ou toute réactivité se traduit par un retard, avec un coefficient de retard quantifiant le ratio entre la vitesse de l'eau et celle du soluté réactif (Sigg et al., 2022; Stumm and Morgan, 2012). On peut donc s'attendre, en ajoutant des types de nano-traceurs différents (notamment avec des charges en surface positives), à obtenir des comportements différents et à l'observer avec le radar géologique. On rappelle également que la concentration injectée est sûrement un facteur de limitation des résultats et reste un sujet compliqué car la production de SPIONs est très longue (plusieurs semaines), très coûteuse (plusieurs centaines d'euros par litre) et que l'injection à forte concentration induit des phénomènes parasites (agrégation et accumulation en surface)

A. Représentation du transfert de soluté avec Kd=0 cm³/M

B. Représentation du transfert de soluté avec Kd=0,5 cm³/M

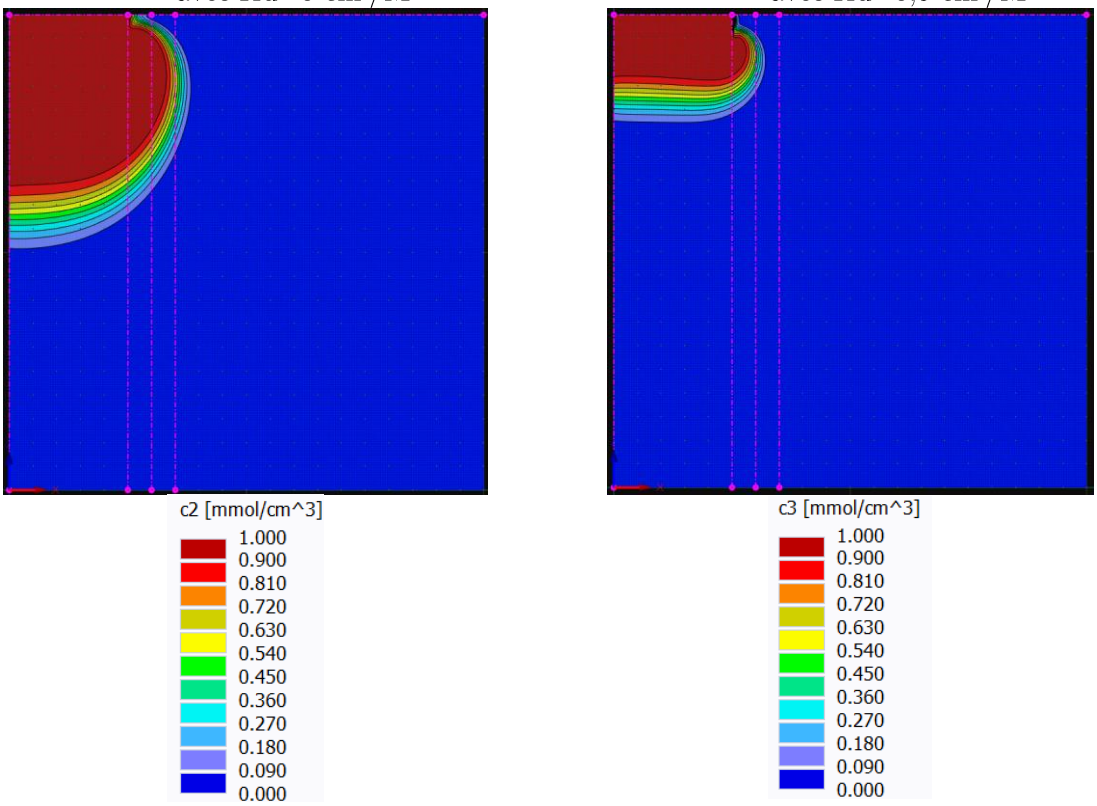


Figure VI.11 : Résultat d'une modélisation sur Hydrus de transfert de solutés, représentant la concentration en solutés pour un soluté A) non réactif, et B) réactif, pour le cas d'un sol uniforme. Des résultats semblables sont obtenus pour le cas des sols hétérogènes.

VI.4.2 Spécificités des phases « eau » et « nano-traceurs »

En reprenant les trois typologies de zones identifiées par le GPR comme humidifiées (eau) ou « contaminées » (eau et nano-traceurs) (bulbe à la surface, écoulement droit sous l'anneau, zone horizontale en profondeur), on peut discuter des résultats obtenus pour les phases « eau » et « nano-traceurs » au regard de la modélisation numérique des écoulements et du transfert de solutés. Le sol considéré pour la modélisation est à nouveau un sable limoneux, pour « coller » au mieux avec le terrain. On prend dans un premier temps l'exemple d'un sol homogène (Figure VI.12). Comme pour les expériences réalisées *in situ*, on injecte un soluté à partir de la moitié de l'essai. A la fin (à t=400 min), on voit que la surface occupée par le soluté est bien moindre que celle occupée par l'eau infiltrée. Ce résultat par la modélisation n'est pas cohérent avec celui obtenu par le calcul des surfaces des deux phases avec la méthode de séparation de l'essai en deux (comparaison |DRY-MID| avec |MID-WET|). En effet, les surfaces entre les deux phases observées étaient plutôt similaires, alors que les nano-traceurs auraient dû n'occuper que la moitié de la surface. Ceci renforce l'hypothèse que les variations de teneur en eau ont un impact fort sur les représentations et donc sur les surfaces identifiées comme

contaminées par les nano-traceurs. Ces dernières sont sans doute plus étendues que les surfaces réellement concernées. Cela rappelle les commentaires émis sur la précision de la détection radar. En effet, même pour l'eau seule, les surfaces ou volumes identifiés comme humidifiés sont nettement plus gros que les volumes de sol réellement concernés par les écoulements. On met donc en évidence le manque de précision à l'heure actuelle du GPR pour l'identification des volumes concernés par l'eau seule et par l'eau chargée en nanoparticules.

A. Représentation de la teneur en eau en profondeur (t=400 min)

B. Représentation de la concentration du soluté non réactif en profondeur (injecté à partir de t=200 min)

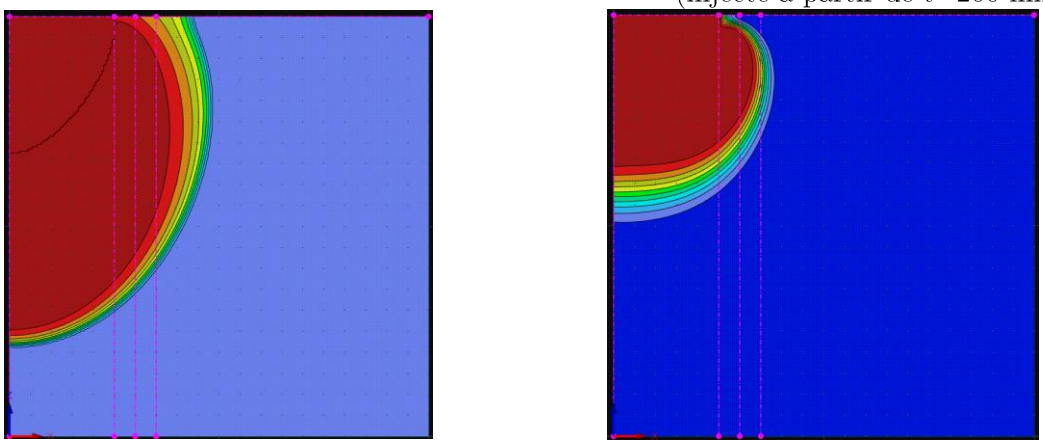


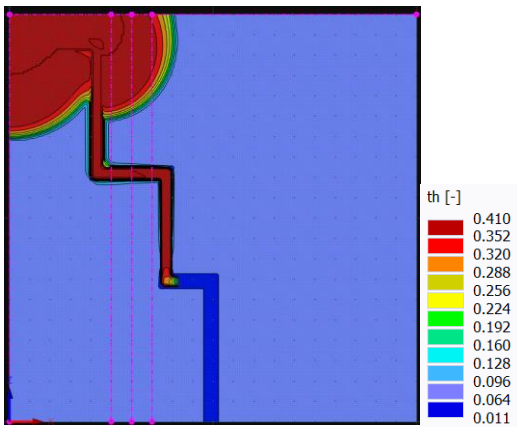
Figure VI.12 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité dans un sol homogène pour A) la teneur en eau et B) la concentration en soluté non réactif (Kd=0 cm^3/M) injecté à partir de la moitié de l'infiltration.

On retrouve le même écart entre données observées et modélisation (volume similaire en fin de phase « eau » et en fin de phase « nano-traceurs », Tableau VI.2), indiquant que la mesure GPR a du mal à ne sélectionner que les zones réellement impactées par les nanoparticules dans tous les cas et pour tous les transects. Ce résultat est général et est totalement indépendant de la géométrie des zones humidifiées et contaminées en nano-traceurs. Ainsi, en cas d'écoulement préférentiel, la modélisation indique toujours des zones beaucoup plus petites pour les solutés dont l'injection a débuté au milieu de l'essai (Figure VI.13), alors que cette situation ne se présente jamais avec nos données expérimentales.

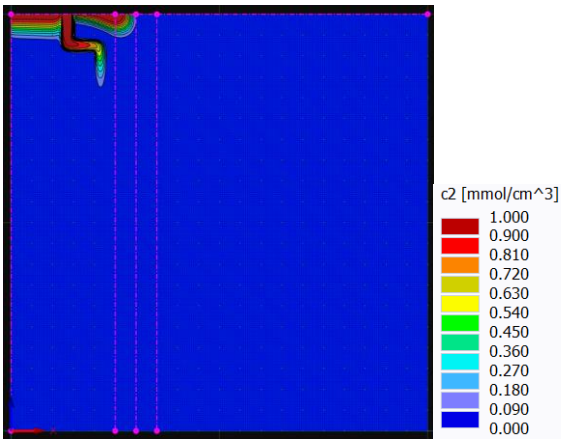
On note aussi qu'on aurait dû avoir un décalage vers le haut des zones contaminées en nano-traceurs, tel que simulé ci-dessous. Par exemple, le nano-traceur simulé n'a pas encore atteint la strate inférieure de faible perméabilité alors que l'eau a déjà atteint ce niveau. Si le radar permet de visualiser toute la zone simulée, on devrait voir sur le radar une activation par l'eau des motifs situés en bas (ici en lien avec la zone de faible perméabilité) et la même zone non activée par les nano-traceurs. On devrait donc trouver

une différence de motifs entre les zones identifiées « eau » et celles identifiées « nano-traceurs ».

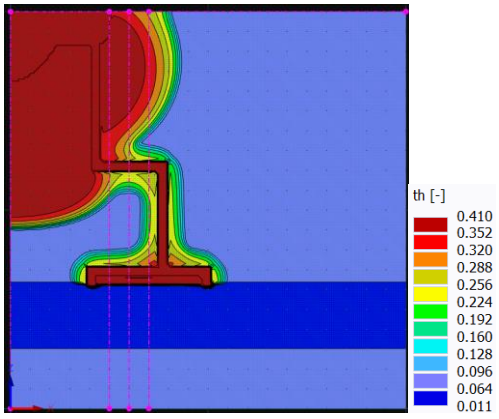
A. Représentation de la teneur en eau en profondeur (t=400 min) avec un macropore tortueux



B. Représentation de la concentration du soluté en profondeur (injecté à partir de t=200 min) avec un macropore tortueux



C. Représentation de la teneur en eau en profondeur (t=400 min) avec une couche imperméable en profondeur



D. Représentation de la concentration du soluté en profondeur (injecté à partir de t=200 min) avec une couche imperméable en profondeur

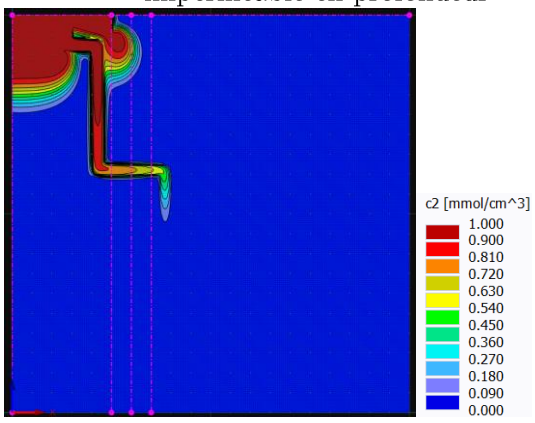


Figure VI.13 : Visualisation d'un écoulement en simple perméabilité et hétérogène avec (2ème ligne) et sans (1ère ligne) couche imperméable selon A et C) la teneur en eau et B et D) la concentration en soluté injecté à partir de la moitié de l'infiltration. Les modélisations (en simple perméabilité) A et B sont réalisées avec un macropore tortueux et C et D avec en plus une couche imperméable en profondeur.

VI.4.3 Eléments protocolaires à affiner

Les concentrations ainsi que les volumes de nano-traceurs injectés sont également des sujets de discussion pour les futurs essais à réaliser. En effet, les coûts et temps de fabrication des nano-traceurs sont importants, le volume injecté à chaque fois ne doit pas être trop grand pour ne pas perturber l'équilibre de pression entre l'anneau et le réservoir, mais on suppose qu'avec de plus grandes concentrations et/ou volumes, la séparation de signaux serait plus facile à réaliser. Il avait également été envisagé d'injecter directement

les SPIONs dans le deuxième réservoir pour tenter d'obtenir une solution plus homogène lors de l'infiltration, mais cela forme une « boîte noire » où les nano-traceurs pourraient s'agréger, se déposer au fond (et donc ne plus être mobilisables) ou s'adsorber aux parois, et dans ces cas modifier les conditions d'entrée et les volumes injectés. En revanche, l'injection des nano-traceurs selon le protocole réalisé ne se traduit pas par une concentration constante dans le temps. Cependant, ce point a été omis et non étudié dans la mesure où le manque de précision dans la détermination des zones contaminées et à fortiori des concentrations dans le milieu ne permettent pas de faire de suivi de transfert des nano-traceurs. La connaissance avec prévision de la concentration exacte dans l'anneau nous importait donc peu. Ce point pourra être développé dans des études ultérieures, une fois le suivi des concentrations dans le sol rendu possible.

VI.5 Conclusions

Ce chapitre visait à étudier les signaux liés aux nano-traceurs injectés durant la deuxième moitié de l'infiltration pour simuler et caractériser les comportements de polluants colloïdaux lors de l'infiltration et caractériser à terme la fonction filtration. Le test préliminaire (avec des nano-traceurs à la concentration mère) a permis de valider la méthode en obtenant des distributions d'amplitudes différentes entre eau et nano-traceurs. Les valeurs de différence d'amplitude des essais nano-traceurs sont plus grandes que celles de l'eau. Ces résultats sont prometteurs et montrent qu'il est possible de séparer les nanoparticules de l'eau et donc d'identifier les zones « contaminées » aux nano-traceurs.

Plusieurs méthodes ont ensuite été testées pour la séparation des signaux sur des essais d'infiltration de grande dimension et en conditions réelles (avec de plus faibles concentrations) :

- L'étude des transects 2D (surfaces des zones humidifiées ou contaminées) et des distributions d'amplitude en considérant que la phase « eau » correspond à la différence entre radargramme sec et radargramme pré-injection, et la phase « nano-traceurs » qui correspond à la différence entre radargramme pré-injection et radargramme de fin d'essai. On retrouve les trois mêmes typologies de zones humidifiées et contaminées avec ces radargrammes (bulbe en surface, écoulements préférentiels sous l'anneau et couche en profondeur). Les surfaces et les formes des zones humides et contaminées, c'est-à-dire les phases identifiées, sont semblables. On attribue la difficulté de sélection des nanoparticules au fait que le régime d'écoulement n'est pas permanent et que, pendant la deuxième phase, la modification de la teneur en eau contribue aussi au changement de signal ;
- Les différences d'amplitudes des phases « nano-traceurs » sont supérieures à celles des phases « eau » pour la moitié des essais, ce qui semble quand même

valider l'hypothèse d'un effet contrastant additionnel apporté par les nano-traceurs ;

- La méthode consistant à identifier le nombre de valeurs d'amplitude de la phase « nano-traceurs » supérieures au maximum de la phase « eau » pourrait être développée en considérant un seuil plutôt que le maximum pour déterminer un nouvel indicateur ;
- En étudiant l'évolution temporelle des distributions cumulées des radargrammes différenciés, basées sur le même radargramme de sol sec, on obtient des résultats plutôt en cohérence avec ceux de la méthode de validation : les amplitudes « nano-traceurs » semblent plus élevées que les amplitudes « eau ». La limite se pose à nouveau sur l'influence des variations de teneur en eau sur ces résultats et la difficulté de séparer les zones humidifiées des zones contaminées ;
- Enfin, comme pour le chapitre précédent, et quelle que soit la méthode de différenciation des radargrammes utilisée, on n'observe pas systématiquement de diminution de la vitesse de propagation des ondes dans la phase « nano-traceurs » en regardant la trace du signal sous l'anneau. Ce travail demande des investigations complémentaires pour affiner la détermination des vitesses à partir des traces.

Globalement, plus d'essais sont nécessaires, avec uniquement de l'eau et avec différents types de SPIONs, à différentes concentrations, pour continuer à tester ces différentes méthodes dans le but de proposer des pistes d'améliorations possibles. On se rend compte que l'utilisation du radar géologique pour la détection d'objet en solution n'est pas facile. Pourtant, les nano-traceurs utilisés ont fait l'objet d'une optimisation au regard de leur composition dans le cadre du projet INFILTRON (www.infiltron.org). Cependant, si cette optimisation semble efficace à très forte concentration, elle laisse à désirer aux concentrations usuelles qui devraient être testées. Des travaux futurs, faisant suite à ce travail de thèse, permettront d'améliorer et optimiser les nanoparticules et leur emploi sur le terrain.

Chapitre VII : Conclusion générale

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales centralisés du type bassin d'infiltration et les ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales visent l'infiltration des eaux pluviales à la source ou aux exutoires. Certains visent même à infiltrer l'eau directement dans les sols, sur place. Cependant, ces eaux contiennent des polluants dissous, colloïdaux ou nanoparticulaires, qui s'infiltrent avec l'eau et ne sont pas toujours retenus par le sol. Le risque est la contamination de la nappe phréatique sous-jacente. Pour étudier ces phénomènes et quantifier les fonctions infiltration et filtration des systèmes d'infiltration, nous avons testé un nouveau dispositif infiltrométrique couplé à un radar géologique et des nano-traceurs. Nous avons ainsi cherché à répondre aux problématiques suivantes :

1) Quel est l'impact de la taille de l'infiltromètre sur la représentativité de l'hétérogénéité des sols à l'échelle du terrain en termes d'activation des macropores et quels sont les effets d'échelle ?
2) Quels sont les mécanismes et les typologies d'écoulements dans le sol qui assurent la fonction infiltration ? Comment les étudier avec les données radar ?
3) Peut-on étudier le comportement des polluants nanoparticulaires à l'aide de nano-traceurs injectés dans le sol lors de l'infiltration et suivis par radar géologique ? Comment séparer les signaux « eau » et « nano-traceurs », et caractériser la fonction filtration ?

Nous avons dans un premier temps réalisé des essais infiltrométriques conduits sur plusieurs terrains avec le nouveau dispositif de grande taille (INFILTRON-exp) et un dispositif plus classique de petite taille, de sorte à évaluer les effets d'échelle. Le dispositif de grande taille permet bien d'obtenir des informations sur la fonction infiltration (taux d'infiltration, paramètres α et K_s), au même titre que les petits anneaux de taille classique. En comparant les résultats obtenus par les deux tailles d'infiltromètres, on constate que les variations de paramètres sont plus faibles pour le dispositif de grande taille. Le nouvel infiltromètre permet donc de mieux capturer toute l'hétérogénéité du sol, et d'inclure de manière plus systématique les réseaux de macropores. Cela permet à chaque mesure par ce dispositif d'être plus représentative du sol étudié, à l'échelle du système. Ce résultat est important et est confirmé par la modélisation numérique. Ces modélisations nous ont permis de vérifier que l'activation d'un macropore modifiait grandement la vitesse d'écoulement et la forme et l'expansion du front d'infiltration, et que les dispositifs de petite taille ne pouvaient échantillonner que partiellement les réseaux de macropores, induisant une forte variabilité d'une mesure à l'autre. Cela montre aussi que les manières usuelles de faire, basées sur un triplicat de mesures avec des anneaux de petite taille, pouvait poser problème dans l'évaluation de l'infiltration dans les sols hétérogènes. Un plus faible nombre d'essais sera suffisant avec le dispositif de

grande taille. La méthode infiltrométrique avec le dispositif de grande taille est donc plutôt rapide et facile à mettre en place, est efficace, ne nécessite pas de matériel trop contraignant et n'est pas très coûteuse. Cependant, plusieurs personnes sont nécessaires, et le traitement des données peut être long. L'automatisation du dispositif est envisageable.

Avec ce dispositif plus représentatif de l'hétérogénéité du sol, des essais d'infiltration ont été réalisés avec suivi par GPR. Quatre transects disposés autour de l'anneau ont été ainsi suivis avant, pendant, et après l'infiltration d'eau. Les radargrammes (données du radar sur chaque transect) sont comparés deux à deux (dans le temps, pour chaque transect) par différence puis seuillage, ou par étude de leurs similarités. Plusieurs méthodes de traitement des données GPR ont ainsi été testées : avec les transects 2D, selon la distribution des différences d'amplitude, selon la dynamique temporelle (analyse de la chronique de transects 2D ou de leur distribution d'amplitude), selon les traces (présentation oscilloscope représentant le profil des données en un point précis du transect). On a ainsi retrouvé trois formes principales de zones humides sous la surface du sol : un bulbe d'infiltration directement sous la surface, des écoulements préférentiels qui drainent la majorité des écoulements, et des couches étalées plus en profondeur. Les volumes identifiés par le GPR sont clairement surévalués par rapport aux volumes réellement concernés par les écoulements, mais les visualisations en 2D permettent tout de même de situer les écoulements principaux et de deviner s'il s'agit plutôt d'écoulements de type matriciel ou préférentiel. Le faible nombre de transects suivis autour du grand anneau ne permet cependant pas de visualiser correctement les zones humides en 3D, avec un krigeage en 3D de qualité restreinte. On note également que le traitement des données radar n'est pas évident, long à mettre en place, et que la combinaison de plusieurs méthodes de traitement est nécessaire pour consolider les résultats GPR.

Enfin, on a également injecté des nano-traceurs après l'infiltration d'un des deux réservoirs d'eau (c'est-à-dire au milieu de l'expérimentation), par ajout de volumes constants de solution de nano-traceurs. Lorsque le premier réservoir de l'infiltromètre se vide, seule l'eau est infiltrée, et lorsque le deuxième réservoir se vide, on ajoute, tous les 2 cm, 5 ml de solution de nano-traceurs dans l'anneau (3,35g/L). L'approche avait été validée en amont par la comparaison de radargrammes qui correspondent à des infiltrations de solutions de nano-traceurs à forte concentration (solution mère) à des infiltrations d'eau sans nano-traceurs. On avait observé que les différences d'amplitude entre sol pré-infiltration et sol post-infiltration étaient plus élevées avec les solutions de nano-traceurs. Les concentrations injectées dans le cadre des essais infiltrométriques plus classiques sont néanmoins plus faibles pour correspondre aux concentrations usuellement

observées sur le terrain. Deux approches ont été développées pour la caractérisation des signaux « nano-traceurs » : une en considérant uniquement le moment d'injection des nano-traceurs, c'est-à-dire prenant comme radargramme de référence celui juste avant le début de l'injection (uniquement le deuxième réservoir), l'autre en considérant toute l'infiltration, avec pour état de référence le sol sec avant l'essai d'infiltration. Avec cette première approche, on étudie les transects 2D des phases « eau » (1er réservoir) et « nano-traceurs » (2ème réservoir), les distributions d'amplitude et les valeurs d'amplitudes de la phase « nano-traceurs » supérieures à celles de la phase « eau » (« méthode des pourcentages »). On retrouve, avec les représentations des transects en 2D, les mêmes typologies de zones humides, mais on distingue très difficilement les deux phases « eau » et « nano-traceurs » (surfaces globalement identiques). Les amplitudes varient cependant en partie suivant la phase, comme le montrent le test préliminaire, et les évolutions temporelles des radargrammes (prenant en considération tout l'essai). Cependant, on a du mal à déterminer quelle part de ces variations d'amplitude est due aux variations de teneur en eau et quelle part à l'ajout des nano-traceurs. Les traces et les variations de vitesse de propagation ont également été étudiées, et les résultats sont très variables. Enfin, en se basant sur les deux caractérisations de la phase « nano-traceurs » (l'une avec le sol sec comme référence, l'autre le sol pré-injection), on a testé deux méthodes consistant à regarder les amplitudes de la phase « nano-traceurs » supérieures à celles de la phase « eau », et une autre proposant de regarder la probabilité de présence des nano-traceurs. Les deux méthodes sont à consolider et peut-être à combiner. Pour conclure, on peut théoriquement utiliser les essais d'infiltrations couplés à des nano-traceurs et un radar géologique pour étudier le comportement des colloïdes et nano-traceurs paramagnétiques pendant l'infiltration, mais la séparation des signaux est compliquée à mettre en place. Avec ces méthodes, la caractérisation de la fonction filtration est difficile.

Ainsi, la fonction infiltration a pu être caractérisée avec le dispositif de grande taille, représentatif de toute l'hétérogénéité structurale et texturale du sol, notamment par les courbes du taux d'infiltration en fonction du temps et par les paramètres ajustés par modélisation inverse (α et K_s). Les volumes et surfaces des zones humides déterminés par GPR sont surévalués, donc ne permettent pas d'obtenir des indicateurs géométriques de la fonction infiltration. Néanmoins, des typologies d'infiltration ont été déterminées, et peuvent servir de base pour une nouvelle forme de classification des écoulements, et pour de futurs travaux. L'approche par GPR pourrait être affinée en améliorant la caractérisation des indicateurs liés à la position de l'eau (surface, volume) et à leur dynamique temporelle (déplacements, largeur des zones humides, etc.), notamment par des essais contrôlés en laboratoire.

Concernant la fonction filtration, nous avons pu observer une augmentation de la différence d'amplitude du signal GPR lors de l'injection des nano-traceurs, sans réussir à parfaitement distinguer les signaux « eau » et « nano-traceurs ». Parmi les propositions testées, les méthodes consistant à chercher un nouveau seuil pour la séparation des signaux combinées avec, par exemple, l'étude par probabilité, pourraient permettre de déterminer des nouveaux indicateurs pour la fonction filtration. De la même manière que pour la fonction infiltration, des données géométriques (surface, volume), liées à la dynamique temporelle (déplacements, largeur des zones contaminées, etc.), ainsi que des indicateurs de concentration sont à caractériser. Des études plus approfondies avec des concentrations plus variées et des nano-traceurs chargés différemment permettraient d'augmenter notre base de données et d'affiner les propositions de méthodologies. La chimie de surface des SPIONs joue un grand rôle dans la capacité de filtration des traceurs par le sol. Avec des traitements plus précis des signaux, nous pourrions peut-être distinguer les différents types de comportements des SPIONs (selon leur charge), et distinguer ainsi les comportements des différents nanopolluants, également avec des études en laboratoire.

Ainsi, le couplage d'un dispositif infiltrométrique de grande taille avec des nano-traceurs et un radar géologique pourrait permettre de suivre dans le temps l'évolution des ouvrages de gestion des eaux pluviales, en réalisant des mesures régulières. Une automatisation du dispositif d'infiltrométrie contribuerait à augmenter la précision des mesures et diminuerait le recours aux opérateurs et opératrices sur le terrain. De la même manière, pour le passage du GPR suivant des transects, l'automatisation diminuerait les incertitudes (topographie du terrain, déplacement du GPR à la main). Des améliorations restent cependant à effectuer sur le traitement des données GPR, notamment pour la caractérisation du signal « nano-traceurs ». Le dispositif INFILTRON-exp peut dès maintenant être déployé pour le suivi de la fonction infiltration sur les ouvrages de gestion des eaux pluviales.

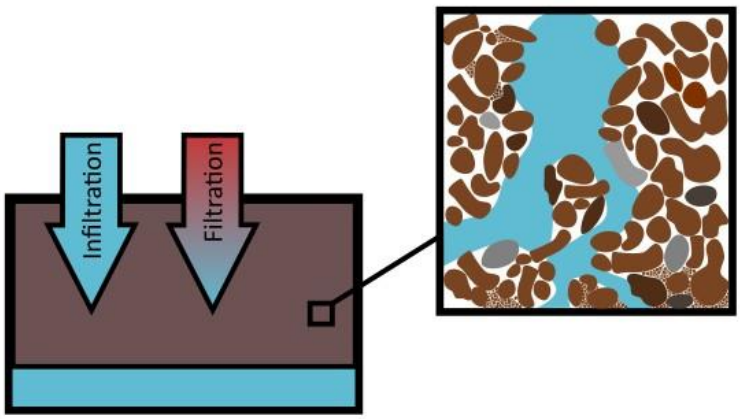


Figure VII.1 : Schéma des fonctions infiltration et filtration.

Chapitre VIII :Bibliographie

Alakayleh, Z., Fang, X., Clement, T.P., 2019. A Comprehensive Performance Assessment of the Modified Philip–Dunne Infiltrometer. Water 11, 1881. https://doi.org/10.3390/w11091881

Alaoui, A., Lipiec, J., Gerke, H.H., 2011. A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. Soil Tillage Res. 115–116, 1–15. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.06.002

Allaire, S.E., Roulier, S., Cessna, A.J., 2009. Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques. J. Hydrol. 378, 179–204. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.013

Allroggen, N., Tronicke, J., 2015. Attribute-based analysis of time-lapse ground-penetrating radar data. Geophysics 81, H1–H8. https://doi.org/10.1190/geo2015-0171.1

Allroggen, N., van Schaik, N.L.M.B., Tronicke, J., 2015. 4D ground-penetrating radar during a plot scale dye tracer experiment. J. Appl. Geophys. 118, 139–144. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.04.016

Angulo-Jaramillo, R., Bagarello, V., Di Prima, S., Gosset, A., Iovino, M., Lassabatere, L., 2019. Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters (BEST) across soils and scales. J. Hydrol. 576, 239–261. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.007

Angulo-Jaramillo, R., Bagarello, V., Iovino, M., Lassabatere, L., 2016. Infiltration Measurements for Soil Hydraulic Characterization. Springer.

Angulo-Jaramillo, R., Vandervaere, J.-P., Roulier, S., Thony, J.-L., Gaudet, J.-P., Vauclin, M., 2000. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers. A review and recent developments. Soil Tillage Res. 55, 1–29. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00098-2

Ankeny, M., Kaspar, T., Horton, R., 1989. Automated tension infiltrometer. Iowa State Univ. Pat.

Aronovici, V.S., 1955. Model Study of Ring Infiltrometer Performance under Low Initial Soil Moisture. Soil Sci. Soc. Am. J. 19, 1–6. https://doi.org/10.2136/sssaj1955.03615995001900010001x

Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R., 2010. Urban stormwater quality and treatment. Korean J. Chem. Eng. 27, 1343–1359. https://doi.org/10.1007/s11814-010-0387-0

Ashley, R., Lundy, L., Ward, S., Shaffer, P., Walker, L., Morgan, C., Saul, A., Wong, T., Moore, S., 2013. Water-sensitive urban design: opportunities for the UK. Proc. Inst. Civ. Eng. - Munic. Eng. 166, 65–76. https://doi.org/10.1680/muen.12.00046

Auset, M., Keller, A.A., Brissaud, F., Lazarova, V., 2005. Intermittent filtration of bacteria and colloids in porous media. Water Resour. Res. 41. https://doi.org/10.1029/2004WR003611

Bacot, L., Barraud, S., Breil, P., Bertrand-Krajewski, J.-L., Branger, F., Braud, I., Cherqui, F., Cournoyer, B., Namour, P., Navratil, O., Lipeme Kouyi, G., Renart,

F., 2022. Gestion des eaux pluviales en ville, 20 ans de recherche au service de l'action | Ouvrage collectif OTHU.

Beven, K., Germann, P., 2013. Macropores and water flow in soils revisited. Water Resour. Res. 49, 3071–3092. https://doi.org/10.1002/wrcr.20156

Binet, F., Kersanté, A., Munier-Lamy, C., Le Bayon, R.-C., Belgy, M.-J., Shipitalo, M.J., 2006. Lumbricid macrofauna alter atrazine mineralization and sorption in a silt loam soil. Soil Biol. Biochem. 38, 1255–1263. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.018

Birch, G.F., Fazeli, M.S., Matthai, C., 2005. EFFICIENCY OF AN INFILTRATION BASIN IN REMOVING CONTAMINANTS FROM URBAN STORMWATER. Environ. Monit. Assess. 101, 23–38. https://doi.org/10.1007/s10661-005-9126-0

Birken, R., Versteeg, R., 2000. Use of four-dimensional ground penetrating radar and advanced visualization methods to determine subsurface fluid migration. J. Appl. Geophys. 43, 215–226. https://doi.org/10.1016/S0926-9851(99)00060-9

Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Particle Density, in: Methods of Soil Analysis. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 377–382. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c14

Bosch, D.D., West, L.T., 1998. Hydraulic Conductivity Variability for Two Sandy Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 90–98. https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200010012x

Bouwer, H., 1986. Intake Rate: Cylinder Infiltrometer, in: Methods of Soil Analysis. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 825–844. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c32

Braud, I., Condappa, D.D., Soria, J.M., Haverkamp, R., Angulo-Jaramillo, R., Galle, S., Vauclin, M., 2005. Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties (the Beerkan method). Eur. J. Soil Sci. 56, 361–374. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00660.x

Brewster, M.L., Annan, A.P., 1994. Ground-penetrating radar monitoring of a controlled DNAPL release; 200 MHz radar. Geophysics 59, 1211–1221. https://doi.org/10.1190/1.1443679

Brooks, R.H., Corey, A.T., 1964. HYDRAULIC PROPERTIES OF POROUS MEDIA 37.

Bruand, A., Coquet, Y., 2005. Les sols et le cycle de l'eau 345.

Burdine, N.T., 1953. Relative Permeability Calculations From Pore Size Distribution Data. J. Pet. Technol. 5, 71–78. https://doi.org/10.2118/225-G

Buttle, J.M., McDonald, D.J., 2000. Soil macroporosity and infiltration characteristics of a forest podzol. Hydrol. Process. 14, 831–848. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(20000415)14:5<831::AID-HYP974>3.0.CO;2-T

Carsel, R.F., Parrish, R.S., 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. Water Resour. Res. 24, 755–769. https://doi.org/10.1029/WR024i005p00755

Castiglione, P., Shouse, P.J., Mohanty, B., Hudson, D., Genuchten, M.T. van, 2005. Improved Tension Infiltrometer for Measuring Low Fluid Flow Rates in Unsaturated Fractured Rock. Vadose Zone J. 4, 885–890. https://doi.org/10.2136/vzj2004.0135

Cerdà, A., 1997. Seasonal changes of the infiltration rates in a Mediterranean scrubland on limestone. J. Hydrol. 198, 209–225. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03295-7

Cerdà, A., 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. Geoderma 69, 217–232. https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00062-3

Cey, E.E., Rudolph, D.L., Passmore, J., 2009. Influence of macroporosity on preferential solute and colloid transport in unsaturated field soils. J. Contam. Hydrol. 107, 45–57.

Chéry, L., Mouvet, C., 2000. Main physico-chemical and biological processes in pollutants percolation and their transfer towards groundwater. Houille Blanche 86, 82–88. https://doi.org/10.1051/lhb/2000079

Childs, J.L., Wallender, W.W., Hopmans, J.W., 1993. Spatial and Seasonal Variation of Furrow Infiltration. J. Irrig. Drain. Eng. 119, 74–90. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1993)119:1(74)

Chossat, J.-C., 2005. La mesure de la conductivité hydraulique dans les sols. Choix des méthodes, TEC&DOC. ed. Lavoisier.

Citeau, L., 2008. Transfert eaux-sols-plantes de micropolluants : état des connaissances et application aux eaux de ruissellement urbaines.

Citeau, L., Lamy, I., van Oort, F., Elsass, F., 2003. Colloidal facilitated transfer of metals in soils under different land use. Colloids Surf. Physicochem. Eng. Asp., Symposium C of the E-MRS 2002 Spring Meeting in Strasbourg, France 217, 11–19. https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00554-X

Concialdi, P., Di Prima, S., Bhanderi, H.M., Stewart, R.D., Abou Najm, M.R., Lal Gaur, M., Angulo-Jaramillo, R., Lassabatere, L., 2020. An open-source instrumentation package for intensive soil hydraulic characterization. J. Hydrol. 582, 124492. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124492

Danielson, R.E., Sutherland, P.L., 1986. Porosity, in: Methods of Soil Analysis. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 443–461. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c18

Denaix, L., Semlali, R.M., Douay, F., 2001. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition. Environ. Pollut. 114, 29–38. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00204-9

Di Prima, S., Fernandes, G., Marras, E., Giadrossich, F., Stewart, R.D., Abou Najm, M.R., Winiarski, T., Mourier, B., Angulo-Jaramillo, R., Comegna, A., del Campo, A., Lassabatere, L., 2023. Evaluating subsurface flow connectivity in a pine-covered hillslope with stemflow infiltration and ground-penetrating radar surveys. J. Hydrol. 620, 129527. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129527

Di Prima, S., Lassabatere, L., Bagarello, V., Iovino, M., Angulo-Jaramillo, R., 2015. Testing a new automated single ring infiltrometer for Beerkan infiltration experiments. Geoderma 262, 20–34. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.006

Di Prima, S., Stewart, R.D., Abou Najm, M.R., Ribeiro Roder, L., Giadrossich, F., Campus, S., Angulo-Jaramillo, R., Yilmaz, D., Roggero, P.P., Pirastru, M., Lassabatere, L., 2021. BEST-WR: An adapted algorithm for the hydraulic characterization of hydrophilic and water-repellent soils. J. Hydrol. 603, 126936. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126936

Di Prima, S., Winiarski, T., Angulo-Jaramillo, R., Stewart, R.D., Castellini, M., Abou Najm, M.R., Ventrella, D., Pirastru, M., Giadrossich, F., Capello, G., Biddoccu, M., Lassabatere, L., 2020. Detecting infiltrated water and preferential flow pathways through time-lapse ground-penetrating radar surveys. Sci. Total Environ. 726, 138511. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138511

Doolittle, J.A., Brevik, E.C., 2014. The use of electromagnetic induction techniques in soils studies. Geoderma 223–225, 33–45. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.027

Durand, C., Ruban, V., Amblès, A., Clozel, B., Achard, L., 2003. Characterisation of road sediments near Bordeaux with emphasis on phosphorus. J. Environ. Monit. 5, 463. https://doi.org/10.1039/b300695f

Durin, B., 2006. Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques (These de doctorat). Nantes.

Ellis, J.B., Chocat, B., Fujita, S., Marsalek, J., Rauch, W., 2006. Urban Drainage: A Multilingual Glossary. https://doi.org/10.2166/9781780402536

El-Mufleh, A., 2011. Répartition des micropolluants métalliques et organiques au sein de la matrice solides des sédiments issus de l'assainissement des eaux pluviales urbaines : comparaisons et critiques de méthodes de fractionnement (These de doctorat). Ecole centrale de Nantes.

El-Mufleh, A., Béchet, B., Ruban, V., Legret, M., Clozel, B., Barraud, S., Gonzalez-Merchan, C., Bedell, J.-P., Delolme, C., 2014. Review on physical and chemical characterizations of contaminated sediments from urban stormwater infiltration basins within the framework of the French observatory for urban hydrology (SOERE URBIS). Environ. Sci. Pollut. Res. 21, 5329–5346. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2490-3

Fan, B., Liu, X., Zhu, Q., Qin, G., Li, J., Lin, H., Guo, L., 2020. Exploring the interplay between infiltration dynamics and Critical Zone structures with multiscale geophysical imaging: A review. Geoderma 374, 114431. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114431

Fardel, A., Peyneau, P.-E., Béchet, B., Lakel, A., Rodriguez, F., 2019. Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database. Environ. Sci. Pollut. Res. 26, 1287–1302. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3522-9

Fernandes, G., Prima, S.D., Kouyi, G.L., Angulo-Jaramillo, R., Martini, M., Lassabatere, L., 2022. A new method to determine filtration of pollutants in urban soils (No. EGU22-7174). Presented at the EGU22, Copernicus Meetings. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22-7174

Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. Urban Water J. 12, 525–542. https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314

Flury, M., Flühler, H., 1994. Brilliant Blue FCF as a Dye Tracer for Solute Transport Studies—A Toxicological Overview. J. Environ. Qual. 23, 1108–1112. https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050037x

Flury, M., Wai, N.N., 2003. Dyes as tracers for vadose zone hydrology. Rev. Geophys. 41. https://doi.org/10.1029/2001RG000109

Fodor, N., Sándor, R., Orfanus, T., Lichner, L., Rajkai, K., 2011. Evaluation method dependency of measured saturated hydraulic conductivity. Geoderma 165, 60–68. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.004

Fuente, J.V., 2021. Detection and Delineating of Hydrocarbon Contaminants by Using Time and Frequency Analysis of Ground Penetrating Radar. J. Geosci. Environ. Prot. 9, 35–56. https://doi.org/10.4236/gep.2021.912003

Gardner, W.H., 1986. Water Content, in: Methods of Soil Analysis. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 493–544. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c21

Gaudet, J.P., Jégat, H., Vachaud, G., Wierenga, P.J., 1977. Solute Transfer, with Exchange between Mobile and Stagnant Water, through Unsaturated Sand. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 665–671. https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100040009x

Gerke, H.H., Genuchten, M.T. van, 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. Water Resour. Res. 29, 305–319. https://doi.org/10.1029/92WR02339

Gerke, H.H., Germann, P., Nieber, J., 2010. Preferential and Unstable Flow: From the Pore to the Catchment Scale. Vadose Zone J. 9, 207–212. https://doi.org/10.2136/vzj2010.0059

Ghangrekar, M.M., Chatterjee, P., 2018. Water Pollutants Classification and Its Effects on Environment, in: Das, R. (Ed.), Carbon Nanotubes for Clean Water, Carbon Nanostructures. Springer International Publishing, Cham, pp. 11–26. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95603-9_2

Giakoumis, T., Voulvoulis, N., 2023. Combined sewer overflows: relating event duration monitoring data to wastewater systems' capacity in England. Environ. Sci. Water Res. Technol. 9, 707–722. https://doi.org/10.1039/D2EW00637E

Glass, R.J., Steenhuis, T.S., Parlange, J.-Y., 1988. Wetting front instability as a rapid and far-reaching hydrologic process in the vadose zone. J. Contam. Hydrol., Rapid and Far-Reaching Hydrologic Processes in the Vadose Zone 3, 207–226. https://doi.org/10.1016/0169-7722(88)90032-0

Gottschalk, F., Sun, T., Nowack, B., 2013. Environmental concentrations of engineered nanomaterials: Review of modeling and analytical studies. Environ. Pollut. 181, 287–300. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.003

Green, W.H., Ampt, G.A., 1911. Studies on Soil Phyics. J. Agric. Sci. 4, 1–24. https://doi.org/10.1017/S0021859600001441

Gregory, J., Dukes, M., Miller, G., Jones, P., 2005. Analysis of Double-Ring Infiltration Techniques and Development of a Simple Automatic Water Delivery System. Appl. Turfgrass Sci. 2. https://doi.org/10.1094/ATS-2005-0531-01-MG

Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M., 2008. Global Change and the Ecology of Cities. Science 319, 756–760. https://doi.org/10.1126/science.1150195

GSSI, 2011. Radan 7 Manual. Geophysical Survey Systems, Inc.

Guillemet, F., 2023. Modélisation de l'infiltration de l'eau et du transfert de soluté à l'aide d'un modèle de double perméabilité (Rapport de Master). WERG Laboratory, University of Melbourne.

Guiscafré, J., 1991. L'hydrologie urbaine, in: Les données pluviométriques anciennes: un patrimoine culturel et scientifique à mettre en valeur. Paris : Météorologie Nationale, pp. 42–49.

Guo, L., Chen, J., Lin, H., 2014. Subsurface lateral preferential flow network revealed by time-lapse ground-penetrating radar in a hillslope. Water Resour. Res. 50, 9127–9147. https://doi.org/10.1002/2013WR014603

Guo, L., Lin, H., Fan, B., Nyquist, J., Toran, L., Mount, G.J., 2019. Preferential flow through shallow fractured bedrock and a 3D fill-and-spill model of hillslope subsurface hydrology. J. Hydrol. 576, 430–442. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.070

Guo, L., Mount, G.J., Hudson, S., Lin, H., Levia, D., 2020. Pairing geophysical techniques improves understanding of the near-surface Critical Zone: Visualization of preferential routing of stemflow along coarse roots. Geoderma 357, 113953. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113953

Hallett, P.D., 2008. A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency – a review. Soil Water Res. 3, S21–S29. https://doi.org/10.17221/1198-swr

Hallett, P.D., Nunan, N., Douglas, J.T., Young, I.M., 2004. Millimeter-Scale Spatial Variability in Soil Water Sorptivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 352–358. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.3520

Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2007. Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems. Water Res. 41, 2513–2524. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.014

Haverkamp, R., Ross, P.J., Smettem, K.R.J., Parlange, J.Y., 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer: 2. Physically based infiltration equation. Water Resour. Res. 30, 2931–2935. https://doi.org/10.1029/94WR01788

Haws, N.W., Liu, B., Boast, C.W., Rao, P.S.C., Kladivko, E.J., Franzmeier, D.P., 2004. Spatial Variability and Measurement Scale of Infiltration Rate on an Agricultural Landscape. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 1818–1826. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1818

Hendriks, R.F.A., Oostindie, K., Hamminga, P., 1999. Simulation of bromide tracer and nitrogen transport in a cracked clay soil with the FLOCR/ANIMO model combination. J. Hydrol. 215, 94–115. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00264-9

Hillel, D., 2003. Introduction to Environmental Soil Physics. Elsevier.

Horton, R.E., 1941. An Approach Toward a Physical Interpretation of Infiltration-Capacity1. Soil Sci. Soc. Am. J. 5, 399. https://doi.org/10.2136/sssaj1941.036159950005000C0075x

Hotze, E.M., Phenrat, T., Lowry, G.V., 2010. Nanoparticle Aggregation: Challenges to Understanding Transport and Reactivity in the Environment. J. Environ. Qual. 39, 1909–1924. https://doi.org/10.2134/jeq2009.0462

Jackisch, C., Angermann, L., Allroggen, N., Sprenger, M., Blume, T., Tronicke, J., Zehe, E., 2017. Form and function in hillslope hydrology: in situ imaging and characterization of flow-relevant structures. Hydrol. Earth Syst. Sci. 21, 3749–3775. https://doi.org/10.5194/hess-21-3749-2017

Jarvis, N.J., 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. Eur. J. Soil Sci. 58, 523–546. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00915.x

Jeong, H.Y., Jun, S.-C., Cheon, J.-Y., Park, M., 2018. A review on clogging mechanisms and managements in aquifer storage and recovery (ASR) applications. Geosci. J. 22, 667–679. https://doi.org/10.1007/s12303-017-0073-x

Kaestner, A., Lehmann, E., Stampanoni, M., 2008. Imaging and image processing in porous media research. Adv. Water Resour., Quantitative links between porous media structures and flow behavior across scales 31, 1174–1187. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2008.01.022

Kaplanvural, I., Ozkap, K., Peksen, E., 2021. Influence of water content investigation on GPR wave attenuation for early age concrete in natural air-drying condition. Constr. Build. Mater. 297, 123783. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.123783

Keesstra, S., Geissen, V., Mosse, K., Piiranen, S., Scudiero, E., Leistra, M., van Schaik, L., 2012. Soil as a filter for groundwater quality. Curr. Opin. Environ. Sustain., Terrestrial systems 4, 507–516. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007

Klenk, P., Jaumann, S., Roth, K., 2015. Monitoring infiltration processes with high-resolution surface-based Ground-Penetrating Radar. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 12, 12215–12246. https://doi.org/10.5194/hessd-12-12215-2015

Kodešová, R., Šimůnek, J., Nikodem, A., Jirku, V., 2010. Estimation of the dual-permeability model parameters using tension disk infiltrometer and Guelph permeameter. Vadose Zone J. 9, 213–225.

Köhne, J.M., Köhne, S., Šimůnek, J., 2009. A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. J. Contam. Hydrol. 104, 4–35. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2008.10.002

Koppe, E., Schneider, F.J.A., Londero, A.L., de Queiroz, R., Buligon, L., Minella, J.P.G., 2022. Soil water infiltration evaluation from punctual to hillslope scales. Environ. Monit. Assess. 194, 300. https://doi.org/10.1007/s10661-022-09893-x

Kotlar, A.M., Varvaris, I., de Jong van Lier, Q., Wollesen de Jonge, L., Møldrup, P., Iversen, B.V., 2019. Soil Hydraulic Properties Determined by Inverse Modeling of Drip Infiltrometer Experiments Extended with Pedotransfer Functions. Vadose Zone J. 18, 180215. https://doi.org/10.2136/vzj2018.12.0215

Kukemilks, K., Wagner, J.-F., 2021. Detection of Preferential Water Flow by Electrical Resistivity Tomography and Self-Potential Method. Appl. Sci. 11, 4224. https://doi.org/10.3390/app11094224

Lai, J., Ren, L., 2007. Assessing the Size Dependency of Measured Hydraulic Conductivity Using Double-Ring Infiltrometers and Numerical Simulation. Soil Sci. Soc. Am. J. 71, 1667–1675. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0227

Lamy, E., Lassabatere, L., Bechet, B., Andrieu, H., 2009. Modeling the influence of an artificial macropore in sandy columns on flow and solute transfer. J. Hydrol. 376, 392–402. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.048

Lassabatere, L., Angulo-Jaramillo, R., Goutaland, D., Letellier, L., Gaudet, J.-P., Winiarski, T., Delolme, C., 2010. Effect of the settlement of sediments on water infiltration in two urban infiltration basins. Geoderma 156, 316–325.

Lassabatere, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J.M., Cuenca, R., Braud, I., Haverkamp, R., 2006. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments-BEST. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 521–532.

Lassabatere, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria-Ugalde, J.M., Šimůnek, J., Haverkamp, R., 2009. Numerical evaluation of a set of analytical infiltration equations. Water Resour. Res. 45. https://doi.org/10.1029/2009WR007941

Lassabatere, L., Di Prima, S., Angulo-Jaramillo, R., Keesstra, S., Salesa, D., 2019a. Beerkan multi-runs for characterizing water infiltration and spatial variability of soil hydraulic properties across scales. Hydrol. Sci. J. 64, 165–178. https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1560448

Lassabatere, L., Di Prima, S., Bouarafa, S., Iovino, M., Bagarello, V., Angulo-Jaramillo, R., 2019b. BEST-2K method for characterizing dual-permeability unsaturated soils with ponded and tension infiltrometers. Vadose Zone J. 18. https://doi.org/10.2136/vzj2018.06.0124

Lassabatere, L., Peyneau, P.-E., Yilmaz, D., Pollacco, J., Fernández-Gálvez, J., Latorre, B., Moret-Fernández, D., Di Prima, S., Rahmati, M., Stewart, R.D., Abou Najm, M., Hammecker, C., Angulo-Jaramillo, R., 2023. Mixed formulation for an easy and robust numerical computation of sorptivity. Hydrol. Earth Syst. Sci. 27, 895–915. https://doi.org/10.5194/hess-27-895-2023

Lassabatere, L., Spadini, L., Delolme, C., Février, L., Galvez Cloutier, R., Winiarski, T., 2007. Concomitant Zn–Cd and Pb retention in a carbonated fluvio-glacial deposit under both static and dynamic conditions. Chemosphere 69, 1499–1508. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.053

Lassabatere, L., Winiarski, T., Galvez-Cloutier, R., 2004. Retention of Three Heavy Metals (Zn, Pb, and Cd) in a Calcareous Soil Controlled by the Modification of Flow with Geotextiles. Environ. Sci. Technol. 38, 4215–4221. https://doi.org/10.1021/es035029s

Lassabatere, L., Yilmaz, D., Peyrard, X., Peyneau, P.E., Lenoir, T., Šimůnek, J., Angulo-Jaramillo, R., 2014. New analytical model for cumulative infiltration into dual-permeability soils. Vadose Zone J. 13, 1–15. https://doi.org/10.2136/vzj2013.10.0181

Le Coustumer, S.-M., 2008. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales (These de doctorat). Lyon, INSA.

L'eau et les sols - hydrodynamique des milieux poreux, 2017.

Legout, A., Legout, C., Nys, C., Dambrine, E., 2009. Preferential flow and slow convective chloride transport through the soil of a forested landscape (Fougères, France). Geoderma 151, 179–190. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.002

Lemière, B., Seguin, J.J., Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, Ph., Saada, A., 2008. Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes, SSP-InfoTerre.

Leroy, M.C., Legras, M., Marcotte, S., Moncond'huy, V., Machour, N., Le Derf, F., Portet-Koltalo, F., 2015. Assessment of PAH dissipation processes in large-scale outdoor mesocosms simulating vegetated road-side swales. Sci. Total Environ. 520, 146–153. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.020

Logsdon, S.D., Allmaras, R.R., Wu, L., Swan, J.B., Randall, G.W., 1990. Macroporosity and its relation to saturated hydraulic conductivity under different tillage practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1097–1101.

Lombardi, F., Podd, F., Solla, M., 2022. From Its Core to the Niche: Insights from GPR Applications. Remote Sens. 14, 3033. https://doi.org/10.3390/rs14133033

Lucke, T., Mohamed, M.A.K., Tindale, N., 2014. Pollutant Removal and Hydraulic Reduction Performance of Field Grassed Swales during Runoff Simulation Experiments. Water 6, 1887–1904. https://doi.org/10.3390/w6071887

Luxmoore, R.J., 1981. Micro-, meso-, and macroporosity of soil. Soil Sci Soc Am J U. S. 45:3. https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030051x

Malone, R.W., Logsdon, S., Shipitalo, M.J., Weatherington-Rice, J., Ahuja, L., Ma, L., 2003. Tillage effect on macroporosity and herbicide transport in percolate. Geoderma, Quantifying agricultural management effects on soil properties and processes 116, 191–215. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00101-0

Marquardt, D.W., 1963. An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. J. Soc. Ind. Appl. Math. 11, 431–441. https://doi.org/10.1137/0111030

Martinelli, I., 1999. Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans un sol urbain : Vers une approche globale et pluridisciplinaire (These de doctorat). Lyon, INSA.

Massoudieh, A., Ginn, T.R., 2008. Modeling Colloid-Enhanced Contaminant Transport in Stormwater Infiltration Basin Best Management Practices. Vadose Zone J. 7, 1261–1268. https://doi.org/10.2136/vzj2007.0179

Mooney, S.J., Morris, C., 2008. A morphological approach to understanding preferential flow using image analysis with dye tracers and X-ray Computed Tomography. CATENA, Hydropedology: Fundamental Issues and Practical Applications 73, 204–211. https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.09.003

Mottier, V., Boller, M., 1992. Les eaux de ruissellement de toits: qualité et dynamique de la charge polluante (Rapport bibliographique pour l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'épuration et la protection des eaux).

Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12, 513–522. https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513

Mubarak, I., Mailhol, J.C., Angulo-Jaramillo, R., Ruelle, P., Boivin, P., Khaledian, M., 2009. Temporal variability in soil hydraulic properties under drip irrigation. Geoderma 150, 158–165. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.01.022

Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., Viklander, M., 2020. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. Sci. Total Environ. 709, 136125. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125

Muñoz-Carpena, R., Ritter, A., Bosch, D., 2004. Field methods for monitoring soil water status, in: Soil-Water-Solute Process Characterization an Integrated Approach. pp. 167–195.

Nowack, B., Bucheli, T.D., 2007. Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment. Environ. Pollut. 150, 5–22. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.006

Nyambayar, T.-A., 2021. Caractérisation des failles actives en 2D et 3D par la technique d'imagerie géoradar et interprétations des résultats (These de doctorat). Strasbourg.

Office International de l'Eau (OiEau), 2023. Bulletin national de situation hydrologique de juillet 2023.

Ollivier, P., Labille, J., 2016. Les nanoparticules manufacturées innovation et devenir dans l'environnement. Geosciences 20, 66–73.

Parsekian, A.D., Singha, K., Minsley, B.J., Holbrook, W.S., Slater, L., 2015. Multiscale geophysical imaging of the critical zone. Rev. Geophys. 53, 1–26. https://doi.org/10.1002/2014RG000465

Pétavy, F., 2007. Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial. Université de Nantes.

Pinasseau, L., Wiest, L., Volatier, L., Mermillod-Blondin, F., Vulliet, E., 2020. Emerging polar pollutants in groundwater: Potential impact of urban stormwater infiltration practices. Environ. Pollut. 266, 115387. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115387

Pitt, R., Clark, S., Field, R., 1999. Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. Urban Water 1, 217–236. https://doi.org/10.1016/S1462-0758(99)00014-X

Pohlmeier, A., van Dusschoten, D., Weihermüller, L., Schurr, U., Vereecken, H., 2009. Imaging water fluxes in porous media by magnetic resonance imaging using D2O as a tracer. Magn. Reson. Imaging 27, 285–292. https://doi.org/10.1016/j.mri.2008.06.007

Prédélus, D., Lassabatere, L., Louis, C., Gehan, H., Brichart, T., Winiarski, T., Angulo-Jaramillo, R., 2017. Nanoparticle transport in water-unsaturated porous media: effects of solution ionic strength and flow rate. J. Nanoparticle Res. 19, 104. https://doi.org/10.1007/s11051-017-3755-4

Qin, Y., 2020. Urban Flooding Mitigation Techniques: A Systematic Review and Future Studies. Water 12, 3579. https://doi.org/10.3390/w12123579

Quiot, F., Palaia, G., 2014. Paramètres de transferts de polluants dans les sols et les eaux souterraines - Evolution de la base de données SORP-BIO pour des substances inorganiques (No. AMPHOS 21). Ineris | Institut national de l'environnement industriel et des risques.

Raimbault, J., 2021. Polluants émergents et infiltration des eaux urbaines : processus de transfert de nanoparticules en milieu poreux hétérogène (These de doctorat). Nantes.

Reichenberger, S., Amelung, W., Laabs, V., Pinto, A., Totsche, K.U., Zech, W., 2002. Pesticide displacement along preferential flow pathways in a Brazilian Oxisol. Geoderma 110, 63–86. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00182-9

Reynolds, W.D., Lewis, J.K., 2012. A drive point application of the Guelph Permeameter method for coarse-textured soils. Geoderma 187–188, 59–66. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.04.004

Sage, J., 2018. L'infiltration des eaux pluviales et son impact sur la ressource en eau souterraine. Note de problématique.

Sassen, D.S., Everett, M.E., Munster, C.L., 2009. Ecohydrogeophysics at the Edwards Aquifer: insights from Polarimetric ground-penetrating radar. Surf. Geophys. 7, 427–438. https://doi.org/10.3997/1873-0604.2009032

Saulais, M., Bedell, J.P., Delolme, C., 2011. Cd, Cu and Zn mobility in contaminated sediments from an infiltration basin colonized by wild plants: The case of Phalaris arundinacea and Typha latifolia. Water Sci. Technol. 64, 255–262. https://doi.org/10.2166/wst.2011.161

Shokri, M., Gao, Y., Kibler, K.M., Wang, D., Wightman, M.J., Rice, N., 2022. Contaminant transport from stormwater management areas to a freshwater karst spring in Florida: Results of near-surface geophysical investigations and tracer experiments. J. Hydrol. Reg. Stud. 40, 101055. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101055

Sigg, L., Behra, P., Stumm, W., 2022. Chimie des milieux aquatiques - 5e éd. Dunod.

Šimůnek, J., Jarvis, N.J., van Genuchten, M.Th., Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. J. Hydrol. 272, 14–35.

Šimůnek, J., van Genuchten, M.T., 1997. Estimating unsaturated soil hydraulic properties from multiple tension disc infiltrometer data. Soil Sci. 162, 383–398.

Singh, G., Kaur, G., Williard, K., Schoonover, J., Kang, J., 2018. Monitoring of Water and Solute Transport in the Vadose Zone: A Review. Vadose Zone J. 17, 160058. https://doi.org/10.2136/vzj2016.07.0058

Skjolding, L.M., Jørgensen, L. vG., Dyhr, K.S., Köppl, C.J., McKnight, U.S., Bauer-Gottwein, P., Mayer, P., Bjerg, P.L., Baun, A., 2021. Assessing the aquatic toxicity and environmental safety of tracer compounds Rhodamine B and Rhodamine WT. Water Res. 197, 117109. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117109

Smettem, K.R.J., Parlange, J.Y., Ross, P.J., Haverkamp, R., 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer 1. A capillary-based theory. Water Resour. Res. 30, 2925–2929.

Smith, R.E., Smettem, K.R.J., Broadbridge, P., Woolhiser, D.A., 2002. Infiltration Theory for Hydrologic Applications, American Geophysical Union. ed, Water Resources Monograph.

Soil Science Division Staff, 2017. Soil survey manual, USA Handbook 18. ed. Government Printing Office, Washington D.C.

Sprenger, M., Stumpp, C., Weiler, M., Aeschbach, W., Allen, S.T., Benettin, P., Dubbert, M., Hartmann, A., Hrachowitz, M., Kirchner, J.W., McDonnell, J.J., Orlowski, N., Penna, D., Pfahl, S., Rinderer, M., Rodriguez, N., Schmidt, M., Werner, C., 2019. The Demographics of Water: A Review of Water Ages in the Critical Zone. Rev. Geophys. 57, 800–834. https://doi.org/10.1029/2018RG000633

Stewart, R.D., Abou Najm, M.R., 2018. A Comprehensive Model for Single Ring Infiltration I: Initial Water Content and Soil Hydraulic Properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 82, 548–557. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.09.0313

Stumm, W., Morgan, J.J., 2012. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. John Wiley & Sons.

Sun, T.-R., Cang, L., Wang, Q.-Y., Zhou, D.-M., Cheng, J.-M., Xu, H., 2010. Roles of abiotic losses, microbes, plant roots, and root exudates on phytoremediation of PAHs in a barren soil. J. Hazard. Mater. 176, 919–925. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.11.124

Sun, X., Davis, A.P., 2007. Heavy metal fates in laboratory bioretention systems. Chemosphere 66, 1601–1609. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.013

Tallon, L.K., Si, B.C., Korber, D., Guo, X., 2007. Soil wetting state and preferential transport of Escherichia coli in clay soils. Can. J. Soil Sci. 87, 61–72. https://doi.org/10.4141/S06-004

Traullé, A., 2022. INFILTRONmétrie & ring size : Influence de la taille d'un dispositif innovant pour la mesure de l'infiltration et la filtration dans les sols. (Rapport de Master). ENTPE.

Tricker, A.S., 1978. The infiltration cylinder: Some comments on its use. J. Hydrol. 36, 383–391. https://doi.org/10.1016/0022-1694(78)90156-7

Trinks, I., Stümpel, H., Wachsmuth, D., 2001. Monitoring water flow in the unsaturated zone using georadar. First Break 19. https://doi.org/10.1046/j.1365-2397.2001.00228.x

Truchot, M.C., Chocat, B., Cathelain, M., Mares, A., Mouchel, J.M., 1994. La pollution due aux rejets urbains par temps de pluie : impacts sur les milieux récepteurs. Houille Blanche 80, 97–105. https://doi.org/10.1051/lhb/1994012

Truss, S., Grasmueck, M., Vega, S., Viggiano, D.A., 2007. Imaging rainfall drainage within the Miami oolitic limestone using high-resolution time-lapse ground-penetrating radar. Water Resour. Res. 43. https://doi.org/10.1029/2005WR004395

Uhlenbrook, S., 2006. Catchment hydrology—a science in which all processes are preferential. Hydrol. Process. 20, 3581–3585. https://doi.org/10.1002/hyp.6564

Utsi, E.C., 2017. Ground penetrating radar: Theory and practice, Gr. Penetrating Radar: Theory and Pract., Ground Penetrating Radar: Theory and Practice. Elsevier.

Van Dam, R.L., Schlager, W., 2000. Identifying causes of ground-penetrating radar reflections using time-domain reflectometry and sedimentological analyses. Sedimentology 47, 435–449. https://doi.org/10.1046/j.1365-3091.2000.00304.x

van den Bogaert, R., Cornu, S., Michel, E., 2016. To which extent do rain interruption periods affect colloid retention in macroporous soils? Geoderma 275, 40–47. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.010

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. https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x

Vereecken, H., Weihermüller, L., Assouline, S., Šimůnek, J., Verhoef, A., Herbst, M., Archer, N., Mohanty, B., Montzka, C., Vanderborght, J., Balsamo, G., Bechtold,

M., Boone, A., Chadburn, S., Cuntz, M., Decharme, B., Ducharne, A., Ek, M., Garrigues, S., Goergen, K., Ingwersen, J., Kollet, S., Lawrence, D.M., Li, Q., Or, D., Swenson, S., de Vrese, P., Walko, R., Wu, Y., Xue, Y., 2019. Infiltration from the Pedon to Global Grid Scales: An Overview and Outlook for Land Surface Modeling. Vadose Zone J. 18, 180191. https://doi.org/10.2136/vzj2018.10.0191

Vervoort, R.W., Cattle, S.R., Minasny, B., 2003. The hydrology of Vertosols used for cotton production: I. Hydraulic, structural and fundamental soil properties. Soil Res. 41, 1255–1272. https://doi.org/10.1071/sr02154

Walle, A.V. de, Abou-Hassan, A., Luciani, N., Wilhelm, C., 2019. Les cellules souches humaines sont capables de néo-biosynthétiser des nanoparticules magnétiques après avoir dégradé des nanoparticules synthétiques. médecine/sciences 35, 725–727. https://doi.org/10.1051/medsci/2019157

Wang, C., Wang, R., Huo, Z., Xie, E., Dahlke, H.E., 2020. Colloid transport through soil and other porous media under transient flow conditions—A review. WIREs Water 7, e1439. https://doi.org/10.1002/wat2.1439

Wang, Z., Wu, Q.J., Wu, L., Ritsema, C.J., Dekker, L.W., Feyen, J., 2000. Effects of soil water repellency on infiltration rate and flow instability. J. Hydrol. 231–232, 265–276. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00200-6

Western, A.W., Arora, M., Burns, M.J., Bonneau, J., Thom, J.K., Yong, C.F., James, R.B., Poelsma, P.J., Fletcher, T.D., 2021. Impacts of stormwater infiltration on downslope soil moisture and tree water use. Environ. Res. Lett. 16, 104014. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1c2a

Yilmaz, D., Lassabatere, L., Angulo-Jaramillo, R., Deneele, D., Legret, M., 2010. Hydrodynamic Characterization of Basic Oxygen Furnace Slag through an Adapted BEST Method. Vadose Zone J. 9, 107–116. https://doi.org/10.2136/vzj2009.0039

Yilmaz, D., Lassabatere, L., Deneele, D., Angulo-Jaramillo, R., Legret, M., 2013. Influence of Carbonation on the Microstructure and Hydraulic Properties of a Basic Oxygen Furnace Slag. Vadose Zone J. 12, vzj2012.0121. https://doi.org/10.2136/vzj2012.0121

Yu, S.L., Kuo, J.-T., Fassman, E.A., Pan, H., 2001. Field Test of Grassed-Swale Performance in Removing Runoff Pollution. J. Water Resour. Plan. Manag. 127, 168–171. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2001)127:3(168)

Zaqout, T., Ólöf Andradóttir, H., Arnalds, Ó., 2022. Infiltration capacity in urban areas undergoing frequent snow and freeze-thaw cycles: Implications on Sustainable Urban Drainage Systems. J. Hydrol. 127495. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127495

Zhang, S., Grip, H., Lövdahl, L., 2006. Effect of soil compaction on hydraulic properties of two loess soils in China. Soil Tillage Res. 90, 117–125. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.08.012

Zhang, Y., Schaap, M.G., 2017. Weighted recalibration of the Rosetta pedotransfer model with improved estimates of hydraulic parameter distributions and summary statistics (Rosetta3). J. Hydrol. 547, 39–53. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.01.004

Zhao, S., Jia, Y., Gong, J., Niu, C., Su, H., Gan, Y., Liu, H., 2020. Spatial Variability of Preferential Flow and Infiltration Redistribution along a Rocky-Mountain Hillslope, Northern China. Water 12, 1102. https://doi.org/10.3390/w12041102

Zonge, K., Wynn, J., Urquhart, S., 2005. 9. Resistivity, Induced Polarization, and Complex Resistivity, in: Near-Surface Geophysics, Investigations in Geophysics. Society of Exploration Geophysicists, pp. 265–300. https://doi.org/10.1190/1.9781560801719.ch9

Chapitre IX : Annexes

Annexe 1

Tableau IX.1 : Récapitulatif des essais réalisés sur le terrain par date, lieu, matériel utilisé, personnes ayant participé, SPIONs utilisés ou non, et type de protocole.

Date	Lieu	Matériel	Opérateur · ices	SPIONs	Protocole	h_i (cm)
2021_07_21	ENTPE	Petit infiltro + GPR	Daniel, Gislain, Gersende	NON (test)	Deux 1/2 infiltromètres remplis à moitié, infiltration l'un après l'autre (test) + GPR	37 pour les deux
2021_07_22	IUT	Petit infiltro + GPR	Daniel, Julia, Gersende	Fe@Si à 2 g/l neutre (env 160 ml)	Premier 1/2 infiltro avec uniquement de l'eau, deuxième avec les SPIONs + GPR	37 pour les deux
2021_07_23	IUT	Petit infiltro + GPR	Daniel, Julia, Gersende	Fe@Si 2 g/l négative (env 150 ml)	Premier 1/2 infiltro avec SPIONs, deuxième 1/2 infiltro avec eau uniquement + GPR	37 pour les deux
2021_07_26 essai 1	IUT	Petit infiltro + GPR	Daniel, Gersende	Fe@Si 2 g/l négative	24*5ml tous les centimètres dans l'anneau dès le début de l'infiltration (72 cm)	74,3
2021_07_26 essai 2	IUT	Petit infiltro + GPR	Daniel, Gersende	Fe@Si 2 g/l négative	24*5ml tous les centimètres dans l'anneau à partir du milieu de l'infiltration (25 cm)	74,3
2021_07_27	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe à 3,35g/l (?), 1 litre	Litre de SPIONs directement dans l'anneau dès le début (90 cm) (+ prélèvement toutes les 5 minutes de 5 ml d'eau dans l'anneau + GPR toutes les 5 min)	97,3 (colonne 1) et 100 (colonne 2)
2021_08_02 essai 1	IUT	Petit infiltro + GPR	Laurent, Gersende	Fe à 3,35g/l, 150 ml (datée du 30/07)	Premier 1/2 infiltro avec SPIONs, deuxième 1/2 infiltro avec eau uniquement + GPR	34 et 32
2021_08_02 essai 2	IUT	Petit infiltro + GPR	Laurent, Gersende	Fe à 3,35g/l, 150 ml (datée du 30/07)	Premier 1/2 infiltro avec uniquement de l'eau, deuxième avec les SPIONs + GPR	34
2021_08_02 essai 3	IUT	Petit infiltro + GPR	Laurent, Gersende	Fe à 3,35 g/l (datée du 30/07)	24*5ml tous les centimètres dans l'anneau à partir du milieu de l'infiltration (24 cm)	67,8

Date	Lieu	Matériel	Opérateur · ices	SPIONs	Protocole	h_i (cm)
2021_08_03	IUT	Petit infiltro + GPR	Laurent, Gersende	Fe à 3,35 g/l (datée du 26/07)	24*5ml tous les centimètres dans l'anneau dès le début de l'infiltration (69 cm)	71,4
2021_08_31	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe 3,35 g/l (datée du 26/07)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 102 cm)	95 (colonne 1) et 105 (colonne 2)
2021_09_01	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe 3,35 g/l (datée du 26/07)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du début de l'infiltration (première colonne, 104 cm)	104,5 (colonne 1) et 100 (colonnes 2)
2021_09_02	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe 3,35 g/l (datées du 26/07 et 01/09)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 103)	100,7 (colonne 1) et 104,8 (colonne 2)
2021_09_13	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe 3,35 g/l (datée du 01/09)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du début de l'infiltration (première colonne, 104 cm)	104,5 (colonne 1) et 106,7 (colonne 2)
2021_09_28	ENTPE	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe à 3,35 g/l (datée du 01/09)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les 2 centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 102 cm)	103,5 (colonne 1) et 104 (colonne 2)
2021_09_29	ENTPE	Grand infiltro + GPR	Daniel, Rafael, Simone, Gersende	Fe à 3,35 g/l (datée du 01/09)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les 2 centimètres, à partir du début de l'infiltration (première colonne, 110 cm)	110,8 (colonne 1) et 110,2 (colonne 2)
2021_09_30	IUT	Point source + GPR	Daniel, Laurent, Simone, Rafael, Gersende	Fe à 3,35 g/l (datée du 01/09)	10 bouteilles d'une solution de SPIONs de 500 ml à 0,2 g/l et 10 bouteilles d'eau de 500 ml et mesure du temps d'infiltration	
2022_06_14	ENTPE	Point source + GPR	Anthony, Gersende	Fe à 3.35 g/l à différentes concentrations		

Date	Lieu	Matériel	Opérateur · ices	SPIONs	Protocole	h_i (cm)
2022_06_17	IUT	Grand infiltro + GPR	Anthony, Daniel, Laurent, Saint-Martin, Thérèse, Gersende	Fe à 3.35 g/l (datées de septembre 2021)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 102 cm)	98,5 (colonne 1) et 105 (colonne 2)
2022_06_20	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Fe à 3.35 g/l (datées de septembre 2021)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 102 cm)	106,8 (colonne 1) et 105,5 (colonne 2)
2022_06_21 essai 1	ENTPE	Petit infiltro + GPR	Anthony, Saint-Martin, Gersende	Fe à 3.35 g/l (datées de septembre 2021)	19*5ml à partir du milieu de l'infiltro (38 cm)	76,4
2022_06_21 essai 2	ENTPE	Petit infiltro + GPR	Anthony, Saint-Martin, Gersende	(Fe304@Si, neutre, c=3,35g/l, solution de fin 2021	19*5ml à partir du milieu de l'infiltro (38 cm)	74,3
2022_06_21 essai 3	ENTPE	Petit infiltro + GPR	Anthony, Saint-Martin, Gersende	(Fe304@Si, neutre, c=3,35g/l, solution de fin 2021	19*0.04ml à partir du milieu de l'infiltro (38 cm)	74
2022_07_13	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Fe@Si négative à 3.35 g/l (datées de septembre 2021)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 102 cm)	103,8 (colonne 1) et 106,3 (colonne 2)
2022_07_19	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Fe@Si négative à 3.35 g/l (datées de septembre 2021)	50*10 ml déposés dans l'anneau tous les centimètres, à partir du milieu de l'infiltration (deuxième colonne, 102 cm)	106,3 (colonne 1) et 106 (colonne 2)
2022_07_20 essai 1	IUT	Petit infiltro + GPR	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Fe@Si négative à 3.35 g/l (datées de 07/2022)	19*5ml à partir du milieu de l'infiltro (38 cm)	74

Date	Lieu	Matériel	Opérateur · ices	SPIONs	Protocole	h_i (cm)
2022_07_20 essai 2	IUT	Petit infiltro	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Non		73,3
2022_07_20 essai 3	IUT	Petit infiltro	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Non		73,5
2022_07_20 essai 4	IUT	Petit infiltro	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Non		73,6
2022_07_20 essai 5	IUT	Petit infiltro + GPR	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Fe@Si négative à 3.35 g/l (datées de 07/2022)	19*5ml à partir du milieu de l'infiltro (38 cm)	74
2022_07_20 essai 6	IUT	Petit infiltro	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Non		74,6
2022_07_20 essai 7	IUT	Petit infiltro	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Non		74
2022_07_20 essai 8	IUT	Petit infiltro	Daniel, Anthony, Saint-Martin, Gersende	Non		73,6
2022_09_06	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe@Si -20	50*10 ml à partir du milieu (102 cm)	107 et 106,8
2022_09_07	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Gersende	Fe@Si -13	50*10 ml à partir du milieu (102 cm)	107 et 106,4

Date	Lieu	Matériel	Opérateur · ices	SPIONs	Protocole	h_i (cm)
2022_09_09	IUT	Grand infiltro + GPR	Daniel, Laurent, Thérèse, Gersende	Fe@Si -13	43*10 ml à partir du milieu (102 cm)	108,1 et 103,9
2022_10_28	ENTPE	Grand infiltro + GPR	Daniel, Gersende	Non	eau + GPR pour bulbe d'eau seul	100 puis ?
2023_03_20	WICKS	Grand infiltro + GPR	Rob, Claudia, Tim, Gersende	Fe@Si-20	lent et fuites (SPIONs à partir de 102 cm)	96,1 et 103,5
2023_03_22	WICKS	Grand infiltro + GPR	Rob, Claudia, Tim, Gersende	Non	juste qq points, trop lent	101,8 (juste une colonne)

Annexe 2

Détails des protocoles pour les petits anneaux

Deux types d'essais ont été réalisés avec les petits anneaux : en utilisant deux demi-infiltromètres, c'est-à-dire deux colonnes automatisées remplies à moitié (dont une pouvait être remplie de la solution de SPIONs), ou en utilisant directement une petite colonne entière. Le protocole détaillé est le suivant.

Préparation en amont

Préparer les piluliers contenant les solutions de SPIONs selon le volume souhaité (généralement 5 ml de 3,35 g/L).

Préparation sur le terrain

Au niveau de la zone choisie, couper l'herbe à ras. Placer la grille (indication nord-est notée au niveau de la ligne F, cf Figure III.9.A).

Changer les gains sur le moniteur du radar en passant en mode Auto, puis remettre sur Manuel, pour les ajuster au mieux et vérifier qu'il n'y a aucune saturation. Passer le GPR (900 MHz) sur les 12 lignes en notant le numéro d'acquisition GPR correspondant sur une feuille (DRY A, DRY B…) ainsi que l'heure (Figure III.12.A).

Placer et enfoncer l'anneau entre 1 et 3 cm de profondeur. Vérifier qu'il est bien droit (avec un niveau). Tasser les bords interne et externe de l'anneau pour éviter les fuites sur le côté. Mettre un film plastique dans le fond de l'anneau et remplir d'eau.

Remplir un ou deux infiltromètre(s) avec de l'eau : enlever le tube d'entrée d'air, et utiliser un entonnoir pour remplir jusqu'au milieu (environ 37 cm) ou jusqu'en haut. Si la méthode utilisée est le demi-infiltromètre, ajouter dans un des deux infiltromètres la solution de SPIONs (en notant bien le volume, la concentration, le type). Selon la méthode choisie, les SPIONs seront injectés dans la première ou deuxième partie de l'infiltration. En 2021, les deux méthodes ont été testées puis, par la suite, seule la méthode injectant les SPIONs en deuxième partie a été conservée pour tenter de saturer le sol avant l'injection, et ainsi saturer le milieu en espérant avoir atteint le régime permanent d'écoulement avant d'injecter les SPIONS pour que leur détection soit plus facile.

Chacun à leur tour, placer les infiltromètres au-dessus de l'anneau et régler les pieds pour que la base de l'infiltromètre touche l'eau et qu'ils soient droits. Relier les deux infiltromètres à deux dataloggers. Le premier, rempli ou non de SPIONs, est placé au-dessus de l'anneau, l'autre attend près des grilles. Noter la hauteur d'eau dans l'anneau.

Allumer le datalogger pour vérifier qu'il fonctionne bien, qu'il y a bien acquisition de données (sur le port connecté, environ 1,8V pour un demi-infiltromètre et le double pour un entier). Lever le piston d'eau de l'infiltromètre, noter la hauteur d'eau initiale lorsque le système est stabilisé puis enlever le plastique pour démarrer l'infiltration.

Essai d'infiltration

Durant l'infiltration, passer le GPR en suivant deux transects perpendiculaires : entre B et C et entre 4 et 5 (Figure III.12.B). Le nombre de passage dépend du sol et du temps d'infiltration. Généralement, on essaye de prendre des mesures régulièrement (en temps ou en volume infiltré).

Pour la méthode des demi-infiltromètres, lorsque l'on arrive près de 0 cm, allumer le deuxième datalogger, puis à 0 cm refermer le piston du premier infiltromètre et le remplacer rapidement par le deuxième. Ouvrir le piston et noter la hauteur d'eau initiale. Continuer à passer le GPR suivant deux transects perpendiculaires, entre B et C et entre 4 et 5.

A 0 cm, lorsque le deuxième infiltromètre est vide, fermer son entrée d'air et le déplacer hors de la grille.

Lorsque toute l'eau est infiltrée dans l'anneau, attendre 20 minutes pour passer à nouveau le radar suivant les 12 transects (WET A, WET B…) (Figure III.12.C). Juste avant le radar, enlever l'anneau délicatement et noter sa profondeur d'enfoncement.

Prélever trois échantillons de sols autour de la zone étudiée (pour la teneur en eau et la granulométrie).

Annexe 3

Détails des protocoles pour le grand anneau

Préparation en amont

Préparer 50*10ml de SPIONs dans des piluliers (généralement de 3,35 g/L).

Préparation sur le terrain

Au niveau de la zone choisie, plate, couper l'herbe à ras. Positionner l'anneau au centre. L'enfoncer de cinq centimètres avec une planche de bois et un marteau. Une personne peut se tenir en face sur une autre planche posée sur l'anneau pour permettre un enfoncement plus régulier. Vérifier que l'anneau est bien droit (avec un niveau). Tasser les bords interne et externe de l'anneau pour éviter les fuites sur le côté.

Placer la grille autour de l'anneau et la bloquer avec des drapeaux à chaque extrémité **ou** positionner la règle de 3 m de long sur un côté de l'anneau, bloquer avec des sardines de tente, puis la positionner à la perpendiculaire, toujours collée à l'anneau, et définir les contours également avec les sardines, **ou** positionner le cadre en centrant l'anneau et le bloquer en position.

Changer les gains sur le moniteur du radar en passant en mode Auto, puis remettre sur Manuel, pour les ajuster au mieux et vérifier qu'il n'y a aucune saturation. Passer le radar (900 MHz) sur les transects en notant le numéro d'acquisition GPR correspondant (DRY A, DRY B…) ainsi que l'heure.

Mettre un film plastique dans le fond de l'anneau et remplir d'eau.

Positionner les deux colonnes près de l'anneau, légèrement surélevées et droites (vérifier avec un niveau). Fixer les ficelles au sol pour stabiliser les colonnes. Vérifier que la hauteur du coude d'entrée d'air est bien en-dessous du haut de l'anneau (sinon l'eau de l'anneau déborde à l'équilibre). Accrocher les tuyaux aux sorties d'eau de chaque colonne et laisser la sortie du tuyau ouverte. Vérifier que les entrées d'eau sont ouvertes, les valves d'air en bas fermées. Ouvrir les bouchons au-dessus des colonnes en maintenant la sortie du tuyau (ouverte) au-dessus des réservoirs. Remplir les colonnes à l'aide d'un entonnoir. Lorsque les colonnes sont remplies, fermer le tuyau et le déposer dans l'anneau. A ce moment, la pression d'eau au niveau du robinet de sortie des réservoirs est fixée par la hauteur d'eau dans les deux réservoirs. La pression de l'eau au niveau du haut de l'eau dans la colonne vaut P0, et au niveau du coude de la valve d'air vaut h, h étant la hauteur de la colonne entre la hauteur du coude et la hauteur d'eau. Activer les systèmes de Mariotte (robinets d'entrée d'air) pour ramener la pression de l'eau à la valeur de la pression atmophérique

au niveau des robinets de sortie. En ouvrant la valve d'air. Laisser l'eau en sortir jusqu'à arrêt de l'écoulement. Le potentiel de pression au niveau de la valve vaut alors P0 et vaut - h (c'est-à-dire moins la hauteur d'eau entre la valve et le haut de l'eau) au niveau du haut de l'eau dans la colonne.

Ouvrir les robinets de sortie d'eau et le tuyau dans l'anneau puis les valves d'air. La hauteur d'eau s'équilibre dans l'anneau : si l'eau baisse trop dans les colonnes (on entend un bruit caractéristique), il est possible de verser en même temps de l'eau directement dans l'anneau (jusqu'à ne plus entendre ce bruit). L'équilibre entre les niveaux d'eau est réalisé.

Fermer les deux valves (air et eau) d'une colonne. La deuxième est toujours ouverte. Enlever la bâche en plastique tout en démarrant le chronomètre : l'essai commence.

Essai d'infiltration grand anneau

Ajouter un marqueur tous les centimètres d'infiltration sur le chronomètre. Noter la hauteur d'eau dans l'anneau. Passer le GPR au moins une fois en suivant deux transects perpendiculaires à la fin de l'infiltration de la première colonne.

Lorsque la première colonne arrive à 0 cm, fermer les deux entrées d'eau et d'air et ouvrir celles de la deuxième colonne. Verser 10 ml de SPIONs (à 3,35 g/L) dans l'anneau tous les 2 cms, en touillant régulièrement, et ce 50 fois, si possible à partir de 102 cm. Passer le GPR plus régulièrement (tous les 10 cms à partir du milieu de la 2ème colonne par exemple) en suivant les 2 mêmes transects. Noter la hauteur d'eau dans l'anneau. Lorsque l'eau de la deuxième colonne arrive à 0 cm, fermer les valves et repasser le GPR en suivant les 2 transects. Noter l'heure. Attendre que l'eau de l'anneau s'infiltre.

Lorsque toute l'eau est infiltrée dans l'anneau, attendre 20 minutes pour passer à nouveau le radar en suivant tous les transects.

Prélever trois échantillons de sols autour de la zone étudiée (pour la teneur en eau et la granulométrie).

Annexe 4

Tableau IX.2 : Masses pesées des échantillons et teneur en eau calculée.

Date	Échantillon	Boite vide	Masse initiale (g)	Masse après 24h (g)	Masse après 48h (g)	Teneur en eau (%)
2021_07_21	A	10,78	64,69	58,32	58,26	11,93
2021_07_21	B	10,81	87,17	77,97	77,87	12,18
2021_07_21	C	10,82	138,81	122,60	122,46	12,77
2021_07_22	D	11,29	133,45	111,53	111,42	18,03
2021_07_22	E	11,28	118,02	102,25	102,15	14,87
2021_07_22	F	11,28	110,97	99,80	99,72	11,28
2021_07_23	G	10,82	101,22	88,06	87,95	14,68
2021_07_23	H	10,85	89,94	76,97	76,88	16,51
2021_07_23	I	10,83	87,40	79,02	79,03	10,93
2021_07_26_essai1	J	11,26	83,59	71,82	71,78	16,33
2021_07_26_essai1	K	11,29	90,64	76,85	76,82	17,42
2021_07_26_essai1	L	11,36	86,10	69,89	69,86	21,73
2021_07_26_essai2	M	11,34	77,69	66,47	66,26	17,23
2021_07_26_essai2	N	11,34	84,83	72,54	72,58	16,67
2021_07_26_essai2	O	11,32	110,60	93,93	93,83	16,89
2021_07_27	P	11,29	76,86	69,07	69,15	11,76
2021_07_27	Q	11,31	88,57	76,77	76,84	15,18
2021_07_27	R	11,31	74,27	64,84	64,82	15,01
2021_08_02_essai1	S	11,27	94,58	76,40	76,39	21,83
2021_08_02_essai1	T	11,27	116,49	93,27	93,26	22,08
2021_08_02_essai1	U	10,75	95,93	77,46	77,45	21,70
2021_08_02_essai2	V	10,73	75,89	63,87	63,86	18,46
2021_08_02_essai2	W	10,83	86,12	70,91	70,92	20,19
2021_08_02_essai2	X	10,71	106,91	84,44	86,42	21,30
2021_08_02_essai3	Y	11,32	104,50	88,68	88,67	16,99
2021_08_02_essai3	Z	10,75	104,03	86,53	86,54	18,75
2021_08_02_essai3	AA	11,26	74,42	62,70	62,67	18,60
2021_08_03	AB	10,80	78,66	65,33	65,33	19,64
2021_08_03	AC	10,83	95,36	78,89	78,71	19,70
2021_08_03	AD	10,80	82,26	69,15	69,02	18,53
2021_08_31	AE	13,51	68,47	64,35	64,35	7,50
2021_08_31	AF	13,56	75,31	71,72	71,70	5,85
2021_08_31	AG	13,56	63,51	60,63	60,59	5,85
2021_09_01	AH	13,46	93,81	86,98	86,89	8,61
2021_09_01	AI	13,52	86,14	81,89	81,83	5,94
2021_09_01	AJ	13,51	83,51	80,13	80,12	4,84
2021_09_02	AK	13,55	59,33	57,18		4,70
2021_09_02	AL	13,52	70,74	67,62		5,45

Date	Échantillon	Boite vide	Masse initiale (g)	Masse après 24h (g)	Masse après 48h (g)	Teneur en eau (%)
2021_09_02	AM	13,51	82,29	77,63		6,78
2021_09_13	AN	7,00	98,53	94,74	94,77	4,11
2021_09_13	AO	6,96	143,11	136,06	136,05	5,19
2021_09_13	AP	7,02	100,88	97,14	97,16	3,96
2021_09_28	AQ	7,02	145,19	112,40	112,32	23,79
2021_09_28	AR	7,04	95,74	81,70	81,72	15,81
2021_09_28	AS	6,98	92,05	79,21	79,13	15,19
2021_09_29	AT	6,70	84,10	68,66	68,59	20,04
2021_09_29	AU	6,60	82,20	66,59	66,50	20,77
2021_09_29	AV	6,60	78,30	63,93	63,85	20,15
2021_09_30	DOUA_1	6,91	119,89	108,22		10,33
2021_09_30	DOUA_2	6,89	125,34	116,41		7,54
2021_09_30	DOUA_3	6,95	112,52	99,59		12,25
2022_06_17	A	10,80	175,70		167,6	4,91
2022_06_17	B	10,80	199,20		188	5,94
2022_06_17	C	10,80	149,50		142,4	5,12
2022_06_20	D	11,30	233,40		225,9	3,38
2022_06_20	E	11,30	193,90		185,1	4,82
2022_06_20	F	11,30	254,40		245,1	3,83
2022_06_21_essais1et2	G	10,80	173,60	163,2		6,39
2022_06_21_essais1et2	H	10,90	251,40	235,6		6,57
2022_06_21_essais1et2	I	10,90	220,00	211,7		3,97
2022_06_21_essai3	J	11,30	119,00	114,2		4,46
2022_06_21_essai3	K	11,30	97,30	91,5		6,74
2022_06_21_essai3	L	11,40	65,20	62,5		5,02
2022_07_13	M	11,30	272,30	262,4	257	5,86
2022_07_13	N	11,30	200,50	197,4	193,7	3,59
2022_07_13	O	11,30	263,20	251,6	246	6,83
2022_07_19	P	11,30	226,80	224	218,9	3,67
2022_07_19	Q	11,30	235,10	230,2	225,2	4,42
2022_07_19	R	11,30	185,10	182,3	178,6	3,74
2022_07_20_essais1a8	S	11,30	105,00	103,9	101,4	3,84
2022_07_20_essais1a8	T	10,8	146,40	144,6	141,7	3,47
2022_07_20_essais1a8	U	10,8	144,30	142,8	139,9	3,30
2022_09_06	S1	6,7	204,7		174,4	15,30
2022_09_06	S2	6,6	225,2		186	17,93
2022_09_06	S3	6,6	213,9		182,7	15,05
2022_09_07	S4	6,7	167,5		139,9	17,16
2022_09_07	S5	6,7	174,6		152,9	12,92
2022_09_07	S6	6,6	202,5		171,5	15,82
2022_09_09	S7	6,7	199,9		166,1	17,49

Date	Échantillon	Boite vide	Masse initiale (g)	Masse après 24h (g)	Masse après 48h (g)	Teneur en eau (%)
2022_09_09	S8	13,5	213,4		176,1	18,66
2022_09_09	S9	13,5	276,3		237,8	14,65
2023_03_20	1	5,96	83,20	49,234		43,97
2023_03_20	2	5,98	95,07	49,066		51,64
2023_03_20	3	5,99	128,15	98,763		24,06
2023_03_20	4	6,00	166,66	101,662		40,46
2023_03_22	5	5,96	204,73	138,976		33,08
2023_03_22	6	6,04	158,68	107,05		33,82
2023_03_22	7	5,98	141,83	101,703		29,53
2023_03_22	8	5,96	238,39	182,512		24,04
2023_04_03	9	5,99	105,92	96,908		9,02
2023_04_03	10	6,04	54,05	43,091		22,82
2023_04_03	11	6,06	72,70	61,957		16,12
2023_04_03	12	5,99	197,38	135,174		32,50
2023_04_03_essai1	13	6,02	55,94	39,87		32,19
2023_04_03_essai1	14	5,98	39,82	30,336		28,02
2023_04_03_essai1	15	6,02	60,62	43,401		31,53
2023_04_03_essai2	16	6,01	70,87	53,45		26,86
2023_04_03_essai2	17	5,95	49,36	35,01		33,05
2023_04_03_essai2	18	5,94	76,09	57,558		26,42
2023_04_03_essai2	19	5,94	139,46	97,438		31,47

Annexe 5

Détails du protocole d'analyse granulométrique

- Allumer l'ordinateur, ouvrir sa session
- Allumer le granulomètre laser
- Ouvrir le robinet d'eau
- Laver tous les composants
- Double-cliquer sur le raccourci du logiciel Mastersizer 3000
- Cliquer sur *Nouveau* et créer un nouveau dossier pour la série d'échantillons à traiter
- Cliquer sur SOP-nettoyage (pour réaliser un premier nettoyage complet du système) et sur *Start*. Quand le premier jet est terminé, réitérer l'opération une deuxième fois. Quitter le SOP
- Cliquer sur le SOP d'analyse choisi (ici SOP-Sediplast)
- Préciser le nom de l'échantillon
- Appuyer sur *Start* (attention, pendant la première phase de nettoyage, vérifier qu'il ne reste pas des grains dans la cuve : si c'est le cas, utiliser la pipette d'eau déminéralisée pour les enlever)
- Pendant ce temps, déposer un peu de l'échantillon dans une coupelle et mélanger pour homogénéiser
- Quand le logiciel le dit (après la première phase de nettoyage), ajouter dans l'eau de la cuve une faible portion de notre échantillon jusqu'à être dans la zone d'obscuration (en vert, qui dépend du SOP choisi, ici entre 10 et 20%). Si on dépasse cette zone, ajouter de l'eau déminéralisée dans la cuve.
- Appuyer sur *Start* à nouveau (en suivant les instructions du logiciel). Les graphiques s'affichent. Vérifier que l'écart-type relatif (*Relative Standard Deviation* en anglais, RSD) n'est pas trop grand (quelques % max, à l'appréciation de la personne qui manipule, ici jusqu'à 5% accepté)
- Lors de la phase finale de nettoyage, penser également à vérifier et ajouter de l'eau déminéralisée si nécessaire.
- Changer le nom de l'échantillon en haut à gauche avant de redémarrer une analyse. Réitérer les opérations (pré-nettoyage, dépôt d'échantillon, acquisition par le logiciel, post-nettoyage, changement de nom) autant de fois que souhaité
- Exportation finale : cliquer sur *Exporter* → *Tous les documents* → sélectionner *Modèle par défaut* → *Exporter vers un fichier*

En amont, le nettoyage manuel de l'appareil, et notamment des vitres intérieures, est réalisé au début de chaque session d'analyse. Pour cela, suivre les étapes suivantes :

- Allumer l'ordinateur, le granulomètre laser, ouvrir le logiciel Mastersizer 3000
- Sur le logiciel, cliquer sur *Mesure en mode manuel* puis cliquer sur *Vider* (si le réservoir est plein, il se vide)
- Dévisser les deux tuyaux reliant la machine et le réservoir. Les nettoyer (avec un goupillon)
- Appuyer sur le bouton au-dessus du granulomètre et retirer la cellule de l'appareil
- Nettoyer les vitres à l'intérieur du granulomètre avec les tissus à disposition (KimTech)
- Au niveau de la cellule, baisser le levier et tourner d'un quart en sens horaire, tout en tenant la partie gauche avec la lentille de verre. Enlever cette dernière délicatement. Attention car la lentille n'est pas soudée au reste. Nettoyer le verre avec de l'eau (et potentiellement du savon pH neutre) et les tissus adaptés
- Remettre la lentille dans la cellule et la cellule dans le granulomètre.
- Cliquer au niveau du logiciel dans Vanne de vidange sur *Fermer*. Quitter la fenêtre "mesure en mode manuel"

Annexe 6

Détails concernant le traitement des données infiltrométriques des essais petits anneaux

Le logiciel gratuit Scilab est utilisé pour traiter les données infiltrométriques provenant des petits anneaux. Plus précisément, il permet de sélectionner quelques points sur le graphique de différence de pression en fonction du temps, pour tracer les courbes du taux d'infiltration et de l'infiltration cumulée. Les colonnes de différences de pression ainsi que de temps sont enregistrées sur un fichier en format « .txt ».

Le fichier « SciFile_b_filter_main.sci », créé par Laurent Lassabatère, est ouvert. Les premières étapes à son lancement consistent à déterminer l'emplacement sur l'ordinateur des fichiers à traiter. Le dossier où se situe le fichier « .sci » doit également être pourvu de sous-dossiers « 0_functions », « 1_data » et « 2_results ». On peut alors traiter de nouvelles données ou modifier certains traitements déjà réalisés. Le fichier « .txt » doit se trouver dans le sous-dossier « 1_data ». La courbe de différence de pression en fonction du temps est montrée, et on peut sélectionner la partie à traiter (début et fin de courbe). Un premier filtre est appliqué automatiquement pour la sélection des données, puis un deuxième basé sur la médiane mobile. Il est alors possible de corriger les données sélectionnées selon différents procédures (sur le scan automatique, sur la courbe du taux d'infiltration, etc.). Lorsque les données sont sélectionnées, Scilab renvoie dans le sous-dossier « 2_results » un sous-sous-dossier avec le nom du fichier traité et la date de traitement, contenant les fichiers textes résultats. Les résultats correspondent aux quelques points sélectionnés, représentatifs de la courbe, toujours en volts, en fonction du temps.

Annexe 7

Code R pour le traçage des courbes d'infiltration cumulée et de taux d'infiltration

Basé sur un code écrit par Laurent Lassabatère.

1. Initialisation

```
rm(list =ls())      # efface les données
graphics.off()
```

2. Librairies

```
library(splines)
library(car)
library(sandwich)
library(RcmdrMisc)
library(latex2exp)
library(lubridate)
library(here)
library(ggplot2)
library(tidyverse)
library(hrbrthemes)
library(viridis)
```

3. Répertoire

```
T_wd <- getwd()
T_source   <- paste(T_wd,'/0_tool_functions',sep="")
T_data     <- paste(T_wd,'/1_data',sep="")
T_results  <- paste(T_wd,'/2_results',sep="")
```

4. Importation des données

```
setwd(T_data)

Dataset <- read.csv2("Water_Infiltration_R_11.csv")

names(Dataset) <- c("Run_name","Site","Infilt_ring","Rep", "t_s","I_mm","SPIONs","date")
# pour adapter les noms des colonnes

# definir les variables comme "factors" et "numeric"

Dataset$Site <- factor(Dataset$Site,
                       levels = c("ENTPE_1","ENTPE_2","WICKS","IUT","Burnley", "Minerve", "DOUA", "DjR"))

Dataset$Infilt_ring <- factor(Dataset$Infilt_ring,
                       levels = c("small","large"))
# classer selon le type d'anneau

#levels(Dataset$Infilt_ring) <- c("petit","grand")
# pour remplacer "small" par "petit" etc.
```

```
#Dataset$SPIONs <- factor(Dataset$SPIONs,
#                         levels = c(NA,"no","yes"))


#Dataset$date<-ymd(Dataset$date)
# pour definir les variables "date" comme des dates (format YYYYMMDD, yearmonthday, ex : 20210906)
#ATTENTION : NE FONCTIONNE PAS POUR CEUX QUI ONT DES NUMEROS D'ESSAI

Dataset$t_s <- as.numeric(Dataset$t_s)
Dataset$I_mm <- as.numeric(Dataset$I_mm)

rep_nbr <- rep(0,8)
names(rep_nbr) <- c("ENTPE_1_sr","ENTPE_2_sr","IUT_sr",
                    "ENTPE_1_lR","ENTPE_2_lR","WICKS_lR","IUT_lR","Burnley_lR")
```

La version 11 du fichier Water_Infiltration_R comprend les données jusqu'à avril 2023 inclus, sur les deux sites lyonnais (ENTPE, IUT) et le site australien (WICKS). Les dates et la présence de SPIONs ou non sont des données ajoutées à partir des essais de juin 2021 (thèse qui débute).

5. Créations des fonctions

```
## Fonction d'extraction de l'infiltration cumulée ############################

It_extract <- function(xsite,xring)  {

  tabex  <- Dataset[Dataset$Site == xsite & Dataset$Infilt_ring == xring,]

  mmax <- max(tabex$Rep)  #Rep=replicas : pour faire une boucle sur l'ensemble des replicas existants

  yI_ex <- list() #creation de listes avec toutes les valeurs de tous les replicas (temps converti en heures)
  xt_ex <- list()

  for (i in 1:mmax){ #boucle sur tous les replicas
    xt_ex[[i]] <- tabex[tabex$Rep==i,"t_s"]/3600 #heure
    yI_ex[[i]] <- tabex[tabex$Rep==i,"I_mm"]
  }

  y <- list(xt_ex,yI_ex)

  return(y)
}


## Fonction d'extraction du taux d'infiltration ############################

IR_extract <- function(xsite,xring)  {

  tabex  <- Dataset[Dataset$Site == xsite & Dataset$Infilt_ring == xring,]

  mmax <- max(tabex$Rep)

  xt_max <- rep(0,mmax) #sur tous les replicas, on ne prend en compte que les valeurs finales de I et t
```

```
  yI_max <- rep(0,mmax)
  y <- rep(0,mmax)

  for (i in 1:mmax){
    xt_max[i] <- max(tabex[tabex$Rep==i,"t_s"])/3600 #"max" car on ne prend que la valeur max
    yI_max[i] <- max(tabex[tabex$Rep==i,"I_mm"])
    y[i] <- yI_max[i]/xt_max[i]
  }

  return(y)
}
```

6. Traitement des données

```
## Cumulative infiltrations ###############

## Small ring

  ENTPE_1_sr <- It_extract("ENTPE_1","small")
  ENTPE_2_sr <- It_extract("ENTPE_2","small")
  IUT_sr     <- It_extract("IUT","small")

## Large ring

  ENTPE_1_lR <- It_extract("ENTPE_1","large")
  ENTPE_2_lR <- It_extract("ENTPE_2","large")
  WICKS_lR    <- It_extract("WICKS","large")
  IUT_lR     <- It_extract("IUT","large")
  Burnley_lR     <- It_extract("Burnley","large")

## Taux d'infiltration #################

## Small rings

  ENTPE_1_IR_sr <- IR_extract("ENTPE_1","small")
  ENTPE_2_IR_sr <- IR_extract("ENTPE_2","small")
  IUT_IR_sr     <- IR_extract("IUT","small")

  lgth_E1_sr <- length(ENTPE_1_IR_sr)
  lgth_E2_sr <- length(ENTPE_2_IR_sr)
  lgth_IUT_sr <- length(IUT_IR_sr)

## Large rings

  ENTPE_1_IR_lR <- IR_extract("ENTPE_1","large")
  ENTPE_2_IR_lR <- IR_extract("ENTPE_2","large")
  WICKS_IR_lR    <- IR_extract("WICKS","large")
  IUT_IR_lR     <- IR_extract("IUT","large")
  Burnley_IR_lR     <- IR_extract("Burnley","large")

  lgth_E1_lR <- length(ENTPE_1_IR_lR)
  lgth_E2_lR <- length(ENTPE_2_IR_lR)
  lgth_WI_lR <- length(WICKS_IR_lR)
  lgth_IUT_lR <- length(IUT_IR_lR)
  lgth_Burnley_lR <- length(Burnley_IR_lR)
```

```
## Assembler les donnees

 ENTPE_IR <- c(ENTPE_IR_lR, ENTPE_IR_sr)
 ENTPE_IR <- c(ENTPE_IR_lR, ENTPE_IR_sr)
 DOUA_IR    <- c(DOUA_IR_lR,DOUA_IR_sr)
 IUT_IR     <- c(IUT_IR_lR, IUT_IR_sr)
 DjR_IR     <- c(DjR_IR_lR,DjR_IR_sr)
 Min_IR     <- c(Min_IR_lR,Min_IR_sr)

 ENTPE_ring <- as.factor(c(rep("large",lgth_E1_lR),rep("small",lgth_E1_sr)))
 ENTPE_ring <- as.factor(c(rep("large",lgth_E2_lR),rep("small",lgth_E2_sr)))
 DOUA_ring <- as.factor(c(rep("large",lgth_DO_lR),rep("small",lgth_DO_sr)))
 IUT_ring <- as.factor(c(rep("large",lgth_IUT_lR),rep("small",lgth_IUT_sr)))
 DjR_ring <- as.factor(c(rep("large",lgth_DjR_lR),rep("small",lgth_DjR_sr)))
 Min_ring <- as.factor(c(rep("large",lgth_Min_lR),rep("small",lgth_Min_sr)))

 ENTPE_ring <- factor(ENTPE_ring, levels = c("large","small"))
 ENTPE_ring <- factor(ENTPE_ring, levels = c("large","small"))
 DOUA_ring <- factor(DOUA_ring, levels = c("large","small"))
 IUT_ring <- factor(IUT_ring, levels = c("large","small"))
 DjR_ring <- factor(DjR_ring, levels = c("large","small"))
 Min_ring <- factor(Min_ring, levels = c("large","small"))
```

7. Graphiques

7.1 Infiltration cumulée

```
## Graphs infiltration cumulee

####### tracer toutes les courbes ####

 ## Unlist function

 windows(width = 12,height = 12)

 par(mfrow = c(3,2), mar = c(4,5,2,2))

 col_  <- c(3,4,2)   ## la valeur 1 est pour le noir

 par(mgp=c(3,1,0)) # espace entre le graph et les legendes : valeurs originales (3,1,0)

 ## Entpe - Site 1

 plot(unlist(ENTPE_1_sr[[2]]) ~ unlist(ENTPE_1_sr[[1]]),
      xlab = TeX("t \\[h\\]"), ylab=TeX("I(t) \\[mm\\]"),
      xlim = c(0,3.5), ylim = c(0,350),
      col = col_[1], pch = 4)

 points(unlist(ENTPE_1_lR[[2]])~ unlist(ENTPE_1_lR[[1]]),
        pch = 21, col = col_[2], bg = col_[3])

 legend("bottomrigh",legend=c("Small rings","Large rings"),
        pch=c(4,21), col=col_[1:2], cex = 1.25,
```

```
       bty="n",pt.bg=c(0,col_[3]))

title("ENTPE: site 1")

## Entpe - Site 2

plot(unlist(ENTPE_2_sr[[2]]) ~ unlist(ENTPE_2_sr[[1]]),
     xlab = TeX("t \\[h\\]"), ylab=TeX("I(t) \\[mm\\]"),
     xlim = c(0,3.5), ylim = c(0,350),
     col = col_[1], pch = 4)

points(unlist(ENTPE_2_lR[[2]])~ unlist(ENTPE_2_lR[[1]]),
       pch = 21, col = col_[2], bg = col_[3])

title("ENTPE: site 2")

## WICKS

plot(unlist(WICKS_lR[[2]]) ~ unlist(WICKS_lR[[1]]),
     xlab = TeX("t \\[h\\]"), ylab=TeX("I(t) \\[mm\\]"),
     xlim = c(0,0.5), ylim = c(0,350),
     col = col_[1], pch = 4)

title("WICKS basin")

## IUT

plot(unlist(IUT_sr[[2]]) ~ unlist(IUT_sr[[1]]),
     xlab = TeX("t \\[h\\]"), ylab=TeX("I(t) \\[mm\\]"),
     xlim = c(0,3.5), ylim = c(0,350),
     col = col_[1], pch = 4)

points(unlist(IUT_lR[[2]])~ unlist(IUT_lR[[1]]),
       pch = 21, col = col_[2], bg = col_[3])

title("IUT basin")

## Burnley

plot(unlist(Burnley_lR[[2]]) ~ unlist(Burnley_lR[[1]]),
     xlab = TeX("t \\[h\\]"), ylab=TeX("I(t) \\[mm\\]"),
     xlim = c(0,3.5), ylim = c(0,350),
     col = col_[1], pch = 4)

title("Burnley campus")
```

7.2 Boxplot classique pour le taux d'infiltration final

```
windows(width = 12,height = 12)

par(mfrow = c(3,2), mar = c(4,5,2,2)) #mar pour taille de la marge (bas, gauche, haut, droit)

col_  <- c(3,4,2)   ## the value of 1 is for black
```

```
par(mgp=c(3,1.7,0)) #espace entre le graph et les légendes

## Entpe - Site 1

boxplot(ENTPE_IR ~ ENTPE_ring,
    xlab = TeX("Ring"), ylab=TeX("IR \\[mm/h\\]"), cex.axis=1.5, cex.lab=1.7,
    names=c(paste("large\n n=", lgth_E1_sr,sp=""), paste("small\n n=", lgth_E1_lR, sp="")),
    ylim = c(0,1200)
    # , xlim = c(0,350)
    )

title("ENTPE: site 1", cex.main=2)

#notch : if notch is TRUE, a notch is drawn in each side of the boxes.
#If the notches of two plots do not overlap this is 'strong evidence'
#that the two medians differ (Chambers et al, 1983, p. 62).
#See boxplot.stats for the calculations used.

## Entpe - Site 2

boxplot(ENTPE_IR ~ ENTPE_ring,
        xlab = TeX("Ring"), ylab=TeX("IR \\[mm/h\\]"), cex.axis=1.5, cex.lab=1.7,
        names=c(paste("large\n n=", lgth_E2_sr,sp=""), paste("small\n n=", lgth_E2_lR, sp="")),
        ylim = c(0,750)
        # , xlim = c(0,350)
)

title("ENTPE: site 2", cex.main=2)

## DOUA

boxplot(DOUA_IR ~ DOUA_ring,
        xlab = TeX("Ring"), ylab=TeX("IR \\[mm/h\\]"), cex.axis=1.5, cex.lab=1.7,
        names=c(paste("large\n n=", lgth_DO_sr,sp=""), paste("small\n n=", lgth_DO_lR, sp="")),
        ylim = c(0,6000)
        # , xlim = c(0,350)
)

title("Trenches in the parking of la Doua", cex.main=2)

## IUT

boxplot(IUT_IR ~ IUT_ring,
        xlab = TeX("Ring"), ylab=TeX("IR \\[mm/h\\]"), cex.axis=1.5, cex.lab=1.7,
        names=c(paste("large\n n=", lgth_IUT_sr,sp=""), paste("small\n n=", lgth_IUT_lR, sp="")),
        ylim = c(0,1775)
        # , xlim = c(0,350)
)

title("IUT basin", cex.main=2)

## DjR

boxplot(DjR_IR ~ DjR_ring,
        xlab = TeX("Ring"), ylab=TeX("IR \\[mm/h\\]"), cex.axis=1.5, cex.lab=1.7,
```

```
        names=c(paste("large\n n=", lgth_DjR_sr,sp=""), paste("small\n n=", lgth_DjR_lR, sp="")),
        ylim = c(0,4000)
        # , xlim = c(0,350)
)

title("Django Reinhardt basin", cex.main=2)

## Minerve

boxplot(Min_IR ~ Min_ring,
        xlab = TeX("Ring"), ylab=TeX("IR \\[mm/h\\]"), cex.axis=1.5, cex.lab=1.7,
        names=c(paste("large\n n=", lgth_Min_sr,sp=""), paste("small\n n=", lgth_Min_lR, sp="")),
        ylim = c(0,9500)
        # , xlim = c(0,350)
)

title("Minerve basin", cex.main=2)
```

7.3. Boxplot violon avec ggplot

```
   #IUT

petit_IUT <- rep("petit", length(IUT_IR_sr))
grand_IUT <- rep("grand", length(IUT_IR_lR))

data_IR_IUT <- c(IUT_IR_sr, IUT_IR_lR)
data_IR_ring_IUT <- c(petit_IUT, grand_IUT)

data_box_plot_1_IUT <- data.frame(data_IR_IUT, data_IR_ring_IUT)
colnames(data_box_plot_1_IUT) <- c("IR", "Anneau")

ggplot(data = data_box_plot_1_IUT, aes(x=Anneau, y=IR, fill=Anneau)) +
  labs(x="Type d'anneau",y="Final infiltration rate", title="Taux d'infiltration final sur le site de l'IUT")+
  theme(legend.position = "none")+
  #scale_colour_manual(values = c("red", "blue"))+
  scale_fill_viridis(discrete = TRUE, alpha=0.6, option="A") +
  theme(
    legend.position="none",
    plot.title = element_text(size=11)
  ) +
  geom_violin()

#ENTPE

petit_ENTPE <- rep("petit", length(ENTPE_IR_sr))
grand_ENTPE <- rep("grand", length(ENTPE_IR_lR))

data_IR_ENTPE <- c(ENTPE_IR_sr, ENTPE_IR_lR)
data_IR_ring_ENTPE <- c(petit_ENTPE, grand_ENTPE)

data_box_plot_1_ENTPE <- data.frame(data_IR_ENTPE, data_IR_ring_ENTPE)
colnames(data_box_plot_1_ENTPE) <- c("IR", "Anneau")

ggplot(data = data_box_plot_1_ENTPE, aes(x=Anneau, y=IR, fill=Anneau)) +
  labs(x="Type d'anneau",y="Final infiltration rate", title="Taux d'infiltration final sur le site de l'ENTPE")+
```

```
  theme(legend.position = "none")+
  #scale_colour_manual(values = c("red", "blue"))+
  scale_fill_viridis(discrete = TRUE, alpha=0.6, option="A") +
  theme(
    legend.position="none",
    plot.title = element_text(size=11)
  ) +
  geom_violin()
```

8. Tests statistiques

```
#IUT

#test de student pour la moyenne
#on vérifie la normalité
shapiro.test(IUT_IR_lR)
qqnorm(IUT_IR_lR)
qqline(IUT_IR_lR)
shapiro.test(IUT_IR_sr)
#pas normal donc on tente avec le log()
IUT_IR_lR_log <- log(IUT_IR_lR)
shapiro.test(IUT_IR_lR_log)

IUT_IR_sr_log <- log(IUT_IR_sr)
shapiro.test(IUT_IR_sr_log)

#on utilise donc le test de Wilcoxon pour échantillons indépendants
wilcox.test(IUT_IR_lR, IUT_IR_sr)

#pour utiliser une anova à un facteur
#on vérifie d'abord l'indépendance des résidus
library(car)
lm1_IUT <- lm(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_IUT)
durbinWatsonTest(lm1_IUT)
#NON
#normalité des résidus
shapiro.test(residuals(lm1_IUT))
#NON
#homogénéité des résidus
bartlett.test(residuals(lm1_IUT)~data_box_plot_1_IUT$Anneau)
#NON

#Kruskal Wallis
kruskal.test(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_IUT)

#comparaison variances
# test de bartlett
bartlett.test(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_IUT)
#test de levene
leveneTest(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_IUT)
#test de fligner-killeen
fligner.test(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_IUT)

 #ENTPE
```

```
shapiro.test(ENTPE_IR_lR)
shapiro.test(ENTPE_IR_sr)
#normal donc on regarde l'asymétrie
library(pastecs)
stat.desc(ENTPE_IR_lR, norm=TRUE)
stat.desc(ENTPE_IR_sr, norm=TRUE)
#pas d'asymétrie donc on regarde les outliers
#pas d'outliers donc on regarde l'égalité des variances
var.test(ENTPE_IR_lR, ENTPE_IR_sr)
#test welsh
t.test(ENTPE_IR_lR, ENTPE_IR_sr)
#p-value non significative donc on ne peut pas conclure
#on utilise donc le test de Wilcoxon pour échantillons indépendants
wilcox.test(ENTPE_IR_lR, ENTPE_IR_sr)

#pour utiliser une anova à un facteur
#on vérifie d'abord l'indépendance des résidus
library(car)
lm1_ENTPE <- lm(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_ENTPE)
durbinWatsonTest(lm1_ENTPE)
#ok car p-value>0,05, donc on regarde la normalité des résidus
shapiro.test(residuals(lm1_ENTPE))
#NON
#homogénéité des résidus
bartlett.test(residuals(lm1_ENTPE)~data_box_plot_1_ENTPE$Anneau)
#NON

#Kruskal Wallis
kruskal.test(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_ENTPE)

#test de permutation
library(lmPerm)
myeloma_an_perm <- aovp(IR~Anneau,perm="Prob", data=data_box_plot_1_ENTPE)
summary(myeloma_an_perm)

#procédure de Dunnett
pp_all <- pairwise.wilcox.test(data_box_plot_1_ENTPE$IR,
data_box_plot_1_ENTPE$Anneau,p.adjust.method ="none" )
pp_all

#procédure de Tukey
pp <- pairwise.wilcox.test(data_box_plot_1_ENTPE$IR, data_box_plot_1_ENTPE$Anneau,p.adjust.method
="holm" )
pp

#comparaison variances
# test de bartlett
bartlett.test(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_ENTPE)
#test de levene
leveneTest(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_ENTPE)
#test de fligner-killeen
fligner.test(IR~Anneau, data=data_box_plot_1_ENTPE)
```

Annexe 8

Script R pour le tracé des courbes de fréquence

1. Initialisation

```
rm(list =ls())      # efface les données
graphics.off()
```

2. Librairies

```
library(here)
library(ggplot2)
library(hrbrthemes)
library(dplyr)
library(tidyr)
library(viridis)
```

3. Répertoire

```
setwd("")
```

4. Importation des données

```
data_1 <- "XYDG_2022_07_19_Y1_DRY_COL1_1_1.5sd_differenced_amplitudes_with_SINGLE_threshold"
data_2 <- "XYDG_2022_07_19_Y1_DRY_COL1_2_1.5sd_differenced_amplitudes_with_SINGLE_threshold"

data_name <- "2022_07_19"
survey_line <- "Y1_DRY-_"
single <- 916 #seuil identique min choisi pour tous les essais
```

5. Import données

```
un <- read.table(paste(data_1,".txt", sep=""), sep=" ")
deux <- read.table(paste(data_2,".txt", sep=""), sep=" ")
```

6. Création des matrices de fréquences cumulées pour chaque radargramme

```
######## Parameters for un ########

x_Amp_Dist_un_all <- list() #list to rank the amplitudes
x_Amp_Dist_un <- list() #list with only the amplitudes > threshold
y_un <- list() #list to add the y values, corresponding to the amplitudes > threshold, in a for loop

Threshold_un <- as.numeric()
Threshold_real_un <- as.numeric() #closest value of amplitude

# Computation of the subsets (distributions restricted to values > 1.5*sd) for un

diff_Amp_un     <- c(un[,4])
Threshold_un <- single

Threshold_un_real <- as.numeric(diff_Amp_un[which.min(abs(diff_Amp_un-Threshold_un))]) #closest
amplitude value of threshold CHOSEN BEFORE
```

```
x_Amp_Dist_un_all <- sort(diff_Amp_un) #ascending ranking of amplitudes
Threshold_rank <- match(Threshold_un_real, x_Amp_Dist_un_all)#Threshold_rank in the amplitude matrix
x_Amp_Dist_un <- x_Amp_Dist_un_all[Threshold_rank:length(x_Amp_Dist_un_all)] # Distribution of
Amplitudes > 1.5*sd

for (i in 1:length(x_Amp_Dist_un)) {

  y_un[i]    <- i/(length(x_Amp_Dist_un)+1)

}

y_Amp_Dist_un <- unlist(y_un)

datasupseuil_un <- (length(diff_Amp_un)-Threshold_rank)*100/length(diff_Amp_un)

######## Parameters for deux ########

x_Amp_Dist_deux_all <- list() #list to rank the amplitudes
x_Amp_Dist_deux <- list() #list with only the amplitudes > threshold
y_deux <- list() #list to add the y values, corresponding to the amplitudes > threshold, in a for loop

Threshold_deux <- as.numeric()
Threshold_real_deux <- as.numeric() #closest value of amplitude

# Computation of the subsets (distributions restricted to values > 1.5*sd) for deux

diff_Amp_deux     <- c(deux[,4])
Threshold_deux <- single

Threshold_deux_real <- as.numeric(diff_Amp_deux[which.min(abs(diff_Amp_deux-Threshold_deux))]) #closest
amplitude value of threshold (sd*1.5)

x_Amp_Dist_deux_all <- sort(diff_Amp_deux) #ascending ranking of amplitudes
Threshold_rank <- match(Threshold_deux_real, x_Amp_Dist_deux_all)#Threshold_rank in the amplitude
matrix
x_Amp_Dist_deux <- x_Amp_Dist_deux_all[Threshold_rank:length(x_Amp_Dist_deux_all)] # Distribution of
Amplitudes > 1.5*sd

for (i in 1:length(x_Amp_Dist_deux)) {

  y_deux[i]    <- i/(length(x_Amp_Dist_deux)+1)

}

y_Amp_Dist_deux <- unlist(y_deux)

datasupseuil_deux <- (length(diff_Amp_deux)-Threshold_rank)*100/length(diff_Amp_deux)
```

7. Courbes de fréquences cumulées

```
######## Plots ########

windows(width = 12,height = 12) # delete graphics and open cumulative distribution in another window
```

```
### Plot cumulative distribution figure

plot(x_Amp_Dist_un, y_Amp_Dist_un,
     type = "l",
     main = "Cumulative distribution",
     col = "cadetblue2",
     xlab = "difference amplitude", ylab = "FFn",
     xlim = c(0,10000)
)

points(x_Amp_Dist_deux, y_Amp_Dist_deux,
       type = "l", pch = 16,
       col = "cadetblue2", cex = 1.9)

legend(16000, 0.8, legend=c("Line 1", "Line 2"),
       col=c("cadetblue2", "cadetblue2"), lty=1, cex=0.8)

### Export cumulative distribution figure
direction
png(file = paste(data_name,survey_line,"cum_distri_SINGLE_threshold.png", sep="_"), width = 800, height =
700)

plot(x_Amp_Dist_un, y_Amp_Dist_un,
     type = "l",
     main = "Cumulative distribution",
     col = "cadetblue2",
     xlab = "difference amplitude", ylab = "FFn",
     xlim = c(0,10000)
)

points(x_Amp_Dist_deux, y_Amp_Dist_deux,
       type = "l", pch = 16,
       col = "cadetblue2", cex = 1.9)

legend(16000, 0.8, legend=c("Line 1", "Line 2"),
       col=c("cadetblue2", "cadetblue2"), lty=1, cex=0.8)

dev.off()

x_Disp_Amp <- c(x_Amp_Dist_un, x_Amp_Dist_deux)

xx_1 <- rep("1", length(x_Amp_Dist_un))
xx_2 <- rep("2", length(x_Amp_Dist_deux))

xx_1_2 <- c(xx_1, xx_2)

kruskal.test(x_Disp_Amp ~ xx_1_2)

### Export boxplot figure

png(file = paste(data_name,survey_line,"boxplot_comparisons_SINGLE_threshold.png", sep="_"), width = 800,
height = 700)

boxplot(x_Disp_Amp ~ xx_1_9, col=c(1,4), xlab = "Type", ylab = "Diff. Amplitude")
```

```
dev.off()

### Export data

data <- list(paste("threshold one:", Threshold_un_real, sep=" "), paste("threshold two:", Threshold_deux_real, sep=" "), paste("Pourcentage data supérieur à un :", datasupseuil_un, sep=" "), paste("Pourcentage data supérieur à deux :", datasupseuil_deux, sep=" "))

write.table(unlist(as.character(data)),
file=paste(data_name,"_thresholds_Kruskal_one_to_nine_diff_entre_chaque_etape.txt", sep=""))
```

8. Courbe de fréquence

```
#
xeau1 <- x_Amp_Dist_un
xeau1 <- as.matrix(xeau1)
yeau1 <- y_Amp_Dist_un
yeau1 <- as.matrix(yeau1)
#on crée une troisième colonne pour dire que c'est la diff d'amplitude correspondante à eau1
category <-matrix("eau1", ncol=1, nrow=nrow(xeau1), byrow = FALSE)
#on colle les colonnes
eau1 <- bind_cols(category,xeau1,yeau1)
colnames(eau1) <- c("category","x","y")

#EAU2
xeau2 <- x_Amp_Dist_un
xeau2 <- as.matrix(xeau2)
yeau2 <- y_Amp_Dist_un
yeau2 <- as.matrix(yeau2)
#on crée une troisième colonne pour dire que c'est la diff d'amplitude correspondante à eau2
category <-matrix("eau2", ncol=1, nrow=nrow(xeau2), byrow = FALSE)
#on colle les colonnes
eau2 <- bind_cols(category,xeau2,yeau2)
colnames(eau2) <- c("category","x","y")

#assembler les matrices
data_f <-  bind_rows(eau1, eau2)

# plot
p1 <- ggplot(data=data_f, aes(x=x, group=category, fill=category)) +
  geom_density(adjust=1.5, alpha=0.4) +
  theme_ipsum()

# export
png(file = paste(data_name,survey_line,"density_with_ALL_data_DRY-_single_threshold.png", sep="_"), width = 800, height = 700)

ggplot(data=data_f, aes(x=x, group=category, fill=category)) +
  geom_density(adjust=1.5, alpha=0.4) +
  theme_ipsum()

dev.off()
```

Annexe 9

Tableau IX.3 : Exemple de données importées dans BEST, la première colonne explique à quoi correspondent les paramètres des deux autres colonnes.

Densité apparente du sol ($g.cm^{-3}$)	1,28	0
Masse volumique du sol ($g.cm^{-3}$)	2,65	0
Teneur en eau (%)	0,122906997	0
Rayon de l'anneau (mm)	75	0
Granulométrie	0,0001	0
	0,00025	0,00012728
	0,005	0,005961153
	0,001	0,020042216
	0,002	0,051116871
	0,003	0,078037795
	0,00425	0,107569545
	0,006	0,143984933
	0,0085	0,188149834
	0,012	0,240416135
	0,016	0,293509242
	0,022	0,366969161
	0,033	0,486802064
	0,05	0,629669665
	0,075	0,760636081
	0,1	0,833504828
	0,15	0,905718611
	0,25	0,965914906
	0,5	0,99889023
	0,75	1
	1	1
	1,25	1
	1,5	1
	2	1
Séparation obligatoire	0	0
Colonne de temps (s) et colonne d'infiltration cumulée (mm)	5	2,6
	17	5,5
	22	6,8
	26	8,1
	31	9,8
	35	11,0
	40	12,3
	46	13,6
	53	15,3

Annexe 10

Tableau IX.4 : Combinaisons des paramètres variables utilisés pour les tests de sensibilité avec Hydrus 3D.

Nom	**Alpha macro (cm^{-1})**	**Ks macro ($cm.min^{-1}$)**	**Diamètre anneau**
Ring_2M4-D_10cm	0,36	0,173	10
Ring_2M4-D_10cm_A3	3	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A6	6	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A015	0,15	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A15	1,5	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A035	0,35	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A036_K_1_7	0,36	1,7	10
Ring_2M4-D_10cm_A075	0,75	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A150	15	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_H	0,036	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_K017	0,036	0,173	10
Ring_2M4-D_10cm_K030	0,036	0,3	10
Ring_2M4-D_10cm_K050	0,036	0,5	10
Ring_2M4-D_10cm_K075	0,036	0,75	10
Ring_2M4-D_10cm_K1	0,036	1	10
Ring_2M4-D_10cm_K128	0,036	128	10
Ring_2M4-D_10cm_K16	0,036	16	10
Ring_2M4-D_10cm_K2	0,036	2	10
Ring_2M4-D_10cm_K32	0,036	32	10
Ring_2M4-D_10cm_K4	0,036	4	10
Ring_2M4-D_10cm_K64	0,036	64	10
Ring_2M4-D_10cm_K8	0,036	8	10
Ring_2M4-D_25cm	0,36	0,173	25
Ring_2M4-D_25cm_A0015	0,15	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A0035	0,35	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A0075	0,75	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A015	1,5	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A036_K1_7	0,36	1,7	25
Ring_2M4-D_25cm_A2_7_K0_173	2,7	0,173	25
Ring_2M4-D_25cm_A150	15	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A170	17	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A200	20	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A27	2,7	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A3	3	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A6	6	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_H	0,036	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_K017	0,036	0,173	25
Ring_2M4-D_25cm_K030	0,036	0,3	25

Ring_2M4-D_25cm_K050	0,036	0,5	25
Ring_2M4-D_25cm_K075	0,036	0,75	25
Ring_2M4-D_25cm_K1	0,036	1	25
Ring_2M4-D_25cm_K2	0,036	2	25
Ring_2M4-D_25cm_K4	0,036	4	25
Ring_2M4-D_10cm_A0_015	0,015	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A0_0036	0,0036	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A0_00036	0,00036	0,0173	10
Ring_2M4-D_10cm_A015_focus_debut	0,15	0,0173	10
Ring_2M4-D_25cm_A0015_focus_debut	0,15	0,0173	25
Ring_2M4-D_10cm_K0_00173	0,036	0,00173	10
Ring_2M4-D_10cm_K0_000173	0,036	0,000173	10
Ring_2M4-D_10cm_K0_0000173	0,036	0,0000173	10
Ring_2M4-D_25cm_A0_015	0,015	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A0_0036	0,0036	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_A0_00036	0,00036	0,0173	25
Ring_2M4-D_25cm_K0_00173	0,036	0,00173	25
Ring_2M4-D_25cm_K0_000173	0,036	0,000173	25
Ring_2M4-D_25cm_K0_0000173	0,036	0,0000173	25
Ring_2M4-D_25cm_A0_18_K0_4325	0,18	0,4325	25
Ring_2M4-D_25cm_A0_36_K1_73	0,36	1,73	25
Ring_2M4-D_25cm_A0_108_K0_1557	0,108	0,1557	25
Ring_2M4-D_10cm_A0_18_K0_4325	0,18	0,4325	10
Ring_2M4-D_10cm_A0_36_K1_73	0,36	1,73	10
Ring_2M4-D_10cm_A0_108_K0_1557	0,108	0,1557	10

Annexe 11

Tableau IX.5 : Paramètres Hydrus 2D pour les tests de sensibilité aux paramètres α et K_s du macropore, avec petits et grands anneaux.

Domain Type and Units	
Type of geometry	2D - Simple
2D-Domain options	2D - Axisymmetrical Vertical Flow
Units	Length en cm ; DP=2
Model Precision and Resolution	Standard (recommended)
Initial Workspace (cm)	Xmin=0 ; Xmax=1000
	Zmin=0 ; Zmax=200
Rectangular Domain Definition	
Dimensions	Lx=100 ; Lz=100
Slope	0°
Main Processes and Add-on Modules	
Simulate	cocher "Water flow"
Time information	
Time Units	Minutes
Initial Time	0
Final Time	1000
Initial Time Step	0.001
Minimum Time Step	0.001
Maximum Time Step	5
Boundary Conditions	Ne rien cocher
Output Information	
Print Options	Cocher "T-level Information", "Screen output" et "Press Enter at the End" ; Every n time steps=1
Print Times - Count	10
Number of Subregions	1
Iteration Criteria	
Maximum Number of Iterations	10
Water Content Tolerance (-)	0.001
Pressure Head Tolerance (cm)	1
Lower Optimal Iteration Range	3
Upper Optimal Iteration Range	7
Lower Time Step Multiplication Factor	1.3
Upper Time Step Multiplication Factor	0.7
Lower Limit of the Tension Interval (cm)	0
Upper Limit of the Tension Interval (cm)	0
Initial Condition	In Pressure Heads
Soil Hydraulic Model	

Hydraulic Model	Single-porosity Models : cocher "Van Genuchten - Mualem"
Hysteresis	No Hysteresis
Water Flow Parameters	
Number of Materials	2
1) matrix	Qr=0,078 ; Qs=0,43 ; Alpha=0,036 ; n=1,56 ; Ks=0,0173333 ; I=0,5
2) fast-flow	Qr=0,078 ; Qs=0,43 ; Alpha=**variable** ; n=1,56 ; Ks=**variable** ; I=0,5
Rectangular Domain Discretization	
Horizontal Discretization in X	Count=201
Vertical Discretization in Z	Count=201
Generate Z - Coordinates	RS1=1 ; RS2=1
Default Domain Properties	
Properties of Horizontal Layers	Cocher "Set Boundary Conditions for Solute Transport and Heat Transport for changed Codes"
Mesh Information	
Nodes	40401
1D-Elements	800
2D-Elements	80000
3D-Elements	0
Boundary Mesh : Nodes	0
Boundary Mesh : Elements	0

Annexe 12

Paramètres Hydrus 2D pour l'inversion avec un sol homogène

Tableau IX.6 : Paramètres Hydrus 2D utilisés pour les inversions d'essais expérimentaux de l'IUT avec petit et grand anneau.

Domain Type and Units	
Type of geometry	2D - Simple
2D-Domain options	2D - Axisymmetrical Vertical Flow
Units	Length en cm ; DP=2
Model Precision and Resolution	Standard (recommended)
Initial Workspace (cm)	Xmin=0 ; Xmax=1000
	Zmin=0 ; Zmax=200
Rectangular Domain Definition	
Dimensions	Lx=100 ; Lz=100
Slope	0°
Main Processes and Add-on Modules	
Simulate	Cocher "Water flow" et "Inversion Solution"
Inverse Solution	
Estimate...	Cocher "Soil Hydraulic Parameters"
Weighting of Inversion Data	Cocher "Weighting by Standard Deviation"
Max Number of Iterations	10
Number of Data Points in the Objective Function	**Variable**
Time information	
Time Units	Minutes
Initial Time	0
Final Time	**Variable**
Initial Time Step	0.001
Minimum Time Step	0.001
Maximum Time Step	5
Boundary Conditions	Ne rien cocher
Output Information	
Print Options	Cocher "T-level Information", "Screen output" et "Press Enter at the End" ; Every n time steps=1
Print Times - Count	10
Number of Subregions	1
Iteration Criteria	
Maximum Number of Iterations	10
Water Content Tolerance (-)	0.001
Pressure Head Tolerance (cm)	1
Lower Optimal Iteration Range	3

Upper Optimal Iteration Range	7
Lower Time Step Multiplication Factor	1.3
Upper Time Step Multiplication Factor	0.7
Lower Limit of the Tension Interval (cm)	0
Upper Limit of the Tension Interval (cm)	0
Initial Condition	In Pressure Heads
Soil Hydraulic Model	
Hydraulic Model	Single-porosity Models : cocher "Van Genuchten - Mualem"
Hysteresis	No Hysteresis
Water Flow Parameters	
Number of Materials	1
1- matrix	Initial Estimate : Qr=**variable** ; Qs=**variable** ; Alpha=**variable** ; n=**variable** ; Ks=**variable** ; I=0,5
	Minimum Value : 0 partout
	Maximum Value : 0 partout
	Fitted ? Cocher "Ks"
Data for Inverse Solution	
Inverse Solution Data	**A remplir selon l'essai**
Rectangular Domain Discretization	
Horizontal Discretization in X	Count=201
Vertical Discretization in Z	Count=201
Generate Z - Coordinates	RS1=1 ; RS2=1
Default Domain Properties	
Properties of Horizontal Layers	Cocher "Set Boundary Conditions for Solute Transport and Heat Transport for changed Codes"
Mesh Information	
Nodes	40401
1D-Elements	800
2D-Elements	80000
3D-Elements	0
Boundary Mesh : Nodes	800
Boundary Mesh : Elements	800

Annexe 13

Code R Rosetta pour la détermination du paramètre n

```
# required libraries
library(aqp)
library(latticeExtra)
library(tactile)
library(soilDB)

# sand sand/silt/clay values of the soil

sand <- 71
silt <- 25
clay <- 4
x <- data.frame(sand, silt, clay)
colnames(x) <- c("sand", "silt", "clay")

# Submit example data to the ROSETTA API and generate theoretical water retention curves.
#####
print("Resultat ROSETTA version 1")
r_v1 <- ROSETTA(x, vars = c('sand', 'silt', 'clay'),v='1')
print(r_v1)

print("Resultat ROSETTA version 2")
r_v2 <- ROSETTA(x, vars = c('sand', 'silt', 'clay'),v='2');
print(r_v2)

print("Resultat ROSETTA version 3")
r_v3 <- ROSETTA(x, vars = c('sand', 'silt', 'clay'),v='3')
print(r_v3)
```

Annexe 14

Tableau IX.7 : Combinaisons de paramètres testés pour l'inversion d'essais expérimentaux sur Hydrus en simple perméabilité.

Nom	20210722	20210723	20210726_essai1	20210726_essai2	20210802_essai1	20210802_essai2	20210803	20210727	20220906	20220907	20220909
Rayon anneau (cm)	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	25	25	25	25
Hauteur d'eau dans l'anneau (cm)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	6	9,5	9	9
$\boldsymbol{\theta_i}$	14,7	14,03	18,36	16,8	21,79	19,99	19,28	13,88	16,1	15,3	16,93
$\boldsymbol{\theta_r}$	0,065 ;	0,065	0,065	0,065	0,065 ; 0,05253797	0,065 ; 0,05252432	0,065 ; 0,05252432	0,065 ; 0,05252432	0,065 ; 0,05252432	0,065 ; 0,05252432	0,065 ; 0,05252432
$\boldsymbol{\theta_s}$	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41 ; 0,3814514	0,41 ; 0,382144	0,41 ; 0,382144	0,41 ; 0,382144	0,41 ; 0,382144	0,41 ; 0,382144	0,41 ; 0,382144
I	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Alpha	0,04 ; 0,05 ; 0,06 ; 0,07 ; 0,1 ; 0,5 ; 0,9 ; 1,5 ; 3	0,005 ; 0,01 ; 0,03 ; 0,035 ; 0,05 ; 0,06 ; 0,07 ; 0,08 ; 0,09 ; 0,1 ; 0,3 ; 0,5 ; 0,7 ; 1 ; 1,1 ; 2 ; 5	0,005 ; 0,008 ; 0,05 ; 0,075 ; 0,08 ; 0,09 ; 0,1 ; 0,15 ; 0,155 ; 0,16 ; 0,2 ; 0,3 ; 0,4 ; 0,5	0,005 ; 0,008 ; 0,01 ; 0,02 ; 0,03 ; 0,05 ; 0,075 ; 0,08 ; 0,09 ; 0,1 ; 0,15 ; 0,16 ; 0,2 ; 0,3 ; 0,4 ; 0,5	0,02 ; 0,035 ; 0,04 ; 0,045 ; 0,05 ; 0,055 ; 0,06 ; 0,065 ; 0,07 ; 0,075 ; 0,08 ; 0,085 ; 0,09 ; 0,15	0,01975 ; 0,05 ; 0,065 ; 0,075 ; 0,08 ; 0,085 ; 0,09 ; 0,095 ; 0,1 ; 0,15 ; 0,2 ; 0,3	0,005 ; 0,01 ; 0,015 ; 0,01975 ; 0,02 ; 0,025 ; 0,03 ; 0,035 ; 0,04 ; 0,05 ; 0,065 ; 0,15	0,002 ; 0,0025 ; 0,003 ; 0,0035 ; 0,004 ; 0,0045 ; 0,005 ; 0,006 ; 0,007 ; 0,008 ; 0,009 ; 0,01 ; 0,02 ; 0,03 ; 0,04 ; 0,05	0,004 ; 0,0045 ; 0,005 ; 0,0055 ; 0,006 ; 0,0065 ; 0,007 ; 0,0075 ; 0,008 ; 0,0085 ; 0,009 ; 0,0095 ; 0,01 ; 0,02	0,003 ; 0,0035 ; 0,004 ; 0,0045 ; 0,005 ; 0,0055 ; 0,006 ; 0,007 ; 0,008 ; 0,01 ; 0,02	0,003 ; 0,0035 ; 0,004 ; 0,0045 ; 0,005 ; 0,0055 ; 0,006 ; 0,0065 ; 0,007 ; 0,008 ; 0,009 ; 0,01 ; 0,015 ; 0,02
n	1,89 ; 2,28 ; 1,563063782	1,89 ; 2,28 ; 1,486389744	1,89 ; 2,28 ; 1,521316585	1,89 ; 2,28 ; 1,500150393	1,89 ; 2,28 ; 1,533395202	1,89 ; 2,28 ; 1,524037664	1,89 ; 2,28 ; 1,524037664	1,89 ; 2,28 ; 1,5477	1,89 ; 2,28 ; 1,696909574	1,89 ; 2,28 ; 1,739756 ; 2,5 ; 1,557	1,89 ; 2,28 ; 1,668798882

Annexe 15

Tableau IX.8 : Paramètres Hydrus utilisés pour les inversions en double perméabilité d'essais expérimentaux de l'IUT avec petit et grand anneau.

Domain Type and Units	
Type of geometry	2D - Simple
2D-Domain options	2D - Axisymmetrical Vertical Flow
Units	Length en cm ; DP=2
Model Precision and Resolution	Standard (recommended)
Initial Workspace (cm)	Xmin=0 ; Xmax=1000
	Zmin=0 ; Zmax=200
Rectangular Domain Definition	
Dimensions	Lx=100 ; Lz=100
Slope	0°
Main Processes and Add-on Modules	
Simulate	Cocher "Water flow" et "Dual-Permeability Model"
Time information	
Time Units	Minutes
Initial Time	0
Final Time	**Variable**
Initial Time Step	0.001
Minimum Time Step	0.001
Maximum Time Step	5
Boundary Conditions	Ne rien cocher
Output Information	
Print Options	Cocher "T-level Information", "Screen output" et "Press Enter at the End" ; Every n time steps=1
Print Times - Count	10
Number of Subregions	1
Iteration Criteria	
Maximum Number of Iterations	25
Water Content Tolerance (-)	0.001
Pressure Head Tolerance (cm)	1
Lower Optimal Iteration Range	3
Upper Optimal Iteration Range	7
Lower Time Step Multiplication Factor	1.3
Upper Time Step Multiplication Factor	0.7
Lower Limit of the Tension Interval (cm)	0
Upper Limit of the Tension Interval (cm)	0
Initial Condition	In Pressure Heads
Soil Hydraulic Model	

Hydraulic Model	Dual-Porosity/Dual-Permeability Models : cocher "Dual-Permeability (Add-on Module)" Fraction of Boundary Flux into Fracture: 0.1
Hysteresis	No Hysteresis
Water Flow Parameters	
Number of Materials	1
1- Material 1	Initial Estimate : Qr=**variable** ; Qs=**variable** ; Alpha=**variable** ; n=**variable** ; Ks=**variable** ; I=0,5 ; QrFr=**variable** ; QsFr=**variable** ; AlphaFr=**variable** ; nFr=**variable** ; KsFr=**variable** ; IFr=0,5 ; w=0.1 ; Gamma=15 ; 0.4 ; a=0.1 ; Ksa= **variable**
Rectangular Domain Discretization	
Horizontal Discretization in X	Count=201
Vertical Discretization in Z	Count=201
Generate Z - Coordinates	RS1=1 ; RS2=1
Default Domain Properties	
Properties of Horizontal Layers	Cocher "Set Boundary Conditions for Solute Transport and Heat Transport for changed Codes"
Mesh Information	
Nodes	40401
1D-Elements	800
2D-Elements	80000
3D-Elements	0
Boundary Mesh : Nodes	800
Boundary Mesh : Elements	800

Annexe 16

Valeurs testées pour la modélisation en double perméabilité

1. Petit anneau

Tableau IX.9 : Paramètres de la fracture testés pour la modélisation en double perméabilité pour les essais petit anneau.

Valeurs de x testées avec $K_{s,a} = 0$ et $n_f = 2$	Valeurs de x testées avec $K_{s,a} = 0{,}005$ et $n_f = 2$	Valeurs de n testées avec $K_{s,a} = 0{,}004$ et $x = 4{,}5$
4,4	4,4	2
4,5	4,5	2,3
4,6	4,6	2,4
4,7	4,7	2,5
4,8	4,8	2,6
4,9	4,9	2,7
		2,8

2. Grand anneau

Tableau IX.10 : Paramètres de la fracture testés pour la modélisation en double perméabilité pour les essais grand anneau.

Valeurs de x testées avec $K_{s,a} = 0$ et $n_f = 2$	Valeurs de x testées avec $K_{s,a} = 0{,}0001$ et $n_f = 2$
8	8
8,5	8,5
8,6	8,6
8,7	8,7
9	9

Annexe 17

Code R pour la détermination des conditions initiales en double perméabilité

Code R écrit par Florent Guillemet.

1. Initialisation

```
rm(list =ls())      # efface les données
graphics.off()
```

2. Librairies

```
library("NLRoot")
library("scales")
library("ggplot2")
```

3. Importation des données

```
chemin_dossier_donnees <- ""
file_Param_dual_permea <- "Param_20220909_essai1_IUT_large_2K_Ksa0_N2_X8_7_TRUE_V2.csv"

Param_dual_permea <- read.csv(file.path(chemin_dossier_donnees,file_Param_dual_permea),sep=";")

theta_r_mat <- as.numeric(Param_dual_permea[1,'Qr'])
theta_s_mat <- as.numeric(Param_dual_permea[1,'Qs'])
alpha_mat <- as.numeric(Param_dual_permea[1,'Alpha'])
n_mat <- as.numeric(Param_dual_permea[1,'n'])
m_mat <- 1-1/n_mat

theta_r_Fr <-as.numeric(Param_dual_permea[1,'QrFr'])
theta_s_Fr <-as.numeric( Param_dual_permea[1,'QsFr'])
alpha_Fr <- as.numeric(Param_dual_permea[1,'AlphaFr'])
n_Fr <- as.numeric(Param_dual_permea[1,'nFr'])
m_Fr <- 1-1/n_Fr

ratio_Fr <- 0.1 #valeur de w
theta_global_init <- 0.1693
h <- seq(-5000,0,0.01) #minimum, maximum et pas de valeurs à tester pour h
```

3. Fonctions

```
theta_global <- function(h){
  y <- (theta_r_mat + (theta_s_mat-theta_r_mat)/(1+ (alpha_mat*abs(h))^n_mat)^m_mat)*(1-ratio_Fr) +
(theta_r_Fr + (theta_s_Fr-theta_r_Fr)/(1+ (alpha_Fr*abs(h))^n_Fr)^m_Fr)*ratio_Fr
    return(y)
}
theta_global_y <- theta_global(h)

Data <- data.frame('Pressure_head'= h , 'Water_content' = theta_global_y )
func <- function(h){
  y <- theta_global(h)-theta_global_init
  return(y)
}
```

```
water_content_init <- BFfzero(func, -10000, 0)
print(water_content_init)
```

4. Tracé de la courbe des teneurs en eau (calculées) en fonction de la pression

```
plot_dual_perm <- ggplot(Data,aes(x = -Pressure_head , y = Water_content)) + geom_line(linewidth = 1) +
  labs(x = "Pressure head (-m)", y = "Water content (-)") +
  #xlab() + ylab()
  ggtitle("Water retention curves")
  #title(main = "Titre principal") +

print(plot_dual_perm)
```

Annexe 18

Code R pour le calcul des coefficients NSE et RMSE, ainsi que le tracé des courbes d'infiltration cumulée observée et simulées en double perméabilité

Code R écrit par Florent Guillemet.

1. Initialisation

```
rm(list =ls())      # efface les données
graphics.off()
```

2. Importation des données

```
dir_list <-
c("H3D3_20220909_IUT_large_A0_015_2K_Ksa0_0001_N2_X8_TRUE_V2","H3D3_20220909_IUT_large_A0
_015_2K_Ksa0_0001_N2_X8_5_TRUE_V2","H3D3_20220909_IUT_large_A0_015_2K_Ksa0_0001_N2_X8_
6_TRUE_V2","H3D3_20220909_IUT_large_A0_015_2K_Ksa0_0001_N2_X8_7_TRUE_V2","H3D3_20220909
_IUT_large_A0_015_2K_Ksa0_0001_N2_X9_TRUE_V2")
coef_x_list <- c(8,8.5,8.6,8.7,9)
k <- 0
chemin_dossier_donnees <- ""
dir_main <- ""

file_I_OBS_EXP <- "20220909_essai1_IUT_large_2K_OBS_EXP.csv"
fichier_I_OBS_EXP <- read.csv(file.path(chemin_dossier_donnees,file_I_OBS_EXP),dec=",",sep=";")
```

3. Sélection des données et calcul des coefficients NSE et RMSE

```
data_2K <- data.frame()
for (dir_2K in dir_list) {
  k <- k+1
  dir <- paste(dir_main,dir_2K,sep="")
  file=intersect(list.files(path=dir,pattern = "Cum_Q"), list.files(path=dir,pattern = ".out"))
  fichier_CumQ_out_1 <- readLines(con = file.path(dir,file), n = -1L, ok = TRUE, warn = TRUE,
                                  encoding = "unknown", skipNul = FALSE)
  i=1:2
  fichier_CumQ_out_2 <- fichier_CumQ_out_1[-i]
  j=2:3
  fichier_CumQ_out_3 <- fichier_CumQ_out_2[-j]
  l=length(fichier_CumQ_out_3)
  fichier_CumQ_out_4 <- fichier_CumQ_out_3[-l]
  write.csv(fichier_CumQ_out_4, file = file.path(dir,"Cum_Q_READY.txt"))
  fichier_CumQ_out <- read_table(file.path(dir,"Cum_Q_READY.txt"),skip = 1)
  Coeff_x_rep<-rep_len(coef_x_list[k],length(fichier_CumQ_out$CumQ1))
  data_frame_out <-
cbind(Time=fichier_CumQ_out$Time,CumQ=fichier_CumQ_out$CumQ1,Coeff_x=Coeff_x_rep) #creation d'un
tableau avec 3 colonnes : temps, infiltration cumulée et valeur de x testée
  data_2K <- rbind(data_2K,data_frame_out)
  index_time_max <- nrow(fichier_CumQ_out)
  Time_max <- fichier_CumQ_out$Time[index_time_max] #on détermine le temps max de la modélisation
  fichier_I_OBS_EXP_sub <- subset.data.frame(fichier_I_OBS_EXP, Time <=Time_max) #on conserve
uniquement les valeurs observees jusqu'au temps max
```

```
  fichier_CumQ_out_sub <- approx(fichier_CumQ_out$Time, fichier_CumQ_out$CumQ1,
xout=fichier_I_OBS_EXP_sub$Time) #on détermine les valeurs identiques de temps entre observation et
modélisation et on récupère temps+infiltration cumulées correspondantes
  fichier_CumQ_out_sub <- data.frame(fichier_CumQ_out_sub)
  colnames(fichier_CumQ_out_sub) <- c("Time","CumQ1")
  obser <- fichier_I_OBS_EXP_sub$I
  simul <- fichier_CumQ_out_sub$CumQ1
  GOF_vector <- gof(simul,obser,digits=8) #mesure de l'adéquation numérique entre valeurs osbervées et simulées,
donne NSE et RMSE
  print(coef_x_list[k])
  print(GOF_vector["NSE",])
  print(GOF_vector["RMSE",])
}
```

4. Tracé des courbes

```
data_2K$Coeff_x <- as.character(data_2K$Coeff_x) #tableau avec 3 colonnes et tous les essais selon les différents
x à la suite, dans l'ordre des x croissants

fichier_I_OBS_EXP_sub <- subset.data.frame(fichier_I_OBS_EXP, Time <=Time_max)

Titre <- "Infiltration cumulée suivant plusieurs valeurs de x \nModèle de double perméabilité Ksa = 1e-4 (cm/min)
\nGrand anneau"

graph <- ggplot(data_2K,mapping = aes(x=Time, y=CumQ,color=Coeff_x)) +

  geom_line()+
  geom_point(fichier_I_OBS_EXP_sub, mapping = aes(x=Time, y=I),colour='blue')+

  labs(title=Titre, x ="Temps t (min)",
       y = expression("Infiltration cumulée ("*"cm"^3*")"),color="Coeff x")

print(graph) #trace les courbes d'infiltrations cumulées observée et simulées



data_2K$Coeff_x <- as.numeric(data_2K$Coeff_x)
data_2K_sub <- subset.data.frame(data_2K, Coeff_x ==8.6)
data_2K_sub$Coeff_x <- as.numeric(data_2K_sub$Coeff_x)

Titre <- "Infiltration cumulée suivant plusieurs valeurs de x \nModèle de double perméabilité Ksa = 1e-4 (cm/min)
\nGrand anneau"

graph <- ggplot() +
  #geom_line(fichier_CumQ_out,mapping = aes(x=Time, y=CumQ1),colour='red')
  geom_line(data_2K_sub,mapping = aes(x=Time, y=CumQ),colour='red')+
  geom_point(fichier_I_OBS_EXP_sub, mapping = aes(x=Time, y=I),colour='blue')+

  labs(title=Titre, x ="Temps t (min)",
       y = expression("Infiltration cumulée ("*"cm"^3*")"))

print(graph) #trace une seule courbe simulée avec la courbe exp, selon la valeur du coeff x choisie
(« data_2K_sub »)
```

Annexe 19

Tableau IX.11 : Filtres utilisés sur ReflexW par essai.

	1. Distance normalization		2. Static correction			3. Dewow	4. Gain			6. 2D-Filter compress		FINAL	
	trace increment	marker increment	distance (METER)	time (ns)	Pic oscilloscope	timewindow ns	time start	linear	exponent	factor (x-dir)	factor (y-dir)	nombre traces	nombre samples
2021_07_26_essai1	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	1	0	0	3	101	125
2021_07_26_essai2	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	0	3	0	3	101	125
2021_07_27	0,01	0,2	0 et 2,8	3,8	1er à gauche	3	0	0	3	0	2	281	187
2021_08_02_essai1	0,01	0,2	0 et 1	4,2	1er à gauche	3	0	0	2	0	2	101	184
2021_08_02_essai3	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	0	2	0	2	101	187
2021_08_03_methode1	0,01	0,2	0 et 1	2,7	1er à gauche	3	0	0	3	0	3	101	140
2021_08_03_methode15	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	0	3	0	3	101	125
2021_08_31	0,01	0,2	0 et 2,8	3,8	1er à gauche	3	0	0	3	0	3	281	127
2021_09_01	0,01	0,2	0 et 2,8	3,9	1er à gauche	3	0	0	4	0	3	281	126
2021_09_02	0,01	0,2	0 et 2,8	4	1er à gauche	3	0	0	2	0	3	281	125
2021_09_29	0,01	0,2	0 et 2,8	4	1er à gauche	3	0	0	2	0	2	281	187
2021_07_21	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	0	3	0	3	101	125

2021_07_22	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	0	2	0	3	101	125
2021_07_23	0,01	0,2	0 et 1	4	1er à gauche	3	0	0	2	0	3	101	125
2021_10_12_essai2	0,01	0,2	0 et 3	3,8	1er à gauche	3	0	0	3	0	3	301	116
2021_10_14	0,01	0,2	0 et 3	3	1er à gauche	3	0	0	2	0	3	301	128
2022_06_14	0,01	0,2	0 et 2,8	2,6	1er à droite	3	0	0	1	0	2	281	200
2022_06_17	0,01	0,2	0 et 2	4	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	170
2022_06_20	0,01	0,2	0 et 2	4	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	170
2022_07_13	0,01	0,2	0 et 2	3,2	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	201
2022_09_07	0,01	0,2	0 et 2	3,7	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	193
2022_09_09	0,01	0,2	0 et 2	3,8	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	191
2022_07_19	0,01	0,2	0 et 2	3,3	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	199
2022_09_06	0,01	0,2	0 et 2	3,9	1er à gauche	3	0	0	1	0	2	201	189
2022_10_28	0,01	0,2	0 et 2	3,3	1er à gauche	3	0	0	3	0	2	201	199

Annexe 20

Détails du protocole de pré-traitement des données brutes GPR sur ReflexW

Un pré-traitement des radargrammes et un ensemble d'étapes sont nécessaires : normalisation selon la longueur du transect grâce aux marqueurs sur le radargramme, suppression de l'interface air-sol, réduction du bruit vertical, augmentation du gain pour limiter la perte de signal en profondeur, réduction du nombre de données en profondeur. Une avant-dernière étape, le *background removal*, est également présentée dans la suite car testée mais n'est finalement pas utilisée dans les résultats présentés.

Stockage des données

Les données sont stockées dans la base d'acquisition sous format GPR (.DZT). On stocke ensuite toutes ces données en les nommant selon la date d'expérimentation et ses caractéristiques (taille de l'anneau, lieu, présence ou non de SPIONs, etc). Un document doit préciser à quel moment de l'infiltration les fichiers GPR sont produits (avant, pendant, après infiltration).

Préparation des données pour ReflexW

Créer deux dossiers avec la date et le numéro de l'essai si nécessaire (ex : AAAA_MM_JJ_essai2). Créer un sous-dossier nommé « ASCII » et y coller les fichiers GPR correspondants en les renommant selon leur section (X1, X2, …, Y6) et leur temporalité (DRY, WET, …). Déposer ces deux dossiers dans le dossier REFLEX des programmes de l'ordinateur.

Application des filtres

Ouvrir, en tant qu'administrateur, l'application *Reflexw.EXE*. Choisir le répertoire de travail (Project directory) puis cliquer sur *Confirm project*. Cliquer sur *2D-dataanalysis*.

Importation

Cliquer sur *File* → *Import*.

Choisir les mètres comme dimension (*DistanceDimen.: METER*). Spécifier que le type de données est avec décalage constant (*data type: const.offset*). Le logiciel peut traiter les données selon deux axes (« x » et « y »), il faut donc positionner les sections dans l'espace dès l'importation. Pour cela, modifier la section constante (*ProfileConstant*) et la section qui varie (*ProfileDirection*). Par exemple, si on veut étudier la section B, la section constante est selon l'axe des abscisses, celle qui varie selon l'axe des ordonnées. Ajouter les valeurs de *Xstart, Xend, Ystart et Yend* correspondantes à la position des

sections sur la grille. Par exemple, pour B sur la grille 6*2 du petit infiltromètre, Xstart=0,2 ; Xend=0,2 ; Ysart=0 et Yend=0 ou 1 (le profil qui varie est corrigé automatiquement).

Le format d'entrée est RADAN (*input format: RADAN*), celui de sortie est entier (*output format: new 16 bit integer*).

Décocher *ignore.2.traceing* et *GPS mark/times*. Cocher *marker autodetec* et préciser *min.marker: 6000* et *max.marker: 65535* (valeurs trouvées dans le guide du logiciel).

Vérifier que le temps est bien en nanosecondes (*TimeDimension : ns*).

Cliquer sur *Convert to Reflex*, choisir le fichier correspondant à la section choisie et cliquer sur *Ouvrir*.

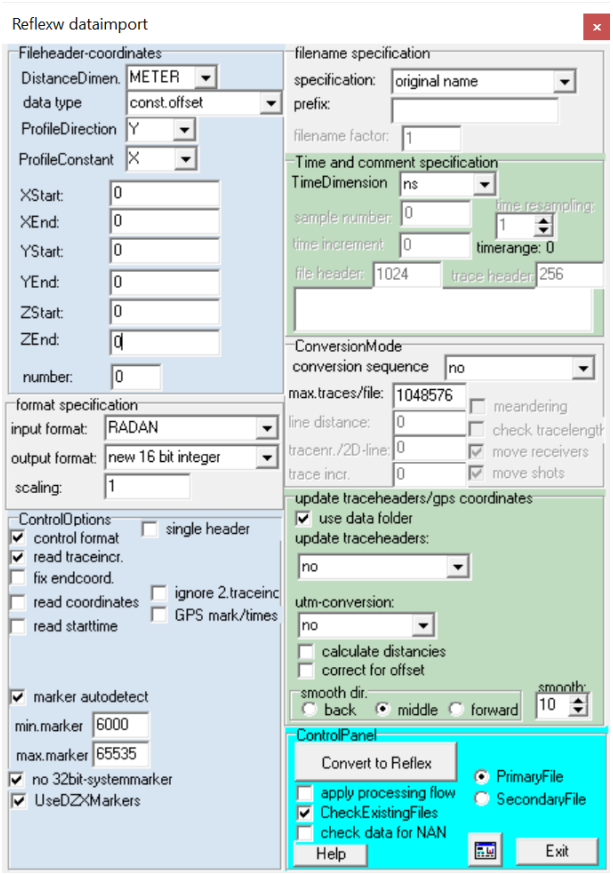


Figure IX.1 : Capture d'écran de la fenêtre d'importation de données sur ReflexW.

Définir les paramètres des marqueurs et la longueur de la section

Faire apparaître les marqueurs (carrés blancs en haut du radargramme) avec *Plot* → *Options*. Cocher *ShowMarker* en haut à droite.

Puis, pour définir les paramètres des marqueurs, cliquer sur *Processing* → *Trace Interpolation/Resorting*.

Cocher *markerinterpol*. L'incrémentation est d'un centimètre par trace (ou colonne) et les marqueurs sont séparés de 20 cm chacun (*trace increment: 0,01* et *marker increment: 0,2*). Cliquer sur *read marker*, vérifier la présence de tous les marqueurs et la distance entre chaque et augmenter le label d'un (*Processinglabel : 1*). Cliquer sur *Start* et fermer la fenêtre.

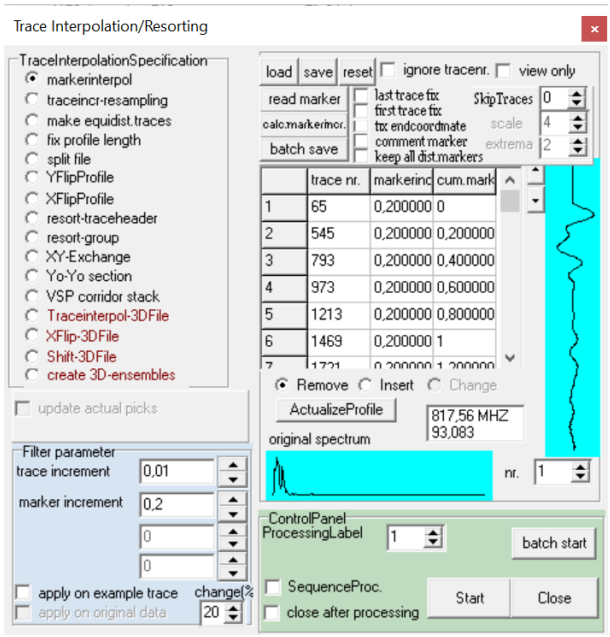


Figure IX.2 : Capture d'écran de la fenêtre de définition des marqueurs sur ReflexW.

Basculer la deuxième fenêtre (label 1) à la place de la première en cliquant sur *2* → *1* dans les outils en haut à gauche. Les modifications sont toujours apportées à la première fenêtre (haute ou à gauche, selon la disposition choisie).

Correction de la profondeur (interface air et sol)

Pour faire apparaître l'oscilloscope qui permettra de déterminer l'interface entre l'air et le sol, cliquer sur *View* → *WiggleWindow*. Cocher *Autosize*.

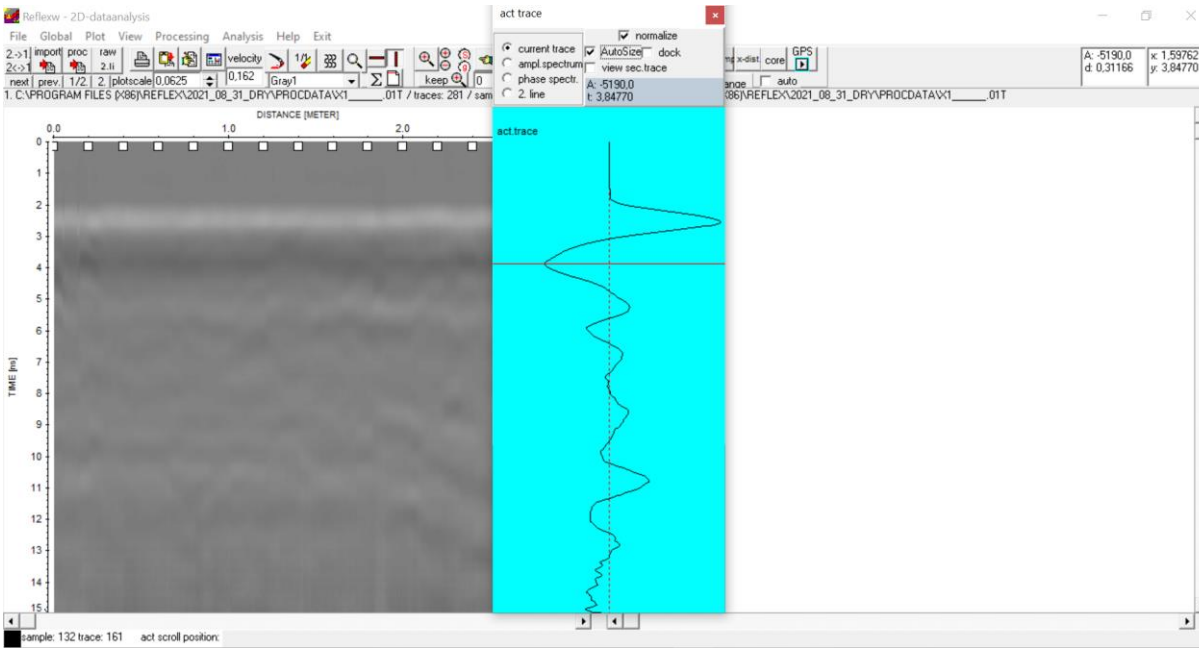


Figure IX.3 : Capture d'écran de l'oscilloscope sur ReflexW.

Déterminer la profondeur (en ns) correspondante au premier pic à gauche, en baladant la souris le long du radargramme. Noter la valeur pour garder la même pour toutes les sections d'un même essai. Cela permet de sélectionner l'interface air/sol pour la supprimer des radargrammes et ainsi réinitialiser le profil au niveau du sol seul.

Supprimer l'oscilloscope en cliquant à nouveau sur *View* → *WiggleWindow*.

Pour supprimer la partie au-dessus du sol, cliquer sur *Staticcorrection/muting*. Cocher *staticcorrection*. Ajouter la distance concernée (ici toute la longueur donc de 0 à 1 mètre) et la valeur souhaitée (correspondante au pic de l'oscilloscope) dans le tableau. Augmenter la valeur du label (*ProcessingLabel: 2*). Cliquer sur *Start* et fermer la fenêtre.

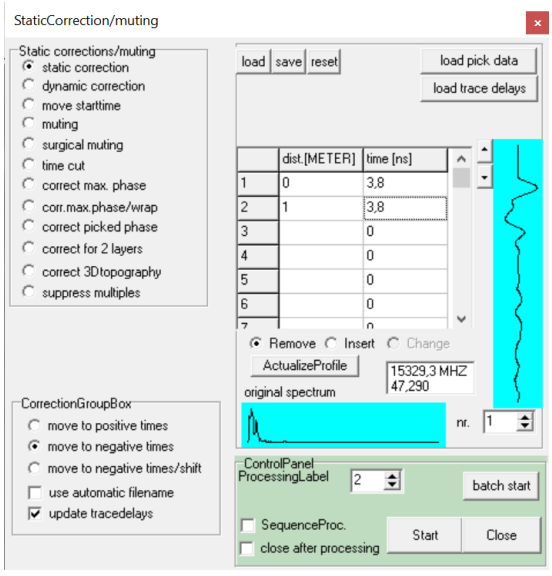


Figure IX.4 : Capture d'écran de la fenêtre pour la correction de l'interface air/sol sur ReflexW.

Basculer la deuxième fenêtre (label 2) à la place de la première en cliquant sur *2* → *1*.

Réitérer ces premières étapes pour toutes les sections du même essai, pour vérifier que la profondeur choisie dans cette étape est la même pour toutes les sections.

Elimination des parties basses fréquences

Cliquer sur l'outil *procdata* ou dans *File* → *Open* → *procdata* et ouvrir un fichier « .02T ».

Cliquer sur *Processing* → *1D-Filter* puis cocher *subtractmean(dewow)*. Faire plusieurs tests en faisant varier la valeur de *timewindow ns* et en augmentant le label à 3 (*ProcessingLabel : 3*). Sur l'oscilloscope, il est possible de voir toutes les traces en changeant le nombre (*trace number)*. Attention, ne pas inverser les deux fenêtres de travail tant que la valeur n'a pas été choisie et notée.

Pour finir, cliquer sur *2* → *1*.

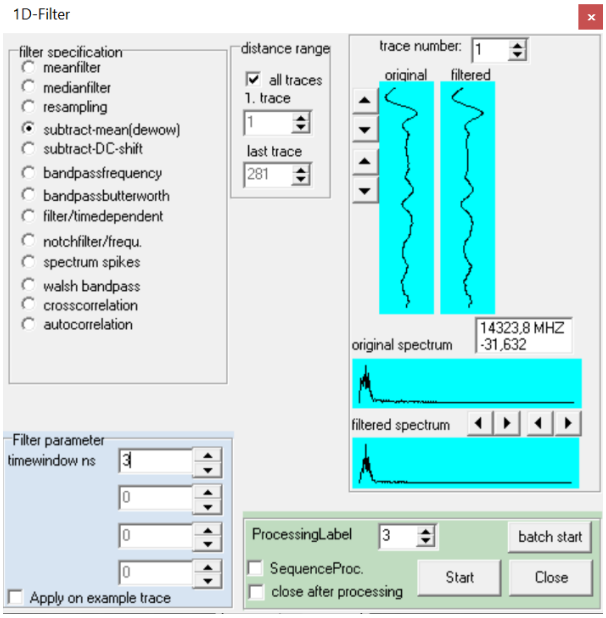


Figure IX.5 : Capture d'écran de la fenêtre pour réduire les bruits verticaux sur ReflexW.

Gain pour contrer l'atténuation du signal avec la profondeur

Pour ajouter une fonction gain (linéaire ou exponentielle) au radargramme, cliquer sur *Processing* → *Gain* puis cocher *gain function*. Tester à nouveau plusieurs valeurs dans les paramètres de filtre (*exponent [db/m]* ou *linear gain[1/pulse]*) et vérifier sur l'oscilloscope que le signal n'est pas saturé pour toutes les traces. Penser à augmenter le label d'une valeur (*ProcessingLabel : 4*) et cliquer sur *Start*.

Quand le choix est fait, noter la valeur et cliquer sur *2* → *1*. Répéter l'opération avec toutes les sections de l'essai pour vérifier que la valeur convient partout.

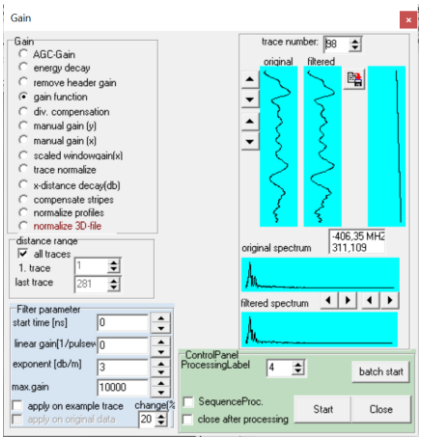


Figure IX.6 : Capture d'écran de la fenêtre pour le choix du gain sur ReflexW.

Background removal

Pour ajouter le filtre, cliquer sur *Processing* → *2D-Filter* et cocher *background removal*. Ne pas modifier les paramètres. Augmenter le label d'une unité (*ProcessingLabel*) et cliquer sur *Start*.

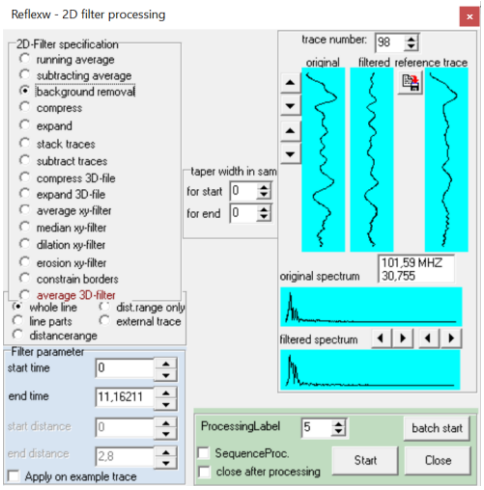


Figure IX.7 : Capture d'écran de la fenêtre du filtre "background removal" sur ReflexW.

Réduction du nombre de samples (lignes)

Cliquer sur *Processing* → *2D-Filter* et cocher *compress*. Changer la valeur de *factor (y-dir.)* en testant plusieurs valeurs. Augmenter le label et appuyer sur *Start*. Quand la valeur finale est choisie, la noter et cliquer sur *2* → *1*.

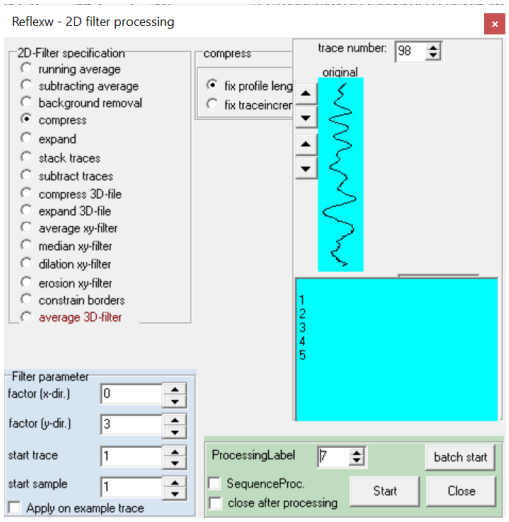


Figure IX.8 : Capture d'écran de la fenêtre de compression de l'axe des ordonnées sur ReflexW.

Export des données

Cliquer sur *File* → *export*. Choisir le format voulu (ici *ASCII-4COLUMS*). Choisir le chemin d'accès *filepath : procdata* pour pouvoir choisir parmi toutes les versions enregistrées correspondant aux différentes étapes. Cocher *manual outputfilename* pour écrire le nom du fichier de sortie et préciser la date, l'essai, DRY ou WET, le format d'exportation et le numéro du label choisis (ex : X2____AAAA_MM_JJ_essai1_DRY_4col_6). Cliquer sur *Start*, choisir les fichiers (plusieurs à la fois possible) et préciser leur nom. Le fichier résultat apparaît dans le sous-sous-dossier ASCII du répertoire dans lequel on se trouve.

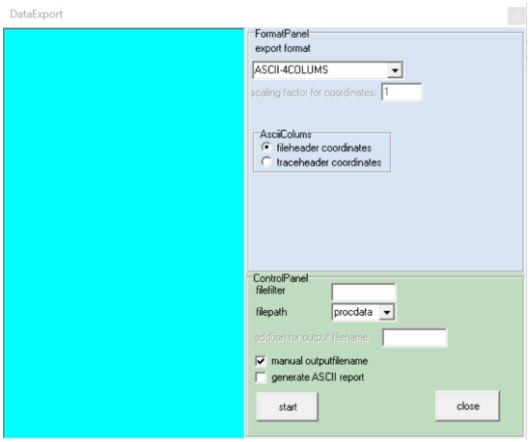


Figure IX.9 : Capture d'écran de la fenêtre d'exportation des données sur ReflexW.

Annexe 21

Script R pour la fonction getGauss

```
# ---- roxygen documentation ----
#
#' @title Get Gaussian Filter for raster object
#'
#' @description
#'  This function is a helper function for SSIM functions.
#'
#' @details
#'  The \code{ssim} function can be used to generate the global multiscale ssim.
#'
#' @param sigma is the standard deviation for the filter
#' @param w is the width of the neighbourhood in number of pixels out from centre cell
#'
#'
#' @return
#'   \code{ssim} returns a filter object for use in \code{focal} function in the \code{raster} package
#'
#' @seealso spatialcompare
#' @export
#
# ---- End of roxygen documentation ----

getGauss <- function(sigma, w) {
  w2 = (w*2) + 1
  gf1 <- matrix(nrow=w2, ncol=w2)
  gf2 <- matrix(nrow=w2, ncol=w2)
  for(i in 1:w2) {
    gf1[i,] <-  c(w:0, 1:w)
    gf2[,i] <-  c(w:0, 1:w)
  }
  gf <- (1 / (2 * pi * (sigma^2))) * exp(-(gf1^2 + gf2^2) / (2 * (sigma^2)))
  return(gf/sum(gf))
}



# ---- roxygen documentation ----
#
#' @title Structural similarity index
#'
#' @description
#'  This function implements the structural similarity index of Wang et al. (2003) formulated
#'  for comparison of \code{raster} spatial objects.
#'
#' @details
#'  The \code{ssim} function can be used to generate the three component indices of the SSIM index
#'  as well as the composite index. Two raster objects are the key arguments which will be used to compare.
#'  These two raster objects must have the same \code{CRS}, extent, and cell size.
#'
```

```
#' @param img1 is a \code{raster} object to compare
#' @param img2 is a \code{raster} object to compare
#' @param w is the width of the neighbourhood in number of pixels out from centre cell
#' @param gFIL is a binary flag for whether a Gaussian filter should be applied as a smoothing function
#' @param edge is a binary flag for whether a torroidal edge correction should be applied
#' @param ks is a vector of length 2 which contains values for constants in the SSIM formula. If ignored default
values will be used.
#'
#'
#' @return
#'   \code{ssim} returns a list with 5 objects. The first is the value of the global ssim statistic. Objects 2-5 are all
\code{raster} objects
#'   that contain the composite index, luminance, contrast, and structure components respectively.
#'
#' @keywords hello spatialcompare
#' @seealso spatialcompare
#' @export
#
# ---- End of roxygen documentation ----

ssim <- function(img1, img2, w, gFIL=TRUE, edge=FALSE, ks=c(0.01, 0.03)) {
  if(class(img1) != "RasterLayer") img1 <- raster::raster(img1)
  if(class(img2) != "RasterLayer") img2 <- raster::raster(img2)
  #set constants
  N <- FALSE
  #library(raster)

  L <- max(raster::cellStats(img1, max), raster::cellStats(img2, max))
  globalMin <- abs(min(raster::cellStats(img1, min), raster::cellStats(img2, min)))
  L <- L - globalMin
  K <- ks
  C1 <- (K[1]*L)^2
  C2 <- (K[2]*L)^2
  C3 <- C2/2

  sigma = 1.5
  #create null filter, optionally replace with weighted version
  filterx = matrix(1, nrow=(w*2)+1, ncol=(w*2)+1) / sum(matrix(1, nrow=(w*2)+1, ncol=(w*2)+1))
  #get the Gaussian Kernel
  if(gFIL == TRUE) {
    filterx = getGauss(sigma, w)
  }
  #get mu
  mu1 <- raster::focal(img1, filterx, fun=sum, na.rm=N)
  mu2 <- raster::focal(img2, filterx, fun=sum, na.rm=N)
  img12 <- img1 * img2
  #square
  mu1mu2 <- mu1 * mu2
  mu1sq <- mu1 * mu1
  mu2sq <- mu2 * mu2
  #normalized sigma sq
  sigsq1<- raster::focal(img1*img1,filterx,fun=sum, na.rm=N) - mu1sq
  sigsq2<- raster::focal(img2*img2,filterx,fun=sum, na.rm=N) - mu2sq
  sig12 <- raster::focal(img1*img2,filterx,fun=sum, na.rm=N) - mu1mu2
  #std dev
```

```
  sig1 <- sigsq1 ^ 0.5
  sig2 <- sigsq2 ^ 0.5
  #compute components
  L <- ((2*mu1mu2)+C1) / (mu1sq + mu2sq + C1)
  C <- (2*sig1*sig2+C2) / (sigsq1 + sigsq2 + C2)
  S <- (sig12 + C3) / (sig1 * sig2 + C3)
  #compute SSIMap
  SSIM2 <- L * C * S
  #compute SSIM
  num <- (2*mu1mu2+C1)*(2*sig12+C2)
  denom <- (mu1sq+mu2sq+C1) * (sigsq1+sigsq2+C2)
  #global mean
  mSSIM <- raster::cellStats((num / denom), mean)
  return(list(mSSIM, SSIM2, L, C, S))
}




# ---- roxygen documentation ----
#
#' @title Multiscale structural similarity index
#'
#' @description
#'   This function implements the multiscale structural similarity index of Wang et al. (2003) formulated
#'   for comparison of \code{raster} spatial objects at multiple scales.
#'
#' @details
#'   The \code{msssim} function can be used to generate the global multiscale ssim. Local values are not supported.
The weights used in the default are those given in Wang et al. (2003) and were determined empirically for a five-level
application. The weights determine how cross-scale values of the SSIM are weighted.
#'
#' @param img1 is a \code{raster} object to compare
#' @param img2 is a \code{raster} object to compare
#' @param w is the width of the neighbourhood in number of pixels out from centre cell
#' @param gFIL is a binary flag for whether a Gaussian filter should be applied as a smoothing function
#' @param edge is a binary flag for whether a torroidal edge correction should be applied
#' @param ks is a vector of length 2 which contains values for constants in the SSIM formula. If ignored default
values will be used.
#' @param level is the number of scales to evaulate statistic at, default is 5
#' @param weight is the weights for scales in \code{level}, and should be a vector of length \code{level}. Defaults
are optimal values determined empirically in Wang et al. (2003)
#' @param method is the method for combining SSIM components, currently the only option
#'
#'
#' @return
#'    \code{msssim} returns a vector with the value of the multiscale structural similarity index
#'
#' @keywords multi-scale spatialcompare
#' @seealso ssim
#' @export
#
# ---- End of roxygen documentation ----
```

```
msssim <- function(img1, img2, w, gFIL=TRUE, edge=FALSE, ks=c(0.01, 0.03), level=5, weight=c(0.0448, 0.2856, 0.3001, 0.2363, 0.1333), method='product') {
  if(class(img1) != "RasterLayer") img1 <- raster::raster(img1)
  if(class(img2) != "RasterLayer") img2 <- raster::raster(img2)
  im1 <- img1
  im2 <- img2
  N <- FALSE
  sssimArray <- list()
  sssimArray[[1]] <- ssim(im1, im2, w, gFIL, edge, ks)
  for(i in 2:level) {
    sigma <- 3.37
    filterx=getGauss(sigma, i)
    im1f <- raster::focal(im1, filterx, fun=sum, na.rm=N) #low pass filter
    im2f <- raster::focal(im2, filterx, fun=sum, na.rm=N)
    im1f <- raster::aggregate(im1f, fact=2) #downsample
    im2f <- raster::aggregate(im2f, fact=2)
    #compute c and s
    sssimArray[[i]] <- ssim(im1f, im2f, w, gFIL, edge, ks)
  }
  if(method =='product') {
    x <- unlist(sssimArray)
    l <- 3 #index of luminance of 1st level
    cs <- seq(4,level*5, by=5) #indices of contrast at all levels
    ss <- seq(5,level*5, by=5) #indices of structure at all levels
    contrasts <- unlist(lapply(unlist(x)[cs], raster::cellStats, mean)) #mean values of contrast component at all levels
    structures <- unlist(lapply(unlist(x)[ss], raster::cellStats, mean)) #mean values of structure component at all levels
  }
  msssimO <- raster::cellStats(x[[3]], mean)^1 *  prod(contrasts^weight, structures^weight)
  return(msssimO)
}
```

Annexe 22

Code R pour le traitement des radargrammes

Toute la partie 4 du code doit être modifiée pour chaque radargramme à comparer : noms des fichiers à comparer, colonne avec valeurs en abscisses, date, moments de l'infiltration (type_x et type_y), seuil unique que l'on veut utiliser (en deuxième partie), vitesse de l'onde, paramètres pour la similarité de structure… La fonction get_Gauss_ssim_mssim doit être enregistrée en format « .R » dans le même dossier que ce script R, pour pouvoir l'utiliser. La méthode de la similarité de structure est appliquée en partie 9, la méthode de la différence en partie 10. Dans la partie 10.3, seule la partie de la matrice sous l'anneau et jusqu'à la moitié de la profondeur est utilisée pour déterminer le seuil : des changements peuvent être faits pour la localisation de l'anneau.

1. Initialisation

```
rm(list =ls())      # efface les données
graphics.off()
```

2. Librairies

```
library(dplyr)
library(plotly)
library(here)
library(raster)
library(ggplot2)
library("cowplot")
library(hrbrthemes)
library(viridis)
```

3. Répertoire ½

Récupération de la fonction getGauss qui est dans un autre script R.

```
T_wd <- here() # set the directory at the current path
T_data     <- paste(T_wd, "/1_data/", sep="")
T_results_3  <- paste(T_wd,"/2_results/",sep="")

#fonction a recuperer
setwd(T_wd)
source("fonction_getGauss_ssim_mssim.R")
```

4. Importation des données

Paramètres à modifier (noms des fichiers à comparer, colonne avec valeurs en abscisses, date, moments de l'infiltration (type_x et type_y), seuil unique que l'on veut utiliser (en deuxième partie), vitesse de l'onde, paramètres pour la similarité de structure).

```
setwd(T_data)

#global parameters
x <- "X2_DRY___2022_09_09_4col_6.ASC"
y <- "X2_WET___2022_09_09_4col_6.ASC"

radar_x_ns <- as.matrix(read.table(x))
radar_y_ns <- as.matrix(read.table(y))

transect <- 1 #column where the transect values are followed (not always 0)
# column names
colnames(radar_x_ns) <- c("abscisse","0","V3","V4")
colnames(radar_y_ns) <- c("abscisse","0","V3","V4")
# Verification of the same number of sections
if (nrow(radar_y_ns) != nrow(radar_x_ns)) {
  print("Caution! Problem with the data, with different number of lines for radar_z and radar_y")}

# for data/plot export
#date <- substr(x, start=22, stop=31)
date <- "2022_09_09"
type_x <- "DRY" #name considering the time during infiltration
type_y <- "WET"
threshold_single <- 754.72
titre_max <- "Essai 4 - X - max"
titre_centre <- "Essai 4 - X - centre"
numero_essai <- "Essai 4 - X"
transect_line_x <- substr(x, start=1, stop=2)
transect_line_y <- substr(y, start=1, stop=2)

# velocity
V_prg <- 0.17

#SSIM parameters
w <- 10 #window
threshold_1 <- 0.5 #seuil pour le plot final SS
threshold_2 <- 0.25
threshold_3 <- 0
threshold_4 <- -0.75
```

5. Répertoire 2/2

Création des répertoires pour les résultats.

```
T_results_2  <- paste(T_results_3, "/", date, sep="")
# creation of the folder
ifelse(!dir.exists(T_results_2), dir.create(T_results_2), "Folder exists already")

T_results_1 <- paste(T_results_2,"/", transect_line_x, sep="")
# creation of the folder
ifelse(!dir.exists(T_results_1), dir.create(T_results_1), "Folder exists already")

T_results <- paste(T_results_1,"/", type_x,"_", type_y, sep="")
# creation of the folder
ifelse(!dir.exists(T_results), dir.create(T_results), "Folder exists already")
```

```
setwd(T_wd)
```

6. Conversion ns en m

Conversion de la colonne 3 (profondeur) de nanosecondes à mètres.

```
radar_x <- radar_x_ns
radar_x[,3] <- -(radar_x_ns[,3]/2)*V_prg

radar_y <- radar_y_ns
radar_y[,3] <- -(radar_y_ns[,3]/2)*V_prg
```

7. Export des radargrammes bruts (format image)

```
# Plot of the two radargrammes x and y
# conversion in data frame

radar_x_frame <- as.data.frame(radar_x)
radar_y_frame <- as.data.frame(radar_y)

# Plot and export
setwd(T_results_1)
tmp <- getOption("ggplot2.continuous.fill") # store current setting
options(ggplot2.continuous.fill = scale_fill_distiller) #for the background and the SS colors

png(file = paste(date, transect_line_x, type_x, ".png", sep="_"), width = 800, height = 700)

ggplot(radar_x_frame, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  ggtitle(paste(date, transect_line_x, type_x, sep="_")) +
  labs(fill = "Amplitude values") +
  scale_fill_gradient(low="white", high="black") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()

png(file = paste(date, transect_line_y, type_y, ".png", sep="_"), width = 800, height = 700)
```

```
ggplot(radar_y_frame, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  ggtitle(paste(date, transect_line_y, type_y, sep="_")) +
  labs(fill = "Amplitude values") +
  scale_fill_gradient(low="white", high="black") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()
```

8. Changement du format de matrice

Pour appliquer les méthodes énoncées, le format de la matrice ne doit pas être sous format 4 colonnes (pour X, Y, Z la profondeur et G l'amplitude), mais doit ressembler à un tableau de valeur (comme sur ReflexW avant exportation).

```
# The matrix must only be amplitude values
# with rows = depth; col = transect line

setwd(T_wd)

# Verification that both have the same dimensions

if (nrow(radar_y) != nrow(radar_x)) {
  print("Caution! Problem with the data, with different number of lines for radar_x and radar_y")}

if (ncol(radar_y) != ncol(radar_x)) {
  print("Caution! Problem with the data, with different number of columns for radar_x and radar_y")}

# for RADAR_X
#determine number of traces
largeur_x <- as.matrix(radar_x[,transect])
prof_x <- as.matrix(radar_x[,3])

maxi <- max(radar_x[,transect])
count <- 0

for (i in 1:nrow(radar_x)){
  if (radar_x[i,transect]==maxi){
```

```
    count <- count + 1 # count the occurrences of the max value to have the number of traces (=number of points
in depth, for one point at the surface)
  }
}

#from 4 col to trace/col
nb_colonnes_x <- as.numeric(nrow(radar_x)/count)
nb_lignes_x <- count

radar_x_amplitudes <- matrix(nrow=nb_lignes_x,ncol=nb_colonnes_x)
k <- 0

for (j in 1:nb_colonnes_x) {
  for (i in 1:nb_lignes_x){
    radar_x_amplitudes[i,j] <- radar_x[i+k,4]
  }
  k <- k+nb_lignes_x
}

# for RADAR_Y
#determine number of traces
largeur_y <- as.matrix(radar_y[,transect])
prof_y <- as.matrix(radar_y[,3])

maxi <- max(radar_y[,transect])
count <- 0
for (i in 1:nrow(radar_y)){
  if (radar_y[i,transect]==maxi){
    count <- count + 1 # count the occurrences of the max value to have the number of traces (=number of points
in depth, for one point at the surface)
  }
}

#from 4 col to traces/col
nb_colonnes_y <- as.numeric(nrow(radar_y)/count)
nb_lignes_y <- count

radar_y_amplitudes <- matrix(nrow=nb_lignes_y,ncol=nb_colonnes_y)
k <- 0

for (j in 1:nb_colonnes_y) {
  for (i in 1:nb_lignes_y){
    radar_y_amplitudes[i,j] <- radar_y[i+k,4]
  }
  k <- k+nb_lignes_y
}

# Verifications

if (nb_colonnes_y != nb_colonnes_x) {
  print("Caution! Problem with the data, with different number of columns for radar_x and radar_y")}

if (nb_lignes_y != nb_lignes_x) {
  print("Caution! Problem with the data, with different number of columns for radar_x and radar_y")}
```

9. Méthode de la similarité de structure

Calcul, création du radargramme de similarité, export du radargrammes aux formats tableau et image, application d'un seuil sur le critère de similarité, export des images.

9.1. Calcul et création du nouveau radargramme-résultat

```
######## Raster ########

# transforming amplitudes matrix in raster
r_radar_x <- raster(radar_x_amplitudes)
r_radar_y <- raster(radar_y_amplitudes)

######## SSIM() calculation
##########################################################################
####################

# calculation of the "a" value (Allroggen & Tronicke 2015, eq 4)
# a = 0.1L for Allroggen and Tronicke corresponds to C3
L <- max(radar_x,radar_y)-min(radar_x,radar_y)
C3 <- 0.1*L

# other parameter
N <- FALSE
gFIL <- TRUE

# SSIM "function"
# gaussian window
sigma = 1.5
# create null filter, optionally replace with weighted version
filterx = matrix(1, nrow=(w*2)+1, ncol=(w*2)+1) / sum(matrix(1, nrow=(w*2)+1, ncol=(w*2)+1))
# get the Gaussian Kernel
if(gFIL == TRUE) {
  filterx = getGauss(sigma, w)
}
# mu
mu1 <- focal(r_radar_x, filterx, fun=sum, na.rm=N)
mu2 <- focal(r_radar_y, filterx, fun=sum, na.rm=N)
img12 <- r_radar_x * r_radar_y
# square
mu1mu2 <- mu1 * mu2
mu1sq <- mu1 * mu1
mu2sq <- mu2 * mu2
# normalized sigma sq
sigsq1<- focal(r_radar_x*r_radar_x,filterx,fun=sum, na.rm=N) - mu1sq
sigsq2<- focal(r_radar_y*r_radar_y,filterx,fun=sum, na.rm=N) - mu2sq
sig12 <- focal(r_radar_x*r_radar_y,filterx,fun=sum, na.rm=N) - mu1mu2
# std dev
sig1 <- sigsq1 ^ 0.5
sig2 <- sigsq2 ^ 0.5
# structure similarity raster
S <- (sig12 + C3) / (sig1 * sig2 + C3)
# structure similarity matrix
structure <- as.matrix(S)
```

```
# conversion in 4 columns for ggplot
heatmap <- radar_x
k <- 0

for (j in 1:nb_colonnes_x) {
  for (i in 1:nb_lignes_x){
    heatmap[i+k,4] <- structure[i,j]
  }
  k <- k+nb_lignes_x
}

# conversion in data frame

heatmap_final <- as.data.frame(heatmap)

# Export in the "results" file
setwd(T_results)

png(file = paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_SS","_window_",w,".png", sep=""), width =
800, height = 700)

ggplot(heatmap_final, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x," between ",type_x," and
",type_y," without threshold",sep="")) +
  labs(fill = "Structural similarity") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()

######## Table export
##########################################################################
####################

write.csv2(structure, file=paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_w_",w,"_structure.csv",
sep=""),row.names = FALSE )
```

```
heatmap_final_threshold_1 <- heatmap_final
heatmap_final_threshold_2 <- heatmap_final
heatmap_final_threshold_3 <- heatmap_final
heatmap_final_threshold_4 <- heatmap_final

for (i in 1:nrow(heatmap_final)){
  if (heatmap_final_threshold_1[i,4] > threshold_1 & heatmap_final_threshold_1[i,4] != "NaN"){
    heatmap_final_threshold_1[i,4] <- threshold_1 }
}

for (i in 1:nrow(heatmap_final)){
  if (heatmap_final_threshold_2[i,4] > threshold_2 & heatmap_final_threshold_2[i,4] != "NaN"){
    heatmap_final_threshold_2[i,4] <- threshold_2 }
}

for (i in 1:nrow(heatmap_final)){
  if (heatmap_final_threshold_3[i,4] > threshold_3 & heatmap_final_threshold_3[i,4] != "NaN"){
    heatmap_final_threshold_3[i,4] <- threshold_3 }
}

for (i in 1:nrow(heatmap_final)){
  if (heatmap_final_threshold_4[i,4] > threshold_4 & heatmap_final_threshold_4[i,4] != "NaN"){
    heatmap_final_threshold_4[i,4] <- threshold_4 }
}

plot_threshold1 <- ggplot(heatmap_final_threshold_1, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold_1 ",threshold_1, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

plot_threshold1
png(file =
paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_SS","_window_",w,"_inf_similarity_threshold",threshold_
1,".png", sep=""), width = 800, height = 700)
```

```
plot_threshold1
dev.off()

png(file =
paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_SS","_window_",w,"_inf_similarity_threshold",threshold_
2,".png", sep=""), width = 800, height = 700)

ggplot(heatmap_final_threshold_2, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date,"\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold ",threshold_2, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()

png(file =
paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_SS","_window_",w,"_inf_similarity_threshold",threshold_
3,".png", sep=""), width = 800, height = 700)

ggplot(heatmap_final_threshold_3, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold ",threshold_3, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
```

```
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()

png(file =
paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_SS","_window_",w,"_inf_similarity_threshold",threshold_
4,".png", sep=""), width = 800, height = 700)

ggplot(heatmap_final_threshold_4, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold ",threshold_4, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=25),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()



# 4 graphs regroupés sur une même feuille

plot0 <-   ggplot(heatmap_final, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x," between ",type_x," and
",type_y," without threshold",sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
```

```
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=15),
    legend.title=element_text(size=15),
    axis.title.y = element_text(size = 15, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 15, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=15, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=15, color="black"),
    plot.title = element_text(size=15)
  )

plot1 <- ggplot(heatmap_final_threshold_1, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold ",threshold_1, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=15),
    legend.title=element_text(size=15),
    axis.title.y = element_text(size = 15, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 15, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=15, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=15, color="black"),
    plot.title = element_text(size=15)
  )

plot2 <- ggplot(heatmap_final_threshold_2, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold ",threshold_2, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=15),
    legend.title=element_text(size=15),
    axis.title.y = element_text(size = 15, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 15, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=15, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=15, color="black"),
```

```
    plot.title = element_text(size=15)
  )

plot3 <- ggplot(heatmap_final_threshold_3, aes(abscisse, V3, fill=V4)) +
  geom_tile() +
  xlab("survey line length") +
  ylab("depth ") +
  scale_fill_continuous( breaks = round( seq(-1, 1, length.out = 5 ), 1) ) +
  ggtitle(label = paste("Structural similarity on GPR ",date, "\n for ", transect_line_x, " between ",type_x," and
",type_y," with threshold ",threshold_3, sep="")) +
  labs(fill = "SS") +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=15),
    legend.title=element_text(size=15),
    axis.title.y = element_text(size = 15, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 15, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=15, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=15, color="black"),
    plot.title = element_text(size=15)
  )

png(file =
paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_SS","_window_",w,"_4_different_thresholds",".png",
sep=""), width = 800, height = 700)
plot_grid(plot0, plot1, plot2, plot3, ncol = 2, nrow = 2)
dev.off()
```

10. Méthode de la différence

Calcul de la différence absolue et création du nouveau radargramme avec les valeurs de différence de signal, export aux formats tableau et image, sélection de la partie de la matrice saturée pour le calcul et l'application du seuil, export sous formats tableau et image avec le seuil. Puis, idem avec un seuil unique choisi en partie 4.

10.1. Différence absolue

```
radar_x_y_depth <- radar_x

for (i in 1:nrow(radar_x)){
  radar_x_y_depth[i,4] <- abs(radar_x[i,4]-radar_y[i,4])
}
```

10.2. Export au format 4 colonnes (XYZG) pour RockWorks SANS SEUIL + export graphique

```
setwd(T_results)

write.table(radar_x_y_depth, file=paste("XYDG_",date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"-
```

```
",type_y,"_1.5sd_differenced_amplitudes_without_threshold",".txt", sep=""), row.names=FALSE,
col.names=FALSE)
#on peut alors tracer la heatmap avec toutes les intensites

######## Plot ########

#methode 1 ggplot avec transformation matrice en data.frame
radar_x_y_depth_frame <- as.data.frame(radar_x_y_depth)

ggplot(radar_x_y_depth_frame, aes(abscisse, V3, fill= V4)) +
  geom_tile()+
  xlab("Transect length (m)") +
  ylab("Depth (m)") +
  labs(fill="Amplitude") +
  #scale_fill_gradient(low="white", high="blue", limits=c(0,maxi_legend)) +
  ggtitle(paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_1.5sd_without_threshold",sep="")) +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=18),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )
#export
png(file = paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_1.5sd","_without_threshold.png", sep=""),
width = 800, height = 700)
ggplot(radar_x_y_depth_frame, aes(abscisse, V3, fill= V4)) +
  geom_tile()+
  xlab("Transect length (m)") +
  ylab("Depth (m)") +
  labs(fill="Amplitude") +
  #scale_fill_gradient(low="white", high="blue", limits=c(0,maxi_legend)) +
  ggtitle(paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_1.5sd_without_threshold",sep="")) +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=18),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
```

```
  )
dev.off()
```

10.3. Sélection de la partie de la matrice saturée

```
######## Creation of the "half matrix" ########
radar_x_y_depth_half <- radar_x_y_depth

#On supprime les valeurs hors de l'anneau (0.6<Y<1)
radar_x_y_depth_half <- radar_x_y_depth_half[radar_x_y_depth_half[,transect]>=0.6,]
radar_x_y_depth_half <- radar_x_y_depth_half[radar_x_y_depth_half[,transect]<=1,]

#On classe la matrice par ordre croissant selon la profondeur, et on supprime la deuxième moitié de la matrice
radar_x_y_depth_half <- radar_x_y_depth_half[order(radar_x_y_depth_half[,3],decreasing=TRUE),] #tri par ordre décroissant selon la colonne profondeur
a <- nrow(radar_x_y_depth_half)
b <- ceiling(a/2)
radar_x_y_depth_half <- radar_x_y_depth_half[0:-b,]
```

10.4. Détermination et application du seuil

```
threshold_1 <- as.numeric(1.5*sd(radar_x_y_depth_half[,4]))

#on peut alors remplacer les valeurs en-dessous de ce threshold_1 par "NA" dans la matrice comprenant toutes les valeurs
radar_x_y_depth_threshold_1 <- radar_x_y_depth

for (i in 1:nrow(radar_x_y_depth)){
  if (radar_x_y_depth_threshold_1[i,4] < threshold_1){
    radar_x_y_depth_threshold_1[i,4] <- 0 }
}
```

10.5. Export des matrices de données et graphiques AVEC SEUIL

```
######## Table export ########

setwd(T_results)

write.table(radar_x_y_depth_threshold_1, file=paste("XYDG_",date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_1.5sd_differenced_amplitudes_with_threshold",".txt", sep=""), row.names=FALSE, col.names=FALSE)

#avec la valeur du threshold
write.table(threshold_1, file=paste("threshold_1.5sd_",threshold_1,".txt", sep=""), row.names=FALSE, col.names=FALSE)

######## Plot ########

radar_x_y_depth_threshold_1_frame <- as.data.frame(radar_x_y_depth_threshold_1)
ggplot(radar_x_y_depth_threshold_1_frame, aes(abscisse, V3, fill= V4)) +
  geom_tile()+
  xlab("Transect length (m)") +
  ylab("Depth (m)") +
  labs(fill="Amplitude") +
  ggtitle(paste(date,transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"___1.5sd_with_threshold",sep="")) +
  #scale_fill_gradient(low="white", high="blue", limits=c(0,maxi_legend))  +
```

```
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=18),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )
######## Export figure ########

png(file = paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_1.5sd_with_threshold",".png", sep=""), width =
800, height = 700)

ggplot(radar_x_y_depth_threshold_1_frame, aes(abscisse, V3, fill= V4)) +
  geom_tile()+
  xlab("Transect length (m)") +
  ylab("Depth (m)") +
  labs(fill="Amplitude") +
  ggtitle(paste(date,transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_threshold_sd",sep="")) +
  #scale_fill_gradient(low="white", high="blue", limits=c(0,maxi_legend)) +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=18),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )

dev.off()
```

10.6. Utilisation du seuil unique déterminé en partie 4

Ce seuil est le même utilisé pour toutes les différences de radargrammes réalisées pour chaque essai et sert à comparer/visualiser plus facilement l'évolution dans le temps de l'infiltration. La méthodologie est la même que les étapes précédentes : création de la matrice avec des valeurs nulles sous le seuil puis export du tableau de valeurs et de la figure correspondante.

```
radar_x_y_depth_threshold_single <- radar_x_y_depth

for (i in 1:nrow(radar_x_y_depth)){
  if (radar_x_y_depth_threshold_single[i,4] < threshold_single){
    radar_x_y_depth_threshold_single[i,4] <- 0 }
}

######## Table export ########

setwd(T_results)

write.table(radar_x_y_depth_threshold_single, file=paste("XYDG_",date,"_",transect_line_x,"_",
type_x,"_",type_y,"_1.5sd_differenced_amplitudes_with_SINGLE_threshold",".txt", sep=""), row.names=FALSE,
col.names=FALSE)

#avec la valeur du threshold
write.table(threshold_single, file=paste("SINGLE_threshold_1.5sd_",threshold_single,".txt", sep=""),
row.names=FALSE, col.names=FALSE)

######## Plot ########

#methode 1 ggplot avec transformation matrice en data.frame
radar_x_y_depth_threshold_single_frame <- as.data.frame(radar_x_y_depth_threshold_single)
ggplot(radar_x_y_depth_threshold_single_frame, aes(abscisse, V3, fill= V4)) +
  geom_tile()+
  xlab("Transect length (m)") +
  ylab("Depth (m)") +
  labs(fill="Amplitude") +
  ggtitle(paste(date,transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"___1.5sd_with_SINGLE_threshold",sep="")) +
  #scale_fill_gradient(low="white", high="blue", limits=c(0,maxi_legend))  +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=18),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )
### Export figure

png(file = paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_1.5sd_with_SINGLE_threshold",".png",
sep=""), width = 800, height = 700)
ggplot(radar_x_y_depth_threshold_single_frame, aes(abscisse, V3, fill= V4)) +
  geom_tile()+
  xlab("Transect length (m)") +
  ylab("Depth (m)") +
  labs(fill="Amplitude") +
  ggtitle(paste(date,transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_threshold_sd",sep="")) +
```

```
  #scale_fill_gradient(low="white", high="blue", limits=c(0,maxi_legend)) +
  theme(
    # Masquer les bords des panneaux et supprimer les lignes de grilles
    panel.border = element_blank(),
    panel.grid.major = element_blank(),
    panel.grid.minor = element_blank(),
    # Modifier le trait des axes
    axis.line = element_line(colour = "black"),
    legend.text=element_text(size=18),
    legend.title=element_text(size=25),
    axis.title.y = element_text(size = 25, angle = 90),
    axis.title.x = element_text(size = 25, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(angle = 90, size=25, color="black"),
    axis.text.x = element_text(angle = 0, size=25, color="black"),
    plot.title = element_text(size=30)
  )
dev.off()
dar_x_y_depth_threshold_single_frame <- as.data.frame(radar_x_y_depth_threshold_single)



threshold_1
```

11. Visualisation de certaines traces (oscillogrammes)

On cherche à tracer les oscillogrammes des radars x, y et |x-y| (ici avec différence absolue, dans un autre code similaire sans différence absolue) au niveau du point avec le maximum de différence. Détermination de la valeur de différence d'amplitude maximale, et création de trois tableaux à 3 colonnes avec la colonne où la différence d'amplitude maximale apparaît, la colonne avec la profondeur correspondante, et la colonne précisant le type de données (x, y, ou x-y), puis traçage des trois courbes d'amplitude en fonction de la profondeur sur le même graphique.

```
#changement de format de matrice
#from 4 col to traces/col
nb_colonnes_y <- as.numeric(nrow(radar_y)/count)
nb_lignes_y <- count

radar_diff_amplitudes <- matrix(nrow=nb_lignes_y,ncol=nb_colonnes_y)
k <- 0

for (j in 1:nb_colonnes_y) {
  for (i in 1:nb_lignes_y){
    radar_diff_amplitudes[i,j] <- radar_x_y_depth_threshold_single[i+k,4]
  }
  k <- k+nb_lignes_y
}

#on recherche la valeur de différence d'amplitude max
valeur_max <- max(radar_diff_amplitudes)
#on récupère la colonne correspondante
index_max = which(radar_diff_amplitudes == max(radar_diff_amplitudes), arr.ind = TRUE)
#ce qui donne une matrice 1 ligne 2 colonne avec : en colonne 1 nrow, en colonne 2 ncol
#pour donner la position de la trace (ncol) :
```

```
position <- index_max[,2]/100
#on veut récupérer la colonne entière
amplitude <- radar_diff_amplitudes[,index_max[,2]]
amplitude_diff <- as.matrix(amplitude)
#on récupère la profondeur
depth <- radar_x_y_depth_threshold_single[1:nrow(radar_diff_amplitudes),3]
depth_col <- as.matrix(depth)
#on crée une troisième colonne pour dire que c'est la diff d'amplitude qui est traitée ici
numero <-matrix("differenced amplitude", ncol=1, nrow=nrow(radar_diff_amplitudes), byrow = FALSE)
#on peut ploter
plot(depth,amplitude)
#on colle les colonnes
diff <- bind_cols(numero,amplitude_diff,depth_col)
colnames(diff) <- c("category","amplitude","depth")
diff

#ensuite on veut la même chose avec le radar "x" neutre et le radar "y" neutre du début

#POUR X
#avec la même colonne récupérée
#on veut la colonne
amplitude <- radar_x_amplitudes[,index_max[,2]]
amplitude_X <- as.matrix(amplitude)
numero <-matrix(type_x, ncol=1, nrow=nrow(radar_diff_amplitudes), byrow = FALSE)
plot(depth,amplitude_X)
#on colle les colonnes
X_max <- bind_cols(numero,amplitude_X,depth_col)
colnames(X_max) <- c("category","amplitude","depth")
X_max



#POUR Y
amplitude <- radar_y_amplitudes[,index_max[,2]]
amplitude_Y <- as.matrix(amplitude)
numero <-matrix(type_y, ncol=1, nrow=nrow(radar_diff_amplitudes), byrow = FALSE)
plot(depth,amplitude_Y)
#on colle les colonnes
Y_max <- bind_cols(numero,amplitude_Y,depth_col)
colnames(Y_max) <- c("category","amplitude","depth")
Y_max

#cumul des trois dans un seul tableau
tableau_max <- bind_rows(diff, X_max, Y_max)

############# PLOT DES 3

tableau_max %>%
  ggplot( aes(x=depth, y=amplitude, group=category, color=category)) +
  geom_line() +
  scale_color_viridis(discrete = TRUE) +
  ggtitle("Trace with the max value for both undifferenced + third differenced radargram") +
  theme_ipsum() +
  ylab("Amplitude")
# EXPORT
#plot exporté
```

```
png(file = paste(date,"_",transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_TRACE_A_",position,
"METRES_1.5sd_with_SINGLE_threshold",".png", sep=""), width = 1200, height = 1000)
tableau_max %>%
  ggplot( aes(x=depth, y=amplitude, group=category, color=category)) +
  geom_line() +
  scale_color_viridis(discrete = TRUE) +
  ggtitle(paste(date,transect_line_x,"_",type_x,"_",type_y,"_TRACE_A_",position,"_M_threshold_sd",sep=""))
+
  theme_ipsum() +
  ylab("Amplitude")
dev.off()
```

Tous les graphiques sont créés avec la fonction ggplot.

Annexe 23

Fiche technique pour l'utilisation de RockWorks

RockWorks est un logiciel de reconstruction de blocs 3D à partir de transects. RockWorks peut lire des fichiers « .txt » de quatre colonnes, avec les deux premières colonnes pour les valeurs de X et Y (sections suivies à la surface), la troisième correspondante à la profondeur Z, et la quatrième correspondante à l'amplitude de signal (correspondant généralement au signal différencié par la méthode présentée en partie III.6.2.2).

Préparation des données

Vérifier que le fichier .txt a des colonnes séparées par des espaces et que les décimales sont notées par des points.

Pour une visualisation en 3D, il faut assembler différents documents textes obtenus par traitement avec le code R (voir partie III.6.2). Pour la visualisation 3D de ce qui s'est infiltré entre deux moments, il suffit de mettre dans un seul fichier texte tous les transects concernés par cette différence (par exemple, les 12 transects des petits anneaux avec la différence prise entre DRY et WET).

Autrement, il est possible de visualiser le décalage temporel sur une unique ligne, avec la même échelle de couleur sur RockWorks, en mettant les différents radargrammes à la suite (dans l'ordre), et en modifiant également la colonne correspondante à la section non variable avec un pas précis (ici de 0,03 en 0,03). Choisir le même pas dans l'onglet Dimensions (voir plus bas).

Dans le dossier de travail « RockWorks », créer un sous-dossier avec la date de l'essai, le numéro de l'essai (etc), et déposer le fichier texte. Copier le lien du chemin vers ce dossier.

Interpolation 3D sur RockWorks

Ouvrir RockWorks (2021) en tant qu'administrateur. Cliquer sur *Project Folder* puis *New*. Copier le lien du chemin de travail dans *New Project Folder*. Cliquer sur *Next* puis cocher *Local* et mettre les unités en mètres (*Units : Meter*). Cliquer sur *Finish*.

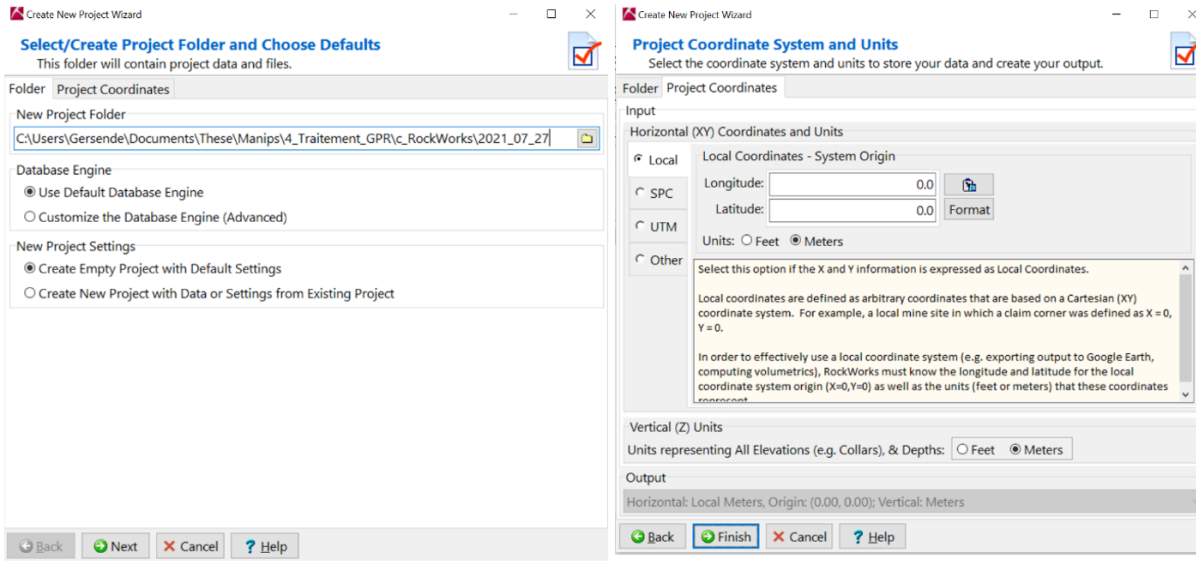


Figure IX.10 : Captures d'écran des deux fenêtres de création de nouveau projet sur RockWorks.

Une nouvelle fenêtre s'affiche : vérifier que les coordonnées sont locales et en mètres puis cliquer sur *Yes*.

Ajouter les dimensions de la grille dans l'onglet *Dimensions*. Si cet onglet n'apparaît pas, cliquer sur le « + » à côté de *Project Folder*. Pour X et Y : 0 à 1 mètre avec les petits anneaux, 0 à 2.8 mètres pour les grands anneaux. Pour Z : maximum à 0 (surface du sol) et minimum dépendant de l'essai, la valeur étant calculée par l'équation *(III.1)*. Choisir une valeur pour l'espacement entre chaque point (ici *Spacing : 0.03*).

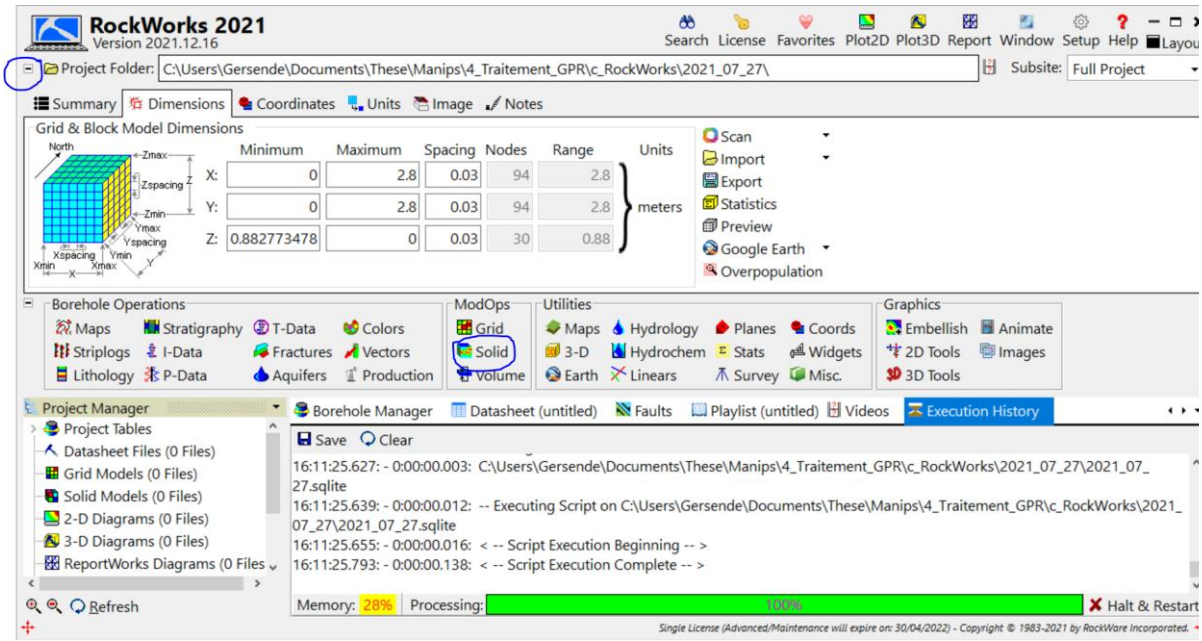


Figure IX.11 : Capture d'écran de l'onglet Dimensions sur RockWorks.

Dans les outils au centre, cliquer sur *Solid* → *Create* → *ASCII XYZG*.

Une fenêtre intitulée « ASCII XYZG → Solid Model » s'ouvre. Dans *Main Options* → *Model* → *Input* → *Data Source*, sélectionner le fichier à 4 colonnes comprenant toutes les données et changer le *Delimiter* par *Space* (si dans le fichier texte, les données sont séparées par un espace). Dans *Solid To Be Created*, changer le nom du fichier de sortie. Dans *Algorithm*, sélectionner *IDW Anisotropic*. Dans *Special Options*, cocher *Decluster* → *Closest Point*, et *Smoothing* → *Box*. Cliquer sur *Continue (Ctrl-G)*.

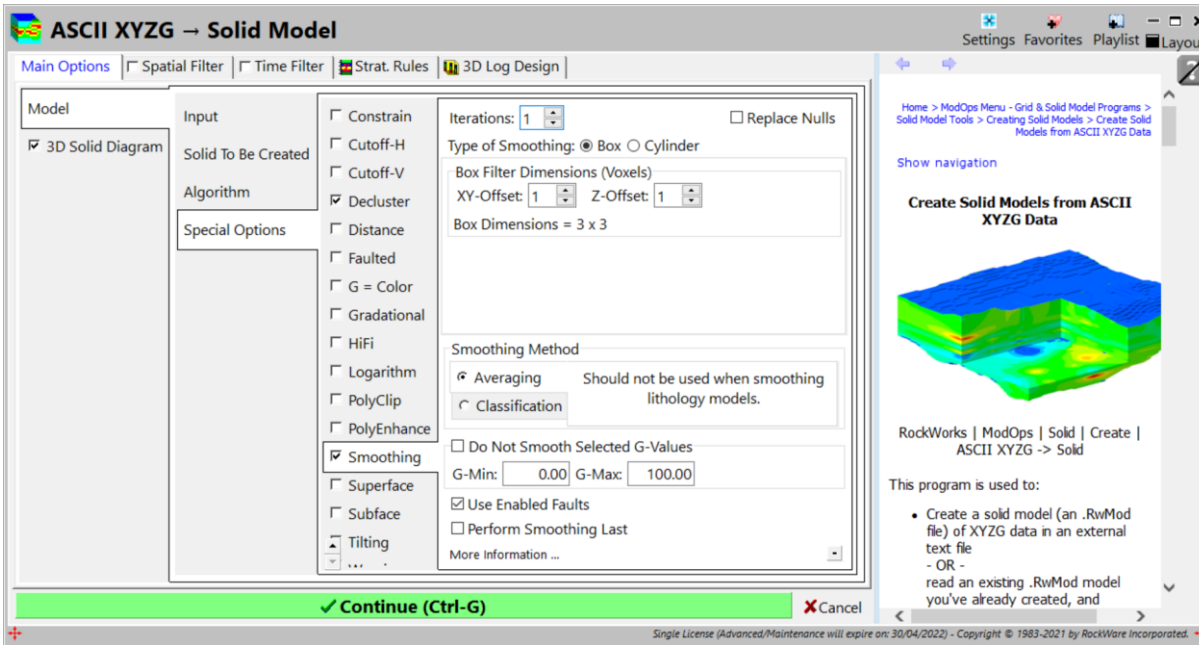


Figure IX.12 : Capture d'écran de la fenêtre ASCII XYZG --> Solid Model sur RockWorks.

Le solide 3D apparaît dans une nouvelle fenêtre. Les paramètres de représentation graphique peuvent être modifiés à partir de la barre d'outils à gauche. En cliquant sur *Solid*, une fenêtre s'ouvre et permet de modifier les amplitudes affichées (possibilité de mettre le curseur sur la valeur seuil de délimitation des zones humides). Il est également possible d'ajouter des tranches qui suivent un axe nord-sud, est-ouest, ou horizontal, à une profondeur donnée, en choisissant les paramètres souhaités et en cliquant sur *Add Slice*.

Ne pas oublier de cliquer sur *Apply* en bas à gauche pour valider les modifications.

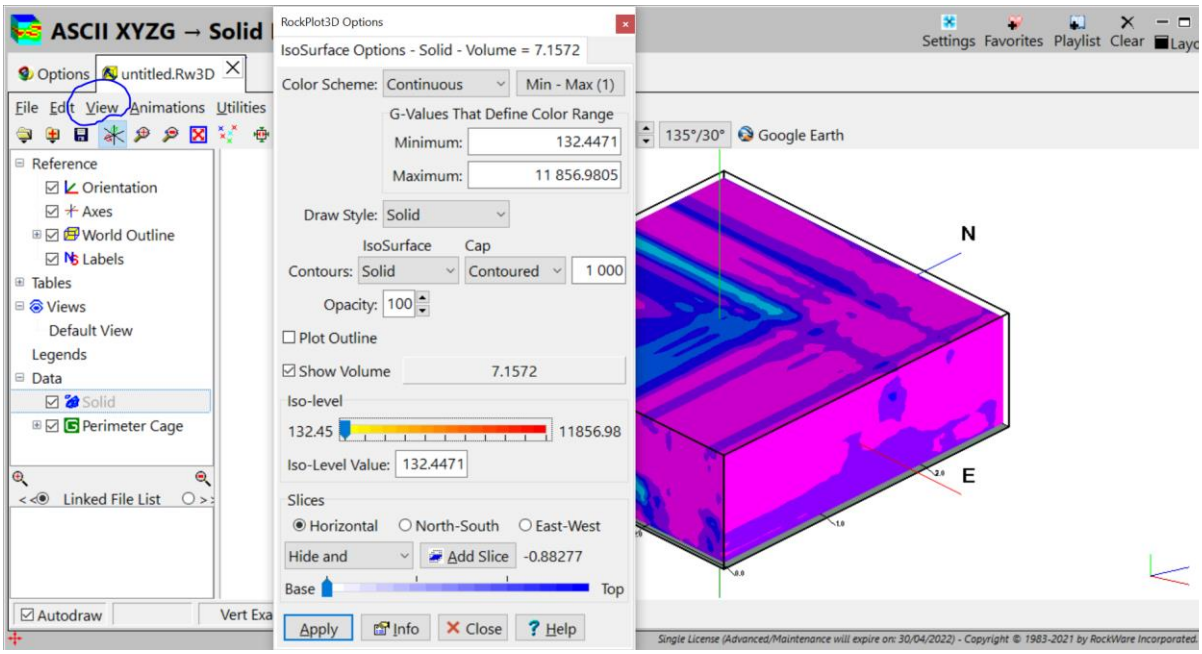


Figure IX.13 : Capture d'écran du solide créé et des paramètres graphiques à modifier sur RockWorks.

En cliquant sur l'onglet *View* en haut à gauche (entouré sur la Figure 14), il est également possible de modifier la vision du solide selon un axe, un plan, etc, puis de l'enregistrer en cliquant à nouveau sur *Solid* → *Horizontal* → *Add Slice* → *Apply*.

Pour exporter les données, aller dans *File* → *Save As…* OU *File* → *Export*.

Annexe 24

Tableau IX.12 : Vitesse ainsi que profondeur et largeur du front d'infiltration obtenus à deux temps fixés (100 et 1000 min) pour le petit et le grand infiltromètre, selon les différentes valeurs de α et K_s du macropore testées.

Petit infiltromètre	**K_s=0.0173 cm/min**		**α (cm^{-1})**	**0.15**	**0.35**	**0.75**	**1.5**	**3**	**6**	**15**
		100 min	**Vitesse (cm/min)**	0.08	0.074	0.072	0.071	0.069	0.068	0.067
			Prof (cm)	19	19.5	20	20	20.5	20.5	20.5
			Largeur front infiltration (cm)	19.5	19	18.5	18	17.5	17.5	17.5
		1000 min	**Vitesse (cm/min)**	0.077	0.073	0.071	0.069	0.068	0.067	0.067
			Prof (cm)	56.5	67	76.5	83.5	88.5	92.5	96
			Largeur front infiltration (cm)	33	31	30	29	28.5	28	27.5
	α =0.036 cm^{-1}		**K_s (cm/min)**	**0.3**	**0.5**	**0.75**	**1**	**2**	**4**	
		100 min	**Vitesse (cm/min)**	0.128	0.135	0.14	0.144	0.152	0.16	
			Prof (cm)	29.5	32	>100	>100	>100	>100	
			Largeur front infiltration (cm)	20.5	20	19.5	19.5	18.5	17.5	
		1000 min	**Vitesse (cm/min)**	0.124	0.128	0.134	0.138	0.157	0.175	
			Prof (cm)	83	100	>100	>100	>100	>100	
			Largeur front infiltration (cm)	32	30.5	28.5	27	23	18	
Grand infiltromètre	**K_s=0.0173 cm/min**		**α (cm^{-1})**	**0.15**	**0.35**	**0.75**	**1.5**	**3**	**6**	**15**
		100 min	**Vitesse (cm/min)**	0.085	0.085	0.085	0.085	0.085	0.085	0.085
			Prof (cm)	21.5	21.5	21.5	22	21.5	21.5	21.5
			Largeur front infiltration (cm)	36.5	36.5	36.5	36.5	36.5	36.5	36.5
		1000 min	**Vitesse (cm/min)**	0.076	0.076	0.076	0.076	0.076	0.076	0.076
			Prof (cm)	75	80.5	86	90.5	93.5	97	99
			Largeur front infiltration (cm)	54.5	54	53.5	54	54	54	54
	α =0.036 cm^{-1}		**K_s (cm/min)**	**0.3**	**0.5**	**0.75**	**1**	**2**	**4**	
		100 min	**Vitesse (cm/min)**	0.401	0.644	0.94	1.227	2.37	4.574	
			Prof (cm)	50.5	68	>100	>100	>100	>100	
			Largeur front infiltration (cm)	37	37	37	37	37	37	
		1000 min	**Vitesse (cm/min)**	0.377	0.61	0.896	1.176	2.273	4.574	
			Prof (cm)	>100	>100	>100	>100	>100	>100	
			Largeur front infiltration (cm)	49.5	55	55	55	55.5	37	

Annexe 25

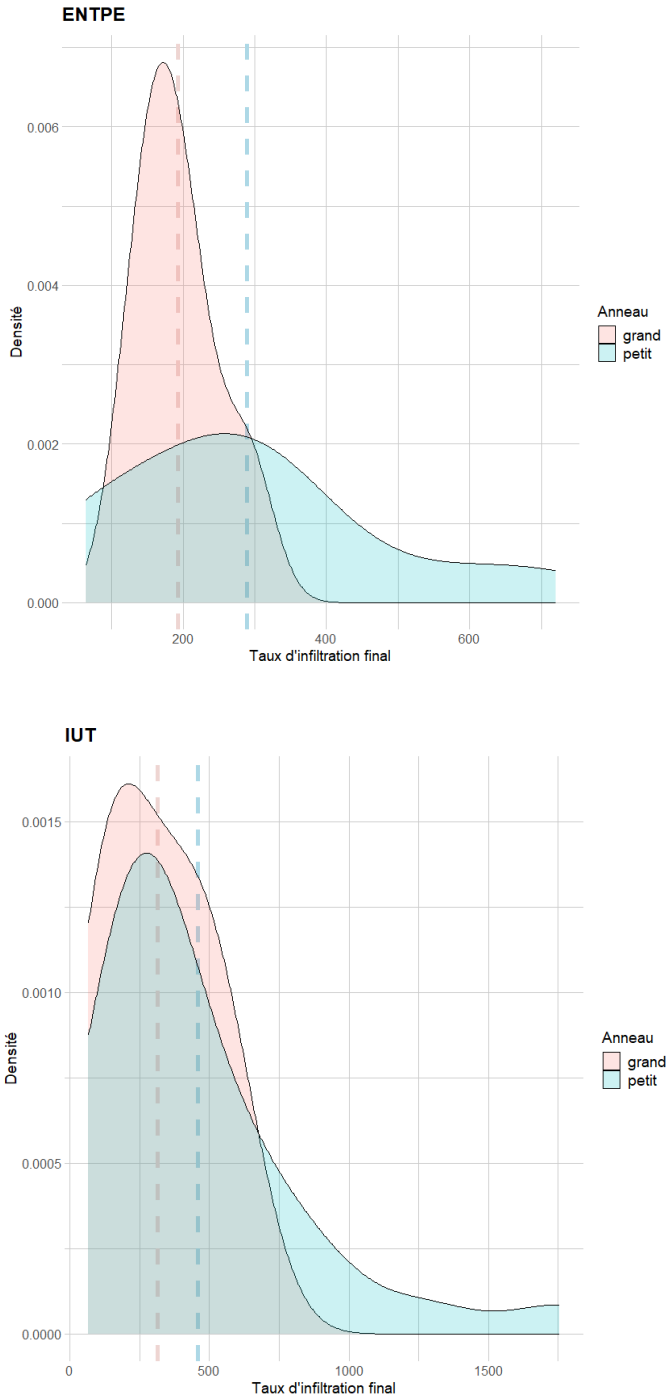


Figure IX.14 : Distribution des taux d'infiltration finaux pour le site de l'ENTPE (haut) et pour le site de l'IUT (bas). Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau).

Annexe 26

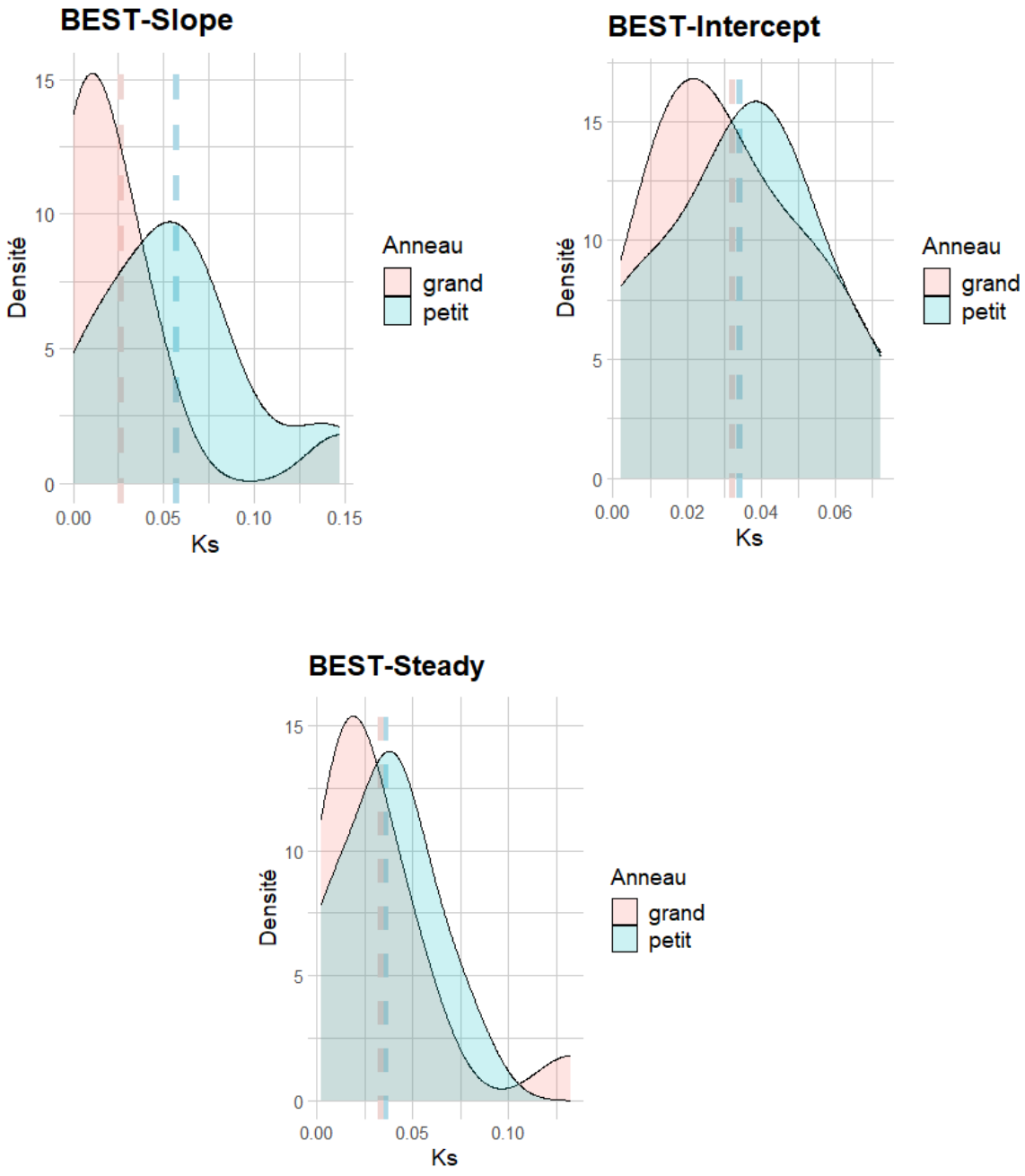


Figure IX.15 : Distribution des conductivités hydraulique à saturation obtenues par les trois méthodes BEST : Slope (gauche), Intercept (droite) et Steady (bas). Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau).

Annexe 27

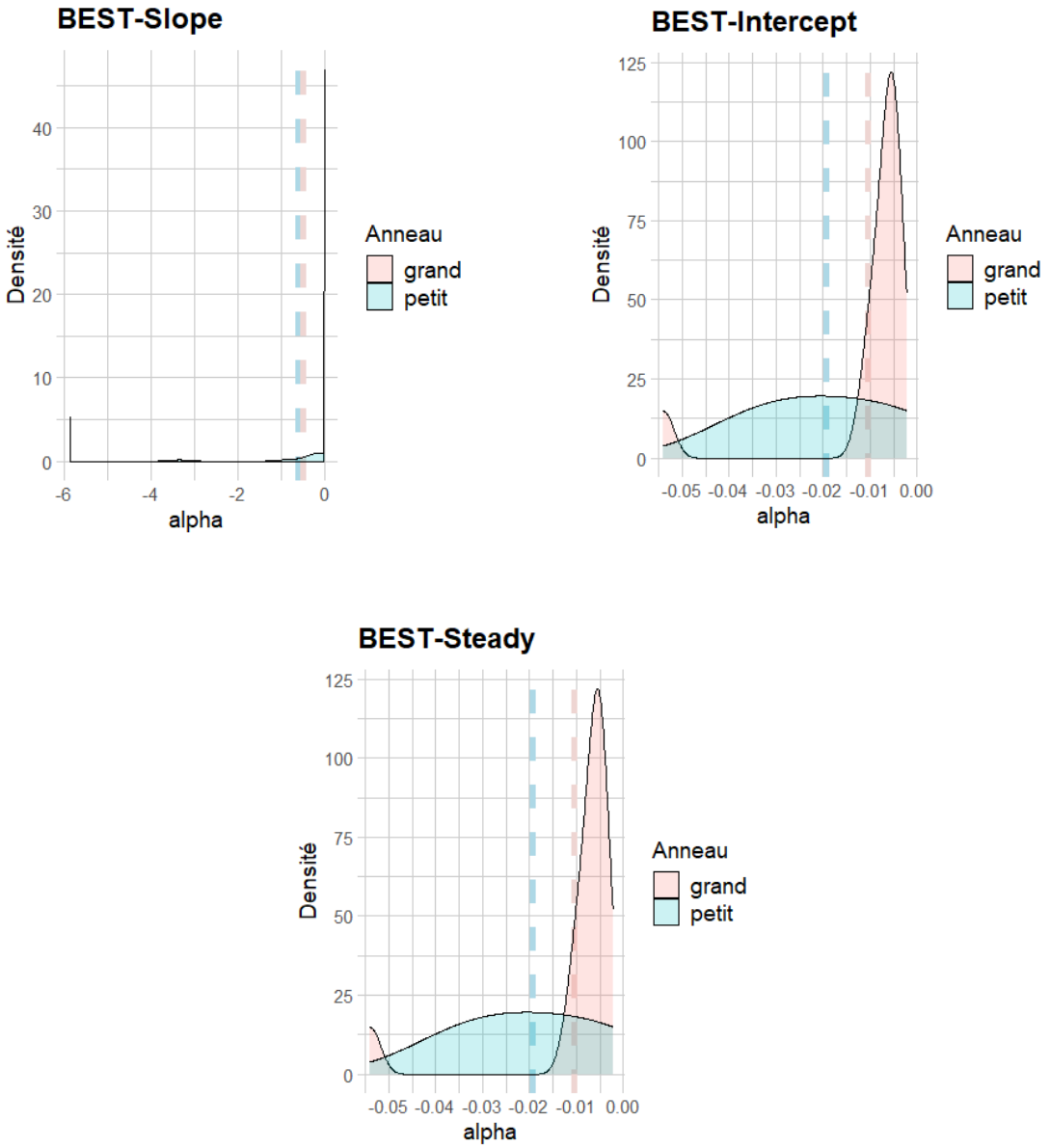


Figure IX.16 : Distribution des valeurs des paramètres alpha (mm^{-1}) obtenues par les trois méthodes BEST : Slope (gauche), Intercept (droit) et Steady (bas). Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau).

Annexe 28

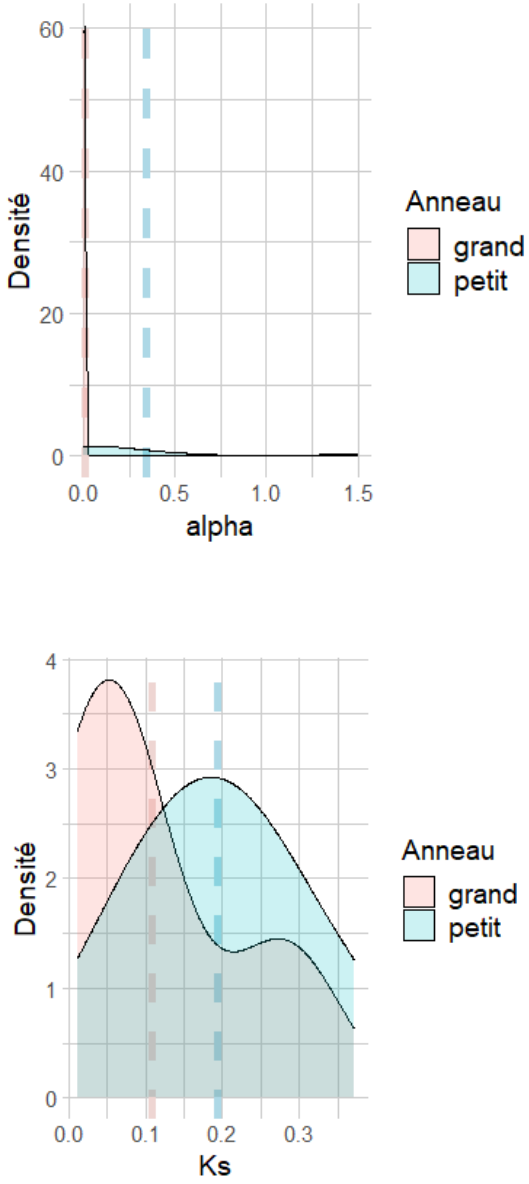
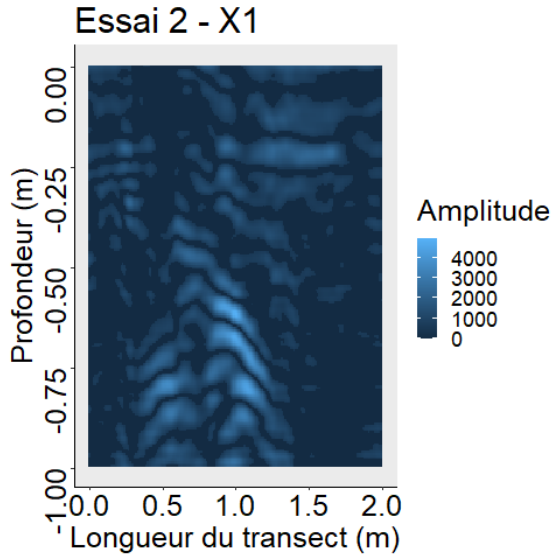
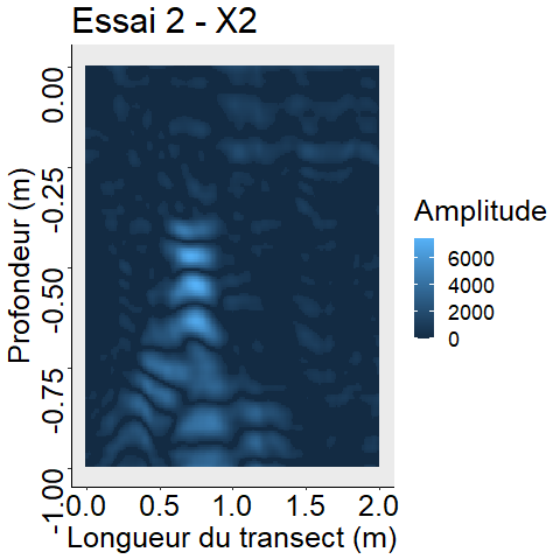
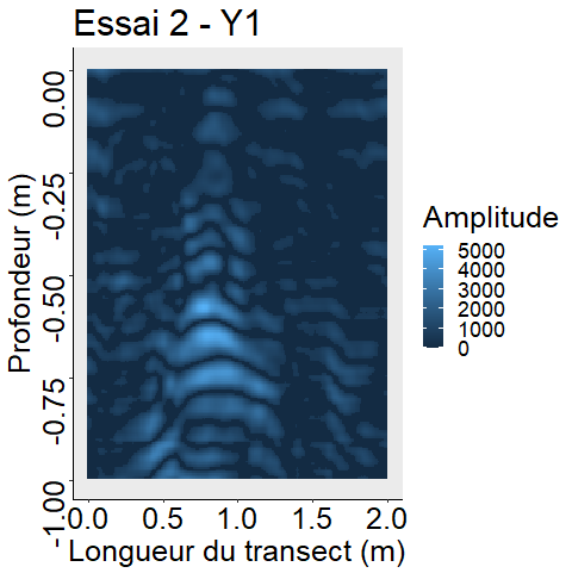


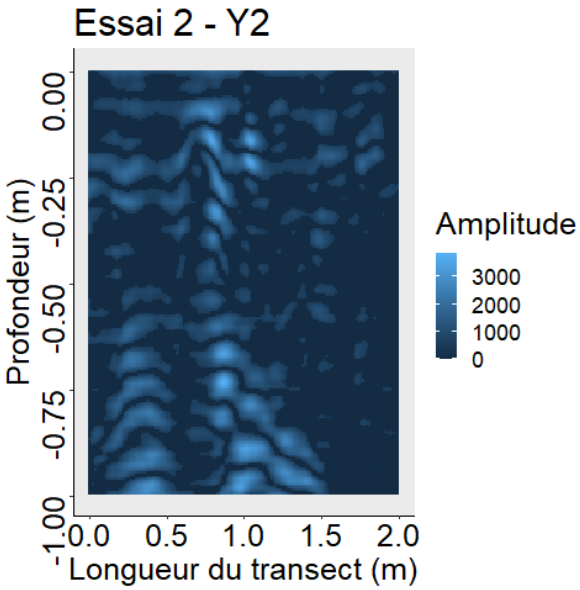
Figure IX.17 : Distribution des valeurs de alpha (cm^{-1}) (haut) et Ks (cm/min) obtenues par inversion sur Hydrus. Les courbes roses correspondent aux essais grand anneau, les courbes bleues aux essais petit anneau. Les lignes sont positionnées au niveau des moyennes (en rose pour les essais grand anneau, en bleu pour les essais petit anneau).

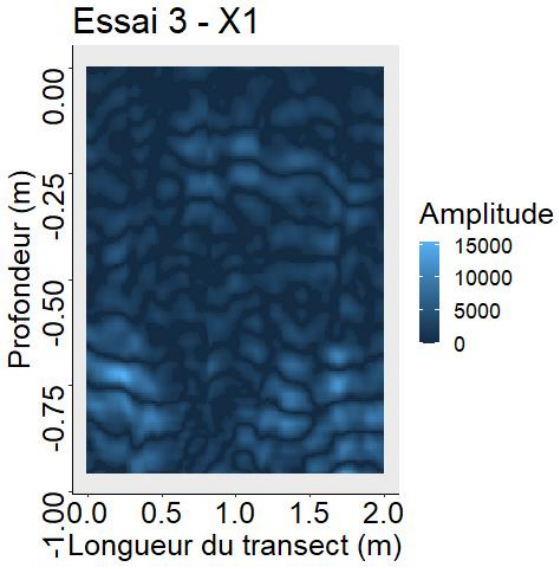
Annexe 29

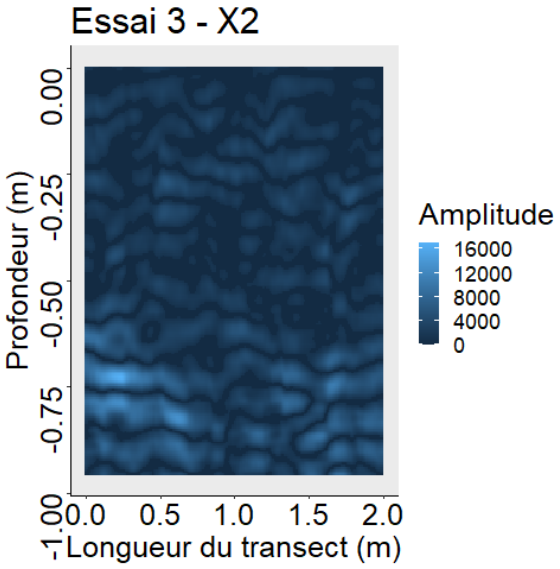

Essai 2 - X1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
4000
3000
2000
1000
0

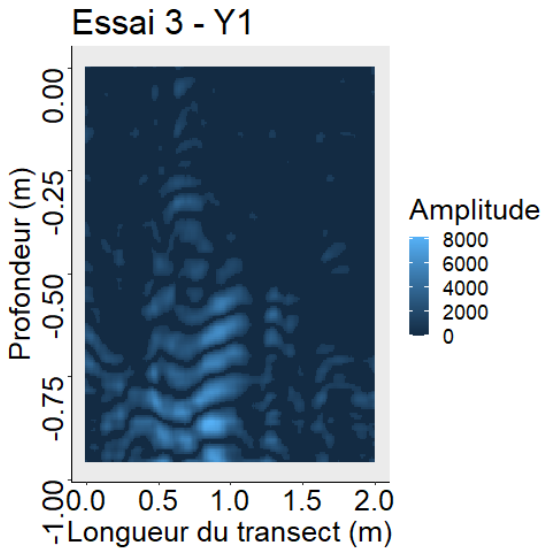

Essai 2 - X2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
6000
4000
2000
0

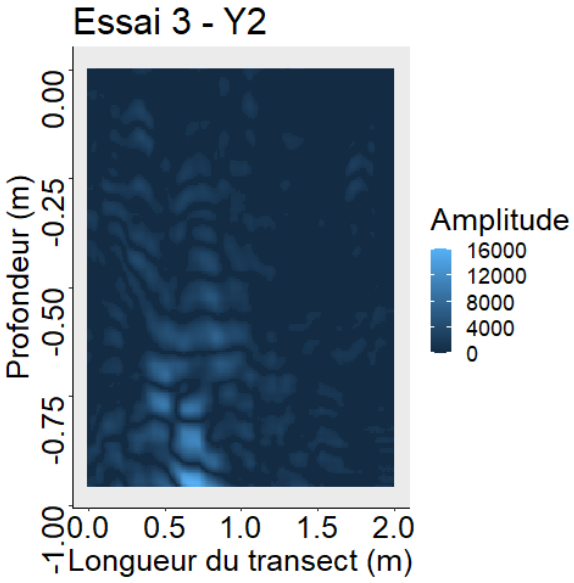

Essai 2 - Y1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
5000
4000
3000
2000
1000
0

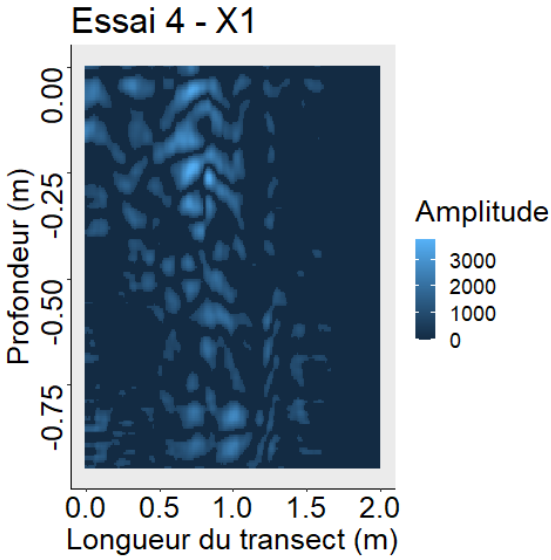

Essai 2 - Y2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
3000
2000
1000
0

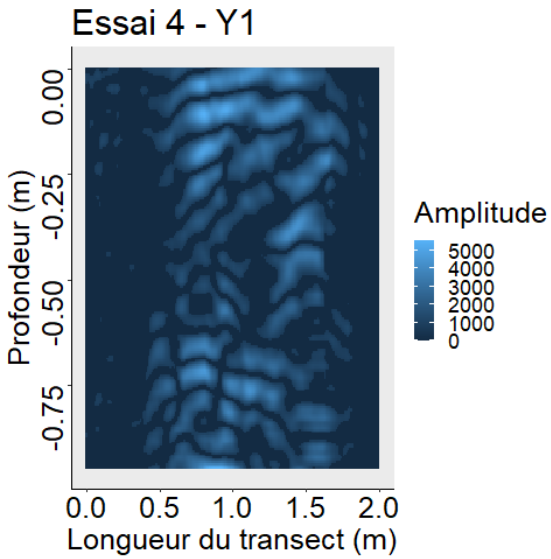

Essai 3 - X1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
15000
10000
5000
0

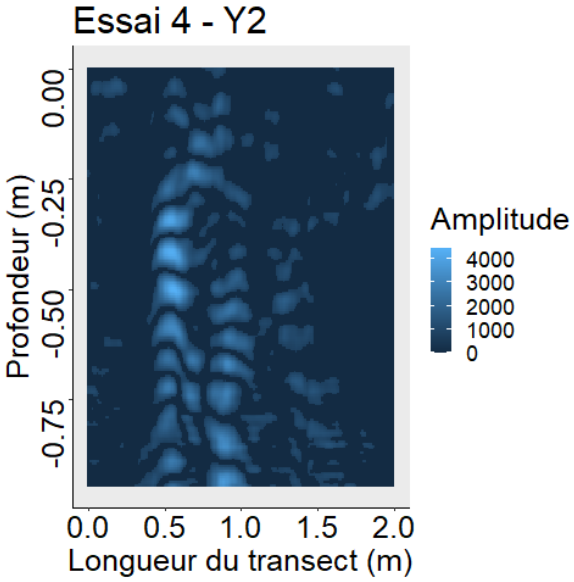

Essai 3 - X2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
16000
12000
8000
4000
0

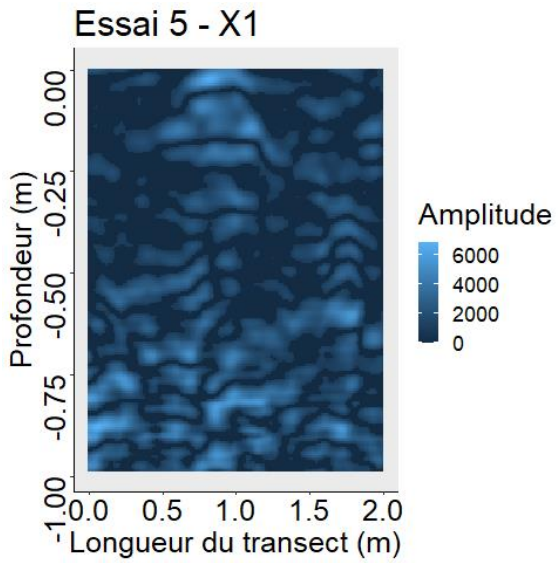

Essai 3 - Y1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
8000
6000
4000
2000
0

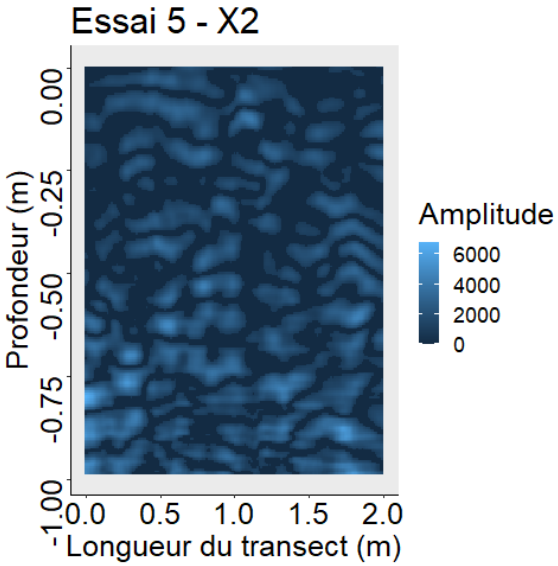

Essai 3 - Y2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
16000
12000
8000
4000
0

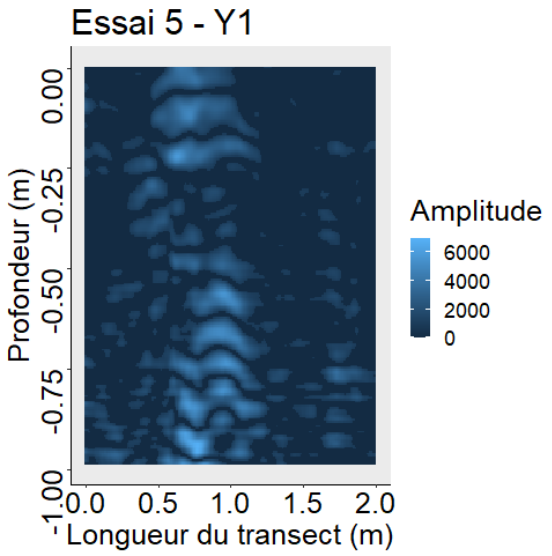

Essai 4 - X1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
3000
2000
1000
0

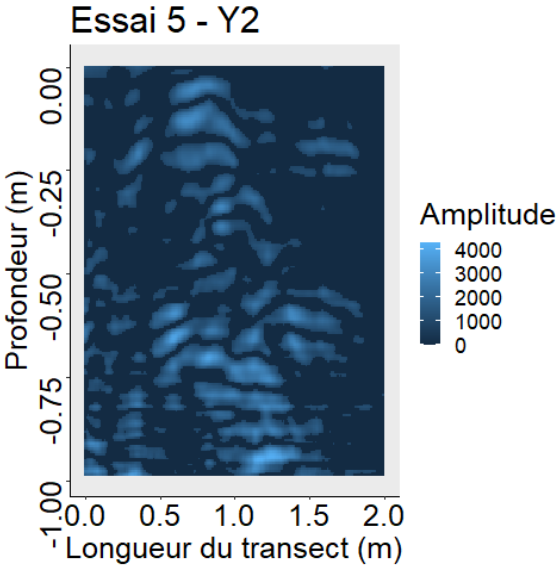

Essai 4 - Y1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
5000
4000
3000
2000
1000
0

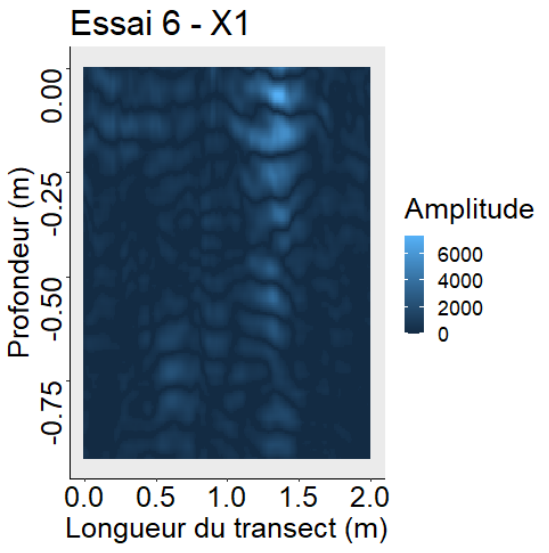

Essai 4 - Y2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
4000
3000
2000
1000
0

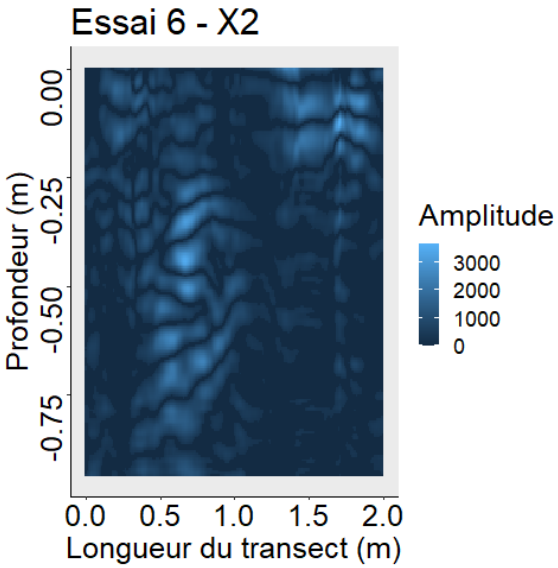

Essai 5 - X1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
6000
4000
2000
0


Essai 5 - X2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
6000
4000
2000
0


Essai 5 - Y1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
6000
4000
2000
0


Essai 5 - Y2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
-1.00
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
4000
3000
2000
1000
0


Essai 6 - X1
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
6000
4000
2000
0


Essai 6 - X2
Profondeur (m)
0.00
-0.25
-0.50
-0.75
0.0 0.5 1.0 1.5 2.0
Longueur du transect (m)
Amplitude
3000
2000
1000
0

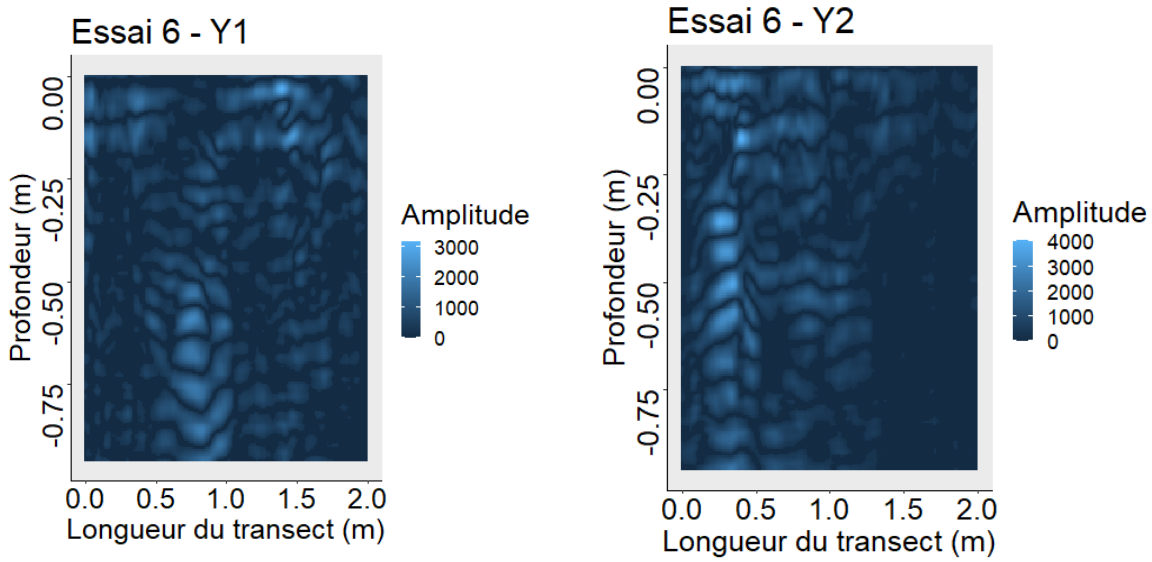


Figure IX.18 : Visualisations des radargrammes différenciés des essais 1 à 6 entre sol sec et sol avant injection de nano-traceurs (|DRY-MID|).

Annexe 30

Choix de déplacement de la fenêtre pour la méthode de similarité de structure

La méthode de similarité de structure consiste à appliquer dans une fenêtre choisie (nombre de colonnes et nombre de lignes choisies), sur un des deux radargrammes à comparer, la fonction permettant le calcul de la similarité (II.50). Pour des raisons de temps de calcul, le choix a été fait d'utiliser uniquement une fenêtre mobile toujours entière (Figure IX.19.A, B et C). Autrement dit, la fenêtre ne peut pas avoir un centre placé sur un bord du tableau (Figure IX.19.D), car une partie de cette fenêtre ne serait pas remplie. Si on choisit une fenêtre carrée de 2 valeurs de côté, la fenêtre aura toujours 4 valeurs à prendre en compte.

L'exemple donné dans la Figure IX.19 correspond au paramètre w=1 sur R. La fenêtre fait alors w*2+1=3 cases de côté.

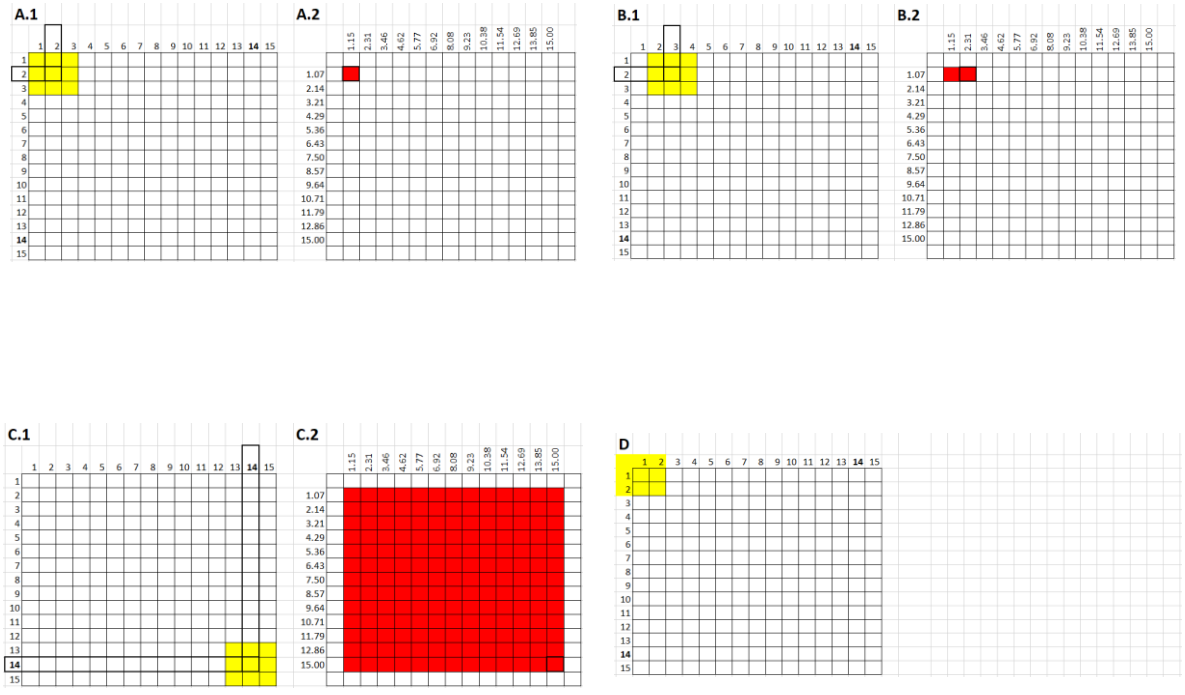


Figure IX.19 : Schémas explicatifs de l'application de la fonction similarité via une fenêtre. Les schémas A, B et C montrent la sélection des données par la fenêtre jaune dans les schémas 1 (à gauche), et le résultat en rouge donné dans les schémas 2 (à droite). Le schéma A est la première étape, le schéma B la deuxième, et le schéma C la dernière. Le schéma D correspond à ce qui n'est pas réalisé (une fenêtre dont certaines cases sont hors du tableau).

Validation des codes R

Pour valider les codes R permettant la mise en place des deux méthodes de traitement des radargrammes, des « radargrammes tests » (tableaux de valeurs) sont créés afin de connaître précisément les valeurs et d'être en mesure de prévoir la réponse. Pour cela, on créé un tableau de valeurs initiales et on le modifie légèrement pour créer le radargramme final. Les tableaux sont disponibles Annexe 31. Le radargramme test initial est composé de 21 colonnes (numérotées de 0 à 20) et de 15 lignes (numérotées de 1 à 15) (Figure IX.20.A). Chaque colonne i (allant de 0 à 20) est constituée uniquement des valeurs i+1. Le radargramme test final est identique, sauf pour les 3 premières lignes des colonnes 5 à 12 pour lesquelles les valeurs sont : -15 (colonne 5) ; -16 (colonne 6) ; -7 (colonne 7) ; -8 (colonne 8) ; -9 (colonne 9) ; -100 (colonne 10) ; -110 (colonne 11) ; -120 (colonne 12) (Figure IX.20.B).

On applique à ces deux radargrammes les méthodes de similarité et de différence (voir partie III.6.2) et on trace les graphiques des résultats pour comparaison.

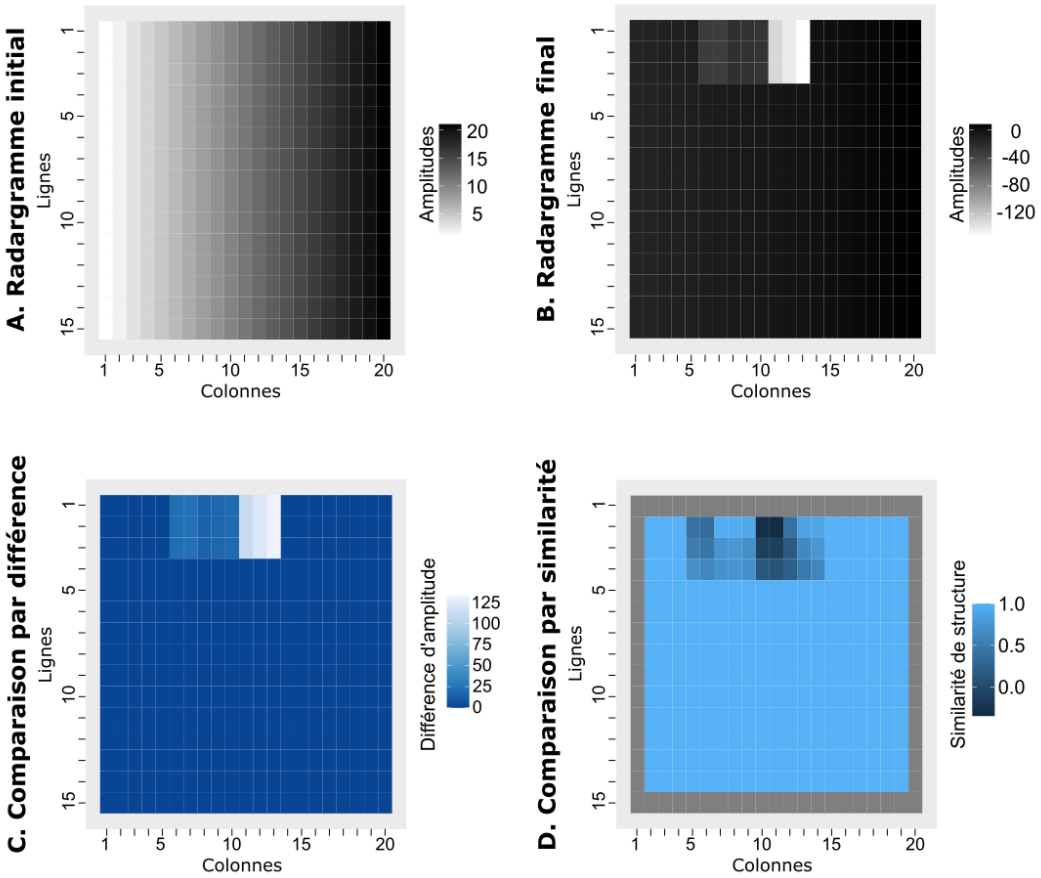


Figure IX.20 : Radargrammes A) initial, B) final, C) de comparaison par différence (méthode de (Di Prima et al., 2020)) et D) de comparaison par similarité (méthode de Allroggen and Tronicke (2015)).

Pour la méthode de similarité structurelle (Figure IX.20.D), plus le bleu est clair, plus les deux radargrammes comparés sont proches. Les parties bleues les plus sombres sont les parties les plus différentes du transect, correspondant ainsi à la position de l'eau.

Les deux radargrammes résultats (Figure IX.20.C et D) donnent des résultats cohérents et assez proches : seule la partie haute et centrale est modifiée entre les radargrammes initiaux et finaux. La plus grande différence devrait apparaître entre la colonne 12 et la colonne 13 (passage de -120 à 14 sur les trois premières lignes), et les différences sont de plus en plus grandes en s'approchant de la colonne 12. Cela est bien retransmis avec la méthode de la différence, mais apparaît plus contrasté avec la méthode de similarité de structure. Cependant, le passage brutal à -100 (-9 avant, donc grande différence subitement) est bien retransmis par la méthode de similarité.

Le résultat obtenu pour la deuxième méthode est cohérent avec l'application d'une fenêtre. En plaçant la fenêtre d'application au centre des valeurs modifiées entre radargrammes initial et final, toutes les valeurs ont été modifiées par rapport au radargramme initial (Figure IX.21.B), donc la similarité est bien moindre que lorsque la fenêtre est centrée sur le bord des valeurs modifiées (Figure IX.21.C).

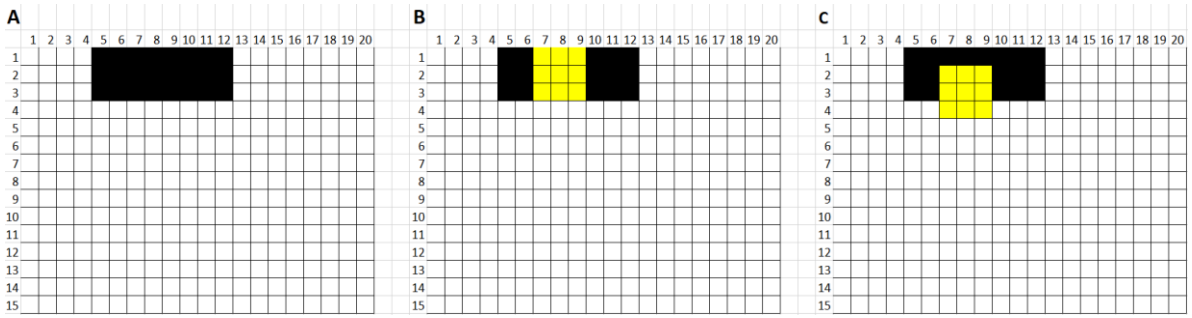


Figure IX.21 : Schémas explicatifs des résultats de la méthode par similarité de structure. Chaque schéma représente le radargramme analysé (final). Les cases en noir (A) représentent les valeurs modifiées entre radargramme initial et radargramme final. Les cases en jaune représentent la fenêtre d'application de la fonction similarité, au centre des données modifiées (B) ou au bord (C).

Ainsi, avec les radargrammes créés dans ce cas, les deux méthodes semblent cohérentes, mais la méthode de la différence semble plus précise. Les codes R sont validés.

Etude de la sensibilité aux paramètres des méthodes de comparaison des radargrammes

Après avoir validé le script R permettant la mise en place des deux méthodes de comparaison, il est possible d'étudier la sensibilité aux différents paramètres en jeu dans ces méthodes.

Similarité de structure

Paramètre w (fenêtre)

Le paramètre w contrôle la taille de la fenêtre (fenêtre carrée de côté 2w+1). Plusieurs valeurs sont testées sur plusieurs essais. Un exemple est donné en Figure IX.22 avec quatre valeurs de w testées.

On observe que les informations sont quasiment identiques pour toutes les valeurs de w. En augmentant w, on augmente le « flou » de la visualisation, ce qui est peu visible sur cet exemple. Beaucoup de données sont néanmoins perdues en augmentant le paramètre. On s'attendait à une différence beaucoup plus marquée avec l'augmentation. Finalement, la valeur de w choisie pour réaliser les tests est donc 10, pour perdre le moins de données possibles, tout en limitant le temps de calcul et en améliorant légèrement la précision de la visualisation.

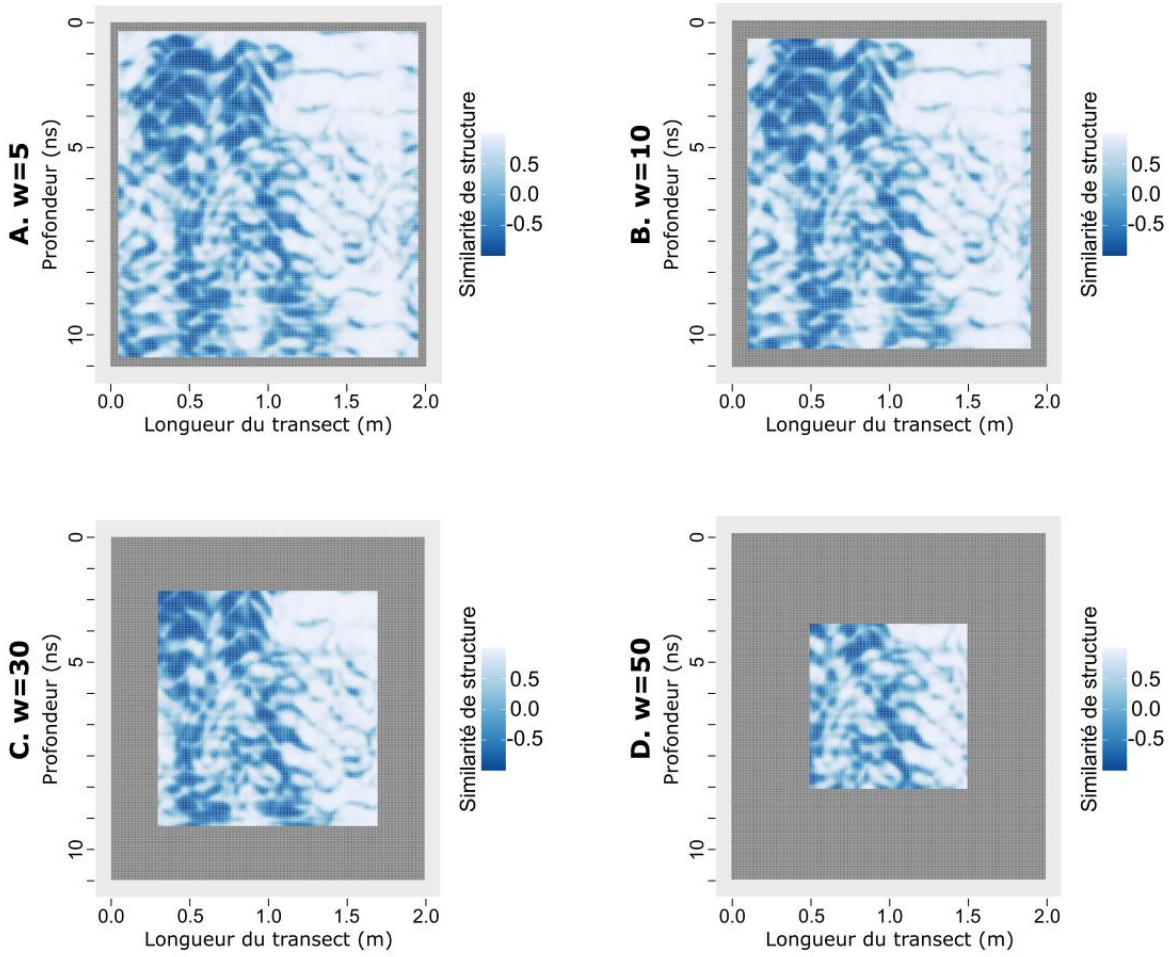


Figure IX.22 : Tests de sensibilité au paramètre w (taille de la fenêtre) pour l'application de la fonction de similarité avec A) w=5, B) w=10, C) w=30 et D) w=50. Plus la couleur est claire, plus les deux radargrammes sont similaires.

Absence du filtre gaussien

Un filtre de Gauss est appliqué dans le code R originel lors du passage de la fenêtre comme fonction de lissage. La suppression de ce filtre est testée, en attribuant la valeur « FALSE » au paramètre gFIL. Un exemple est donné en Figure IX.23. On observe que la suppression du filtre entraine un « flou » dans la visualisation important. Les différences sont moins marquées entre chaque point lorsque le filtre n'est pas activé (confirmé par l'étude des tableaux de résultats). Pour être plus précis et mieux suivre la méthodologie développée par Allroggen and Tronicke (2015), il est donc préférable de garder le filtre gaussien.

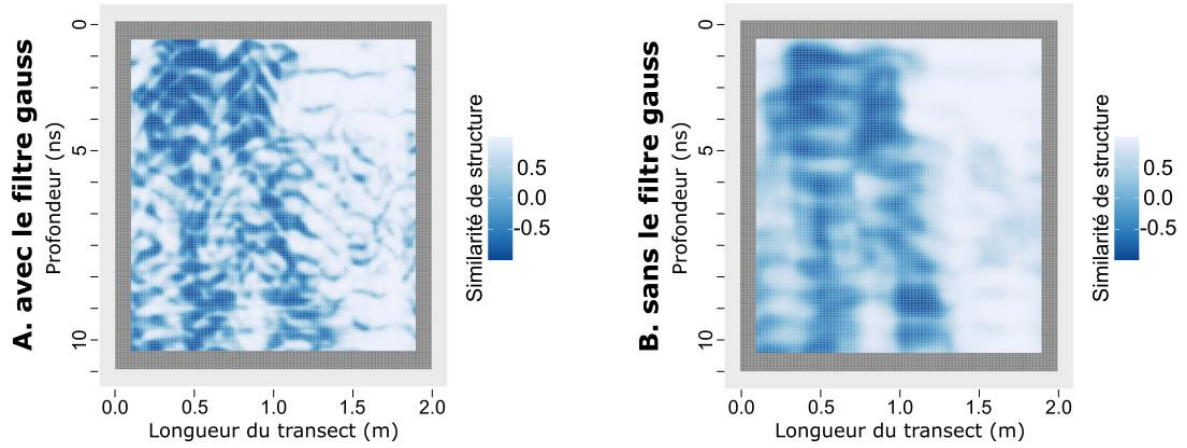


Figure IX.23 : Tests de sensibilité A) avec ou B) sans le paramètre gFIL. Plus la couleur est claire, plus les deux radargrammes sont similaires.

Paramètre sigma (filtre gauss)

Le paramètre sigma est l'écart-type utilisé pour l'application de la fonction similarité. La valeur par défaut utilisée par Allroggen and Tronicke (2015) est 1,5. Plusieurs valeurs ont été testées pour étudier l'impact de ce facteur, et un exemple est donné en Figure IX.24 avec sigma=1, et sigma=3. De la même manière qu'avec la suppression du filtre gauss, l'augmentation de la valeur de sigma amène un « floutage » des valeurs, et inversement. On conserve également la valeur par défaut 1,5 pour nos essais.

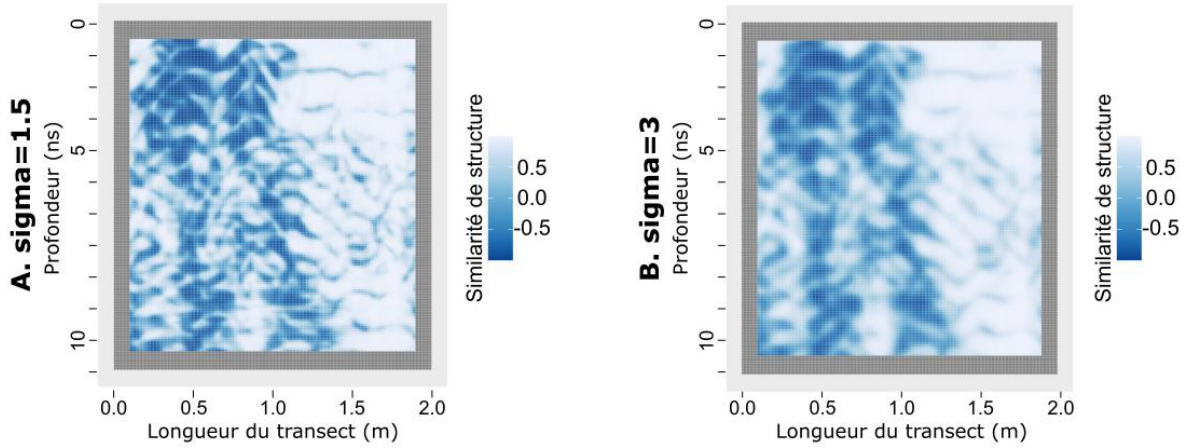


Figure IX.24 : Tests de sensibilité au paramètre sigma avec les valeurs A) 1,5 et B) 3. Plus la couleur est claire, plus les deux radargrammes sont similaires.

Méthode par différenciation : valeur du seuil

La valeur du seuil est choisie comme 1,5 fois l'écart-type par Di Prima et al. (2020), et comme 2 fois l'écart-type par (Guo et al., 2014). Une valeur de seuil moins restrictive a été choisie par Di Prima et al. (2020) pour permettre d'observer plus que les écoulements préférentiels uniquement. On observe qu'un facteur plus faible (Figure IX.25.B) donne des résultats très peu lisibles. Les facteurs 1,5 et 2 sont visuellement assez proches, et permettent de distinguer des motifs et des variations de couleur plus nettes. Un facteur plus grand (Figure IX.25.E) semble faire perdre des informations. Pour coller à la méthodologie proposée par Di Prima et al. (2020), nous conserverons le facteur 1,5.

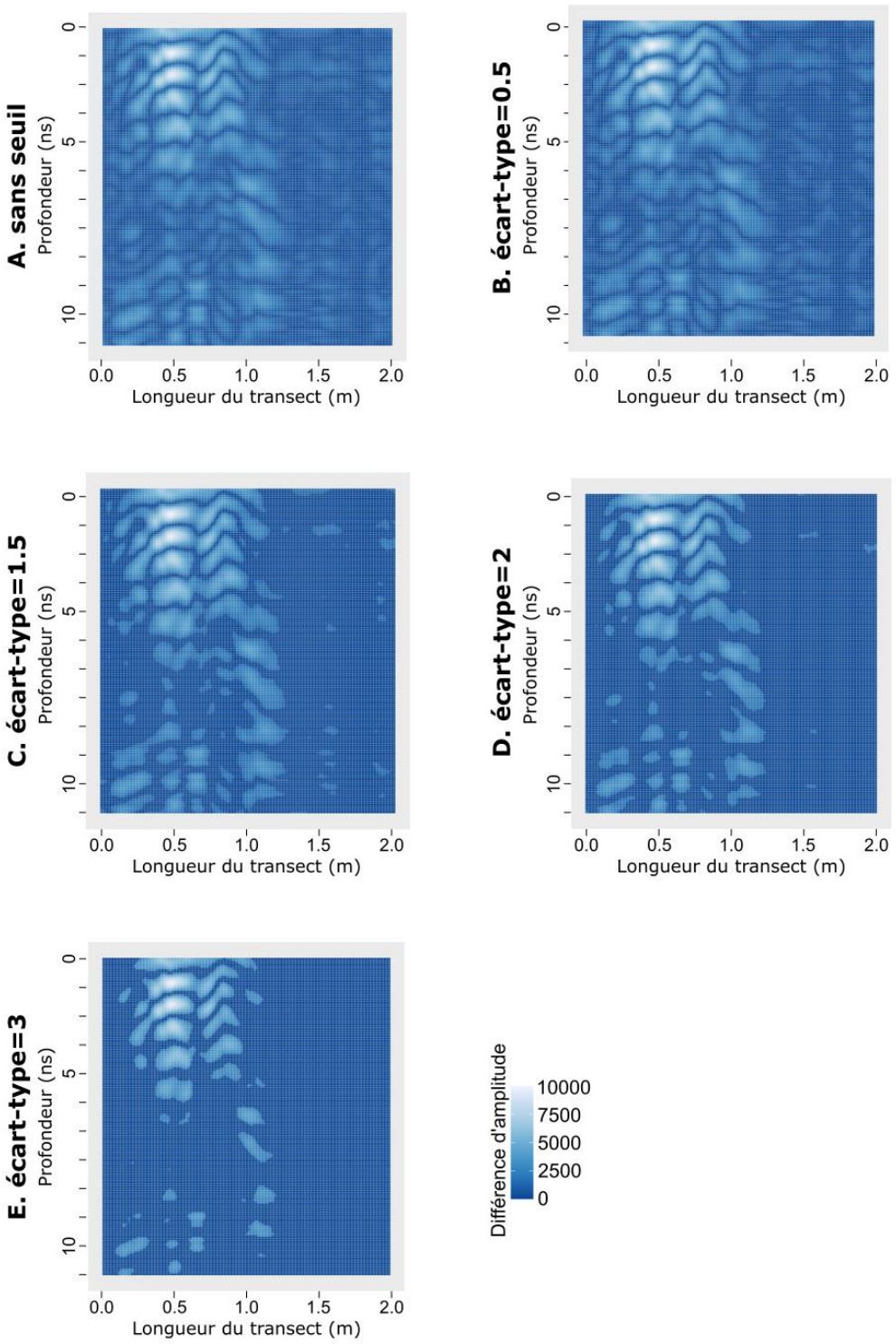


Figure IX.25 : Tests de sensibilité au seuil, avec des facteurs multiplicatifs de l'écart-type valant B) 0,5 ; C) 1,5 ; D) 2 et E) 3. Le premier schéma représente le radargramme résultat sans seuil. Contrairement aux comparaisons de radargrammes par similarité, plus les valeurs sont foncées, plus la différence d'amplitude est faible.

Comparaison des deux méthodes de traitement de radargrammes

Les résultats des deux méthodes de traitement sont comparés afin de vérifier que les deux méthodes s'accordent, et afin d'évaluer si l'une des méthodes pourrait être plus précise et/ou plus facile d'utilisation ou d'interprétation que l'autre. Cela peut être fait en comparant visuellement les deux méthodes avec les paramètres choisis pour chaque essai. Un exemple est donné en Figure IX.26.

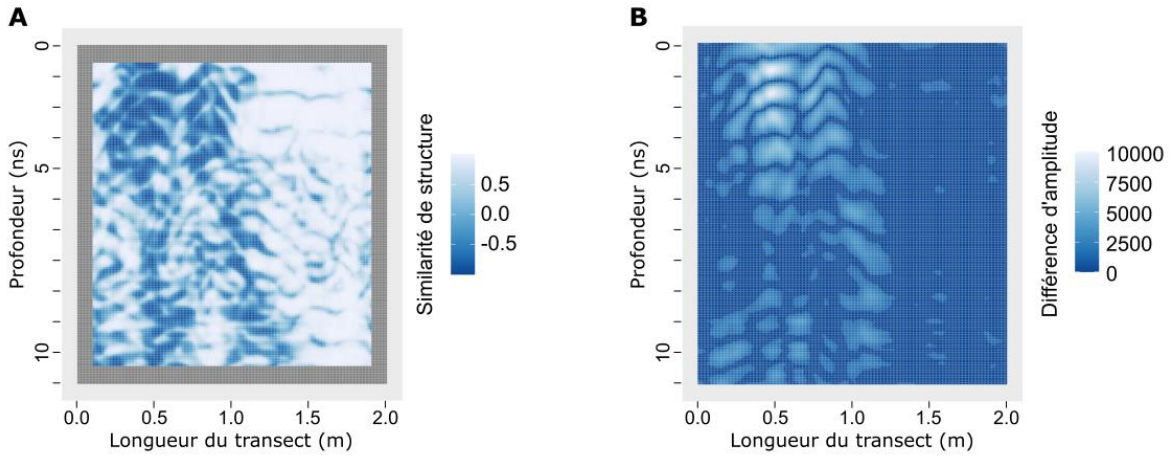


Figure IX.26 : Résultats (radargrammes) obtenus pour le même essai, en suivant le même transect, avec les deux méthodes présentées : A) similarité de structure et B) différenciation et seuillage. Les axes sont identiques.

Le résultat par la similarité de structure est donné sur le graphique A, le résultat par différenciation et seuillage sur le graphique B. La similarité la plus faible apparaît à gauche en bleu foncé, tandis que la différence la plus grande apparaît à droite en blanc. Les formes obtenues sont similaires : un motif se dessine en haut à gauche de chaque radargramme, avec les similarités les plus faibles et les différences les plus fortes. En dessous, l'écoulement semble également présent. Sur la deuxième moitié du transect (axe des abscisses), la différence d'amplitude laisse moins de doute sur l'absence d'eau qu'avec la méthode de similarité de structure où des formes colorées apparaissent plus nombreuses et plus réparties sur toute la surface étudiée. La méthode par différence semble plus facile à interpréter que l'autre pour tous les essais et transects testés car les zones où l'eau est présente sont plus distinctes du reste du radargramme. De plus, cette méthode permet de mieux séparer les informations par ajout du seuil et ne perd pas de données.

Un seuil peut être ajouté aux représentations de la similarité de structure, pour supprimer les données trop similaires, et déterminer une limite à partir de laquelle les deux méthodes donnent des résultats visuels proches. Des exemples sont donnés en Figure IX.27. En comparant avec le graphique obtenu par différence de la figure suivante, on constate que les seuils entre 0,5 et 0,25 donnent des résultats visuels plus proches que la version sans seuil.

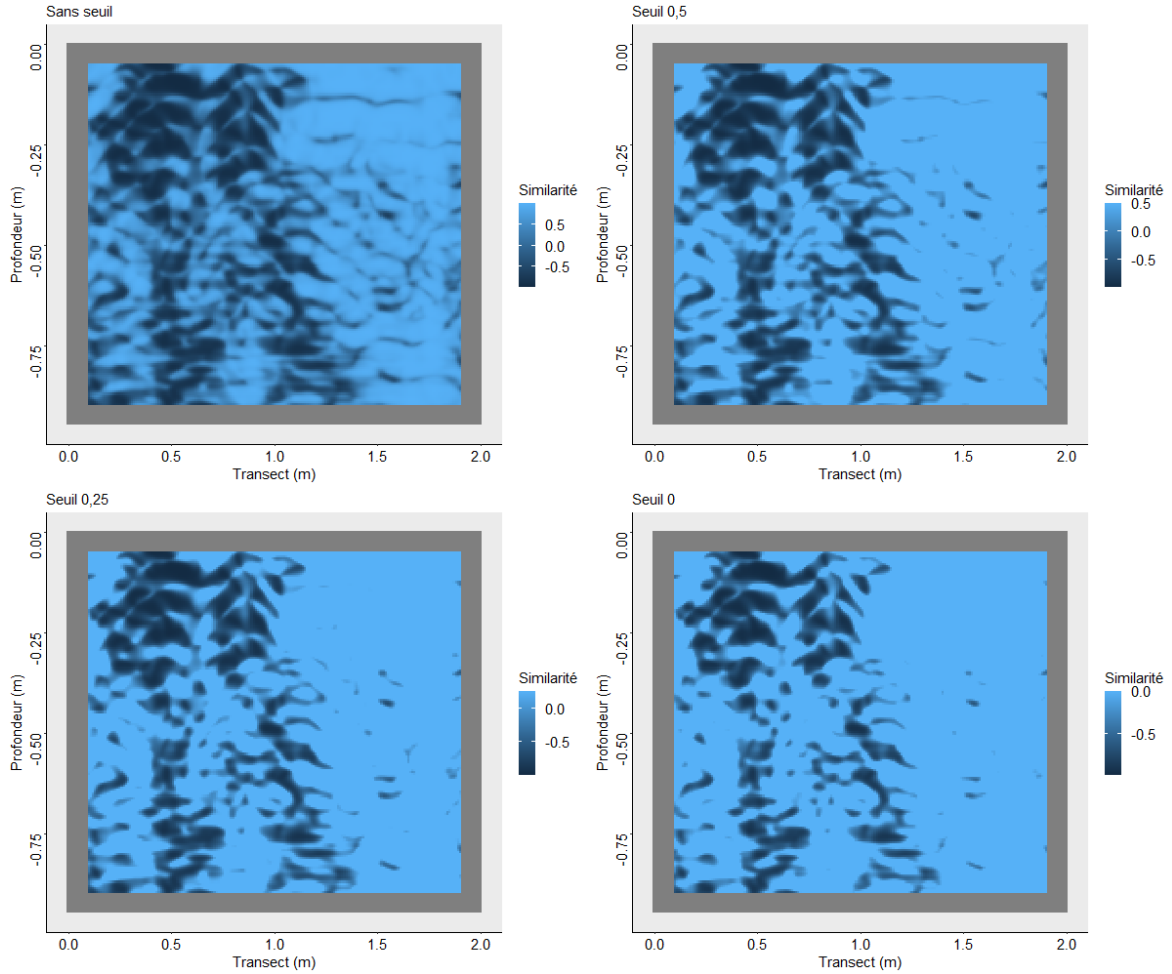


Figure IX.27 : Représentations d'un transect comparé par similarité de structure A) classique, ou avec application de seuils de similarité de valeurs B) 0,5 ; C) 0,25 et D) 0.

Annexe 31

Tableau IX.13 : Valeurs du faux radargramme initial.

0	0	1	1
0	0	2	1
0	0	3	1
0	0	4	1
0	0	5	1
0	0	6	1
0	0	7	1
0	0	8	1
0	0	9	1
0	0	10	1
0	0	11	1
0	0	12	1
0	0	13	1
0	0	14	1
0	0	15	1
1	0	1	2
1	0	2	2
1	0	3	2
1	0	4	2
1	0	5	2
1	0	6	2
1	0	7	2
1	0	8	2
1	0	9	2
1	0	10	2
1	0	11	2
1	0	12	2
1	0	13	2
1	0	14	2
1	0	15	2
2	0	1	3
2	0	2	3
2	0	3	3
2	0	4	3
2	0	5	3
2	0	6	3
2	0	7	3
2	0	8	3
2	0	9	3
2	0	10	3
2	0	11	3
2	0	12	3
2	0	13	3
2	0	14	3
2	0	15	3
3	0	1	4
3	0	2	4
3	0	3	4
3	0	4	4
3	0	5	4
3	0	6	4
3	0	7	4
3	0	8	4

3	0	9	4
3	0	10	4
3	0	11	4
3	0	12	4
3	0	13	4
3	0	14	4
3	0	15	4
4	0	1	5
4	0	2	5
4	0	3	5
4	0	4	5
4	0	5	5
4	0	6	5
4	0	7	5
4	0	8	5
4	0	9	5
4	0	10	5
4	0	11	5
4	0	12	5
4	0	13	5
4	0	14	5
4	0	15	5
5	0	1	6
5	0	2	6
5	0	3	6
5	0	4	6
5	0	5	6
5	0	6	6
5	0	7	6
5	0	8	6
5	0	9	6
5	0	10	6
5	0	11	6
5	0	12	6
5	0	13	6
5	0	14	6
5	0	15	6
6	0	1	7
6	0	2	7
6	0	3	7
6	0	4	7
6	0	5	7
6	0	6	7
6	0	7	7
6	0	8	7
6	0	9	7
6	0	10	7
6	0	11	7
6	0	12	7
6	0	13	7
6	0	14	7
6	0	15	7
7	0	1	8
7	0	2	8
7	0	3	8
7	0	4	8
7	0	5	8
7	0	6	8
7	0	7	8

7	0	8	8
7	0	9	8
7	0	10	8
7	0	11	8
7	0	12	8
7	0	13	8
7	0	14	8
7	0	15	8
8	0	1	9
8	0	2	9
8	0	3	9
8	0	4	9
8	0	5	9
8	0	6	9
8	0	7	9
8	0	8	9
8	0	9	9
8	0	10	9
8	0	11	9
8	0	12	9
8	0	13	9
8	0	14	9
8	0	15	9
9	0	1	10
9	0	2	10
9	0	3	10
9	0	4	10
9	0	5	10
9	0	6	10
9	0	7	10
9	0	8	10
9	0	9	10
9	0	10	10
9	0	11	10
9	0	12	10
9	0	13	10
9	0	14	10
9	0	15	10
10	0	1	11
10	0	2	11
10	0	3	11
10	0	4	11
10	0	5	11
10	0	6	11
10	0	7	11
10	0	8	11
10	0	9	11
10	0	10	11
10	0	11	11
10	0	12	11
10	0	13	11
10	0	14	11
10	0	15	11
11	0	1	12
11	0	2	12
11	0	3	12
11	0	4	12
11	0	5	12
11	0	6	12

11	0	7	12
11	0	8	12
11	0	9	12
11	0	10	12
11	0	11	12
11	0	12	12
11	0	13	12
11	0	14	12
11	0	15	12
12	0	1	13
12	0	2	13
12	0	3	13
12	0	4	13
12	0	5	13
12	0	6	13
12	0	7	13
12	0	8	13
12	0	9	13
12	0	10	13
12	0	11	13
12	0	12	13
12	0	13	13
12	0	14	13
12	0	15	13
13	0	1	14
13	0	2	14
13	0	3	14
13	0	4	14
13	0	5	14
13	0	6	14
13	0	7	14
13	0	8	14
13	0	9	14
13	0	10	14
13	0	11	14
13	0	12	14
13	0	13	14
13	0	14	14
13	0	15	14
14	0	1	15
14	0	2	15
14	0	3	15
14	0	4	15
14	0	5	15
14	0	6	15
14	0	7	15
14	0	8	15
14	0	9	15
14	0	10	15
14	0	11	15
14	0	12	15
14	0	13	15
14	0	14	15
14	0	15	15
15	0	1	16
15	0	2	16
15	0	3	16
15	0	4	16
15	0	5	16

15	0	6	16
15	0	7	16
15	0	8	16
15	0	9	16
15	0	10	16
15	0	11	16
15	0	12	16
15	0	13	16
15	0	14	16
15	0	15	16
16	0	1	17
16	0	2	17
16	0	3	17
16	0	4	17
16	0	5	17
16	0	6	17
16	0	7	17
16	0	8	17
16	0	9	17
16	0	10	17
16	0	11	17
16	0	12	17
16	0	13	17
16	0	14	17
16	0	15	17
17	0	1	18
17	0	2	18
17	0	3	18
17	0	4	18
17	0	5	18
17	0	6	18
17	0	7	18
17	0	8	18
17	0	9	18
17	0	10	18
17	0	11	18
17	0	12	18
17	0	13	18
17	0	14	18
17	0	15	18
18	0	1	19
18	0	2	19
18	0	3	19
18	0	4	19
18	0	5	19
18	0	6	19
18	0	7	19
18	0	8	19
18	0	9	19
18	0	10	19
18	0	11	19
18	0	12	19
18	0	13	19
18	0	14	19
18	0	15	19
19	0	1	20
19	0	2	20
19	0	3	20
19	0	4	20

19	0	5	20
19	0	6	20
19	0	7	20
19	0	8	20
19	0	9	20
19	0	10	20
19	0	11	20
19	0	12	20
19	0	13	20
19	0	14	20
19	0	15	20
20	0	1	21
20	0	2	21
20	0	3	21
20	0	4	21
20	0	5	21
20	0	6	21
20	0	7	21
20	0	8	21
20	0	9	21
20	0	10	21
20	0	11	21
20	0	12	21
20	0	13	21
20	0	14	21
20	0	15	21

Tableau IX.14 : Valeurs du faux radargramme final.

0	0	1	1
0	0	2	1
0	0	3	1
0	0	4	1
0	0	5	1
0	0	6	1
0	0	7	1
0	0	8	1
0	0	9	1
0	0	10	1
0	0	11	1
0	0	12	1
0	0	13	1
0	0	14	1
0	0	15	1
1	0	1	2
1	0	2	2
1	0	3	2
1	0	4	2
1	0	5	2
1	0	6	2
1	0	7	2
1	0	8	2
1	0	9	2
1	0	10	2
1	0	11	2
1	0	12	2
1	0	13	2
1	0	14	2

1	0	15	2
2	0	1	3
2	0	2	3
2	0	3	3
2	0	4	3
2	0	5	3
2	0	6	3
2	0	7	3
2	0	8	3
2	0	9	3
2	0	10	3
2	0	11	3
2	0	12	3
2	0	13	3
2	0	14	3
2	0	15	3
3	0	1	4
3	0	2	4
3	0	3	4
3	0	4	4
3	0	5	4
3	0	6	4
3	0	7	4
3	0	8	4
3	0	9	4
3	0	10	4
3	0	11	4
3	0	12	4
3	0	13	4
3	0	14	4
3	0	15	4
4	0	1	5
4	0	2	5
4	0	3	5
4	0	4	5
4	0	5	5
4	0	6	5
4	0	7	5
4	0	8	5
4	0	9	5
4	0	10	5
4	0	11	5
4	0	12	5
4	0	13	5
4	0	14	5
4	0	15	5
5	0	1	-15
5	0	2	-15
5	0	3	-15
5	0	4	6
5	0	5	6
5	0	6	6
5	0	7	6
5	0	8	6
5	0	9	6
5	0	10	6
5	0	11	6
5	0	12	6
5	0	13	6

5	0	14	6
5	0	15	6
6	0	1	-16
6	0	2	-16
6	0	3	-16
6	0	4	7
6	0	5	7
6	0	6	7
6	0	7	7
6	0	8	7
6	0	9	7
6	0	10	7
6	0	11	7
6	0	12	7
6	0	13	7
6	0	14	7
6	0	15	7
7	0	1	-7
7	0	2	-7
7	0	3	-7
7	0	4	8
7	0	5	8
7	0	6	8
7	0	7	8
7	0	8	8
7	0	9	8
7	0	10	8
7	0	11	8
7	0	12	8
7	0	13	8
7	0	14	8
7	0	15	8
8	0	1	-8
8	0	2	-8
8	0	3	-8
8	0	4	9
8	0	5	9
8	0	6	9
8	0	7	9
8	0	8	9
8	0	9	9
8	0	10	9
8	0	11	9
8	0	12	9
8	0	13	9
8	0	14	9
8	0	15	9
9	0	1	-9
9	0	2	-9
9	0	3	-9
9	0	4	10
9	0	5	10
9	0	6	10
9	0	7	10
9	0	8	10
9	0	9	10
9	0	10	10
9	0	11	10
9	0	12	10

9	0	13	10
9	0	14	10
9	0	15	10
10	0	1	-100
10	0	2	-100
10	0	3	-100
10	0	4	11
10	0	5	11
10	0	6	11
10	0	7	11
10	0	8	11
10	0	9	11
10	0	10	11
10	0	11	11
10	0	12	11
10	0	13	11
10	0	14	11
10	0	15	11
11	0	1	-110
11	0	2	-110
11	0	3	-110
11	0	4	12
11	0	5	12
11	0	6	12
11	0	7	12
11	0	8	12
11	0	9	12
11	0	10	12
11	0	11	12
11	0	12	12
11	0	13	12
11	0	14	12
11	0	15	12
12	0	1	-120
12	0	2	-120
12	0	3	-120
12	0	4	13
12	0	5	13
12	0	6	13
12	0	7	13
12	0	8	13
12	0	9	13
12	0	10	13
12	0	11	13
12	0	12	13
12	0	13	13
12	0	14	13
12	0	15	13
13	0	1	14
13	0	2	14
13	0	3	14
13	0	4	14
13	0	5	14
13	0	6	14
13	0	7	14
13	0	8	14
13	0	9	14
13	0	10	14
13	0	11	14

13	0	12	14
13	0	13	14
13	0	14	14
13	0	15	14
14	0	1	15
14	0	2	15
14	0	3	15
14	0	4	15
14	0	5	15
14	0	6	15
14	0	7	15
14	0	8	15
14	0	9	15
14	0	10	15
14	0	11	15
14	0	12	15
14	0	13	15
14	0	14	15
14	0	15	15
15	0	1	16
15	0	2	16
15	0	3	16
15	0	4	16
15	0	5	16
15	0	6	16
15	0	7	16
15	0	8	16
15	0	9	16
15	0	10	16
15	0	11	16
15	0	12	16
15	0	13	16
15	0	14	16
15	0	15	16
16	0	1	17
16	0	2	17
16	0	3	17
16	0	4	17
16	0	5	17
16	0	6	17
16	0	7	17
16	0	8	17
16	0	9	17
16	0	10	17
16	0	11	17
16	0	12	17
16	0	13	17
16	0	14	17
16	0	15	17
17	0	1	18
17	0	2	18
17	0	3	18
17	0	4	18
17	0	5	18
17	0	6	18
17	0	7	18
17	0	8	18
17	0	9	18
17	0	10	18

17	0	11	18
17	0	12	18
17	0	13	18
17	0	14	18
17	0	15	18
18	0	1	19
18	0	2	19
18	0	3	19
18	0	4	19
18	0	5	19
18	0	6	19
18	0	7	19
18	0	8	19
18	0	9	19
18	0	10	19
18	0	11	19
18	0	12	19
18	0	13	19
18	0	14	19
18	0	15	19
19	0	1	20
19	0	2	20
19	0	3	20
19	0	4	20
19	0	5	20
19	0	6	20
19	0	7	20
19	0	8	20
19	0	9	20
19	0	10	20
19	0	11	20
19	0	12	20
19	0	13	20
19	0	14	20
19	0	15	20
20	0	1	21
20	0	2	21
20	0	3	21
20	0	4	21
20	0	5	21
20	0	6	21
20	0	7	21
20	0	8	21
20	0	9	21
20	0	10	21
20	0	11	21
20	0	12	21
20	0	13	21
20	0	14	21
20	0	15	21

Annexe 32

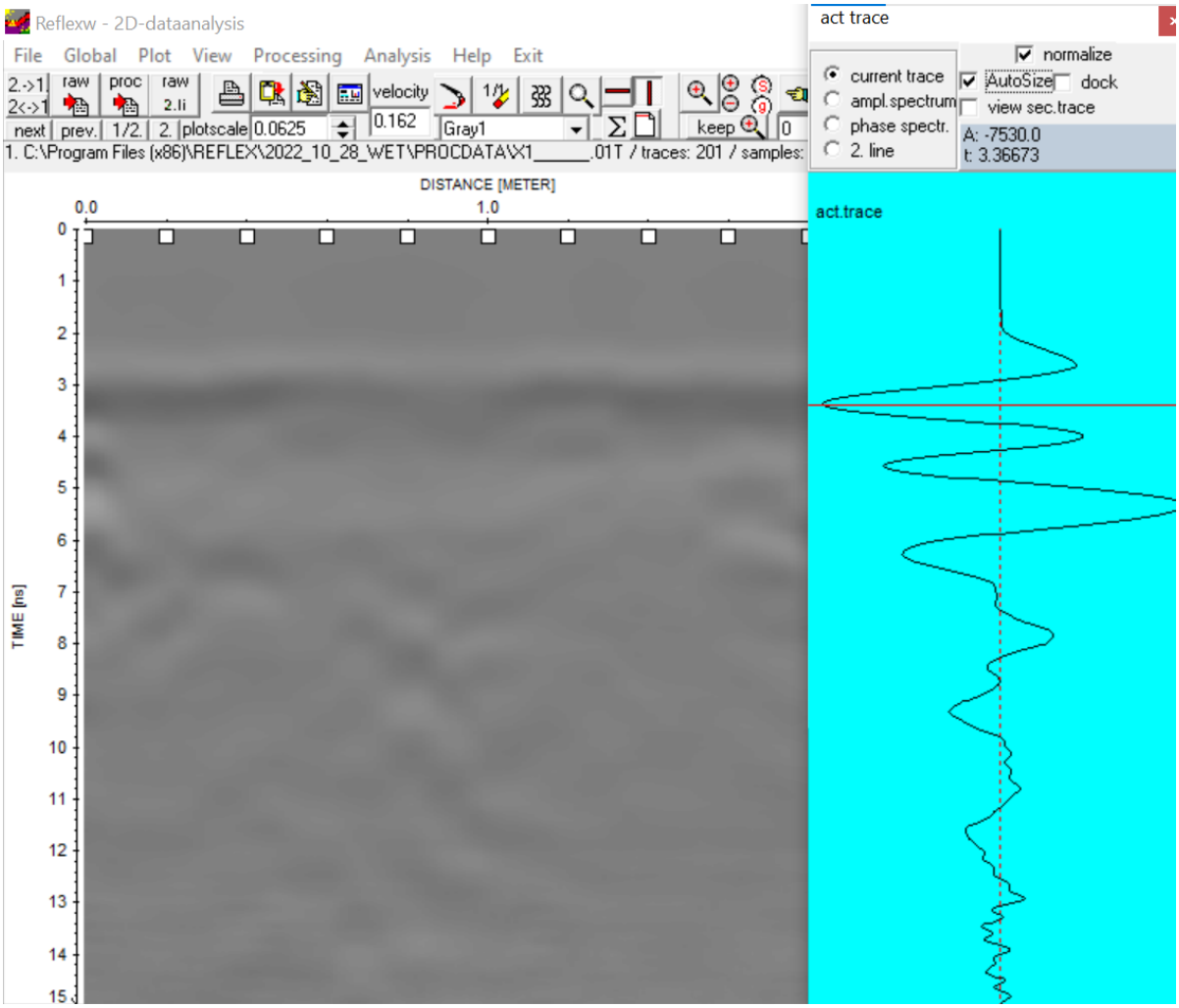


Figure IX.28 : Profondeur (ns) à laquelle l'interface air-sol a été délimitée. La partie supérieure a donc été supprimée. Il s'agit ici d'un radargramme sol de fin d'essai (WET), et la profondeur choisie pour tous les radargrammes de l'essai en question est bien au niveau du premier pic à gauche.

Annexe 33

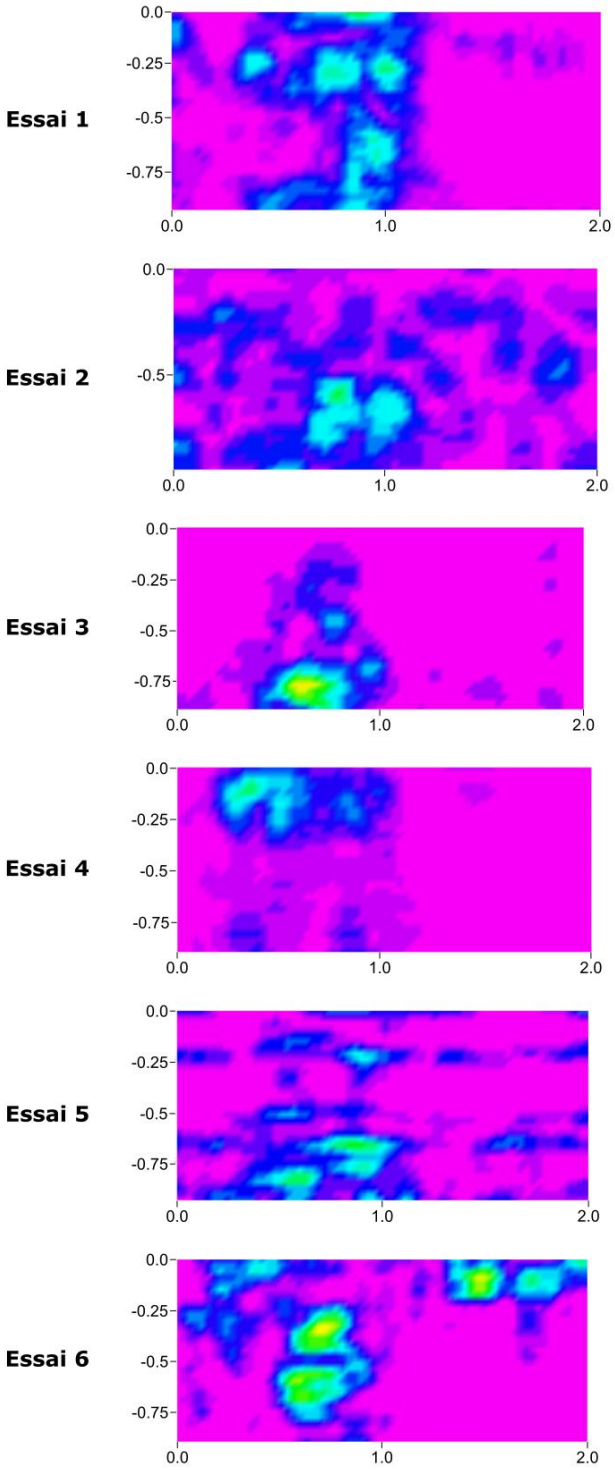
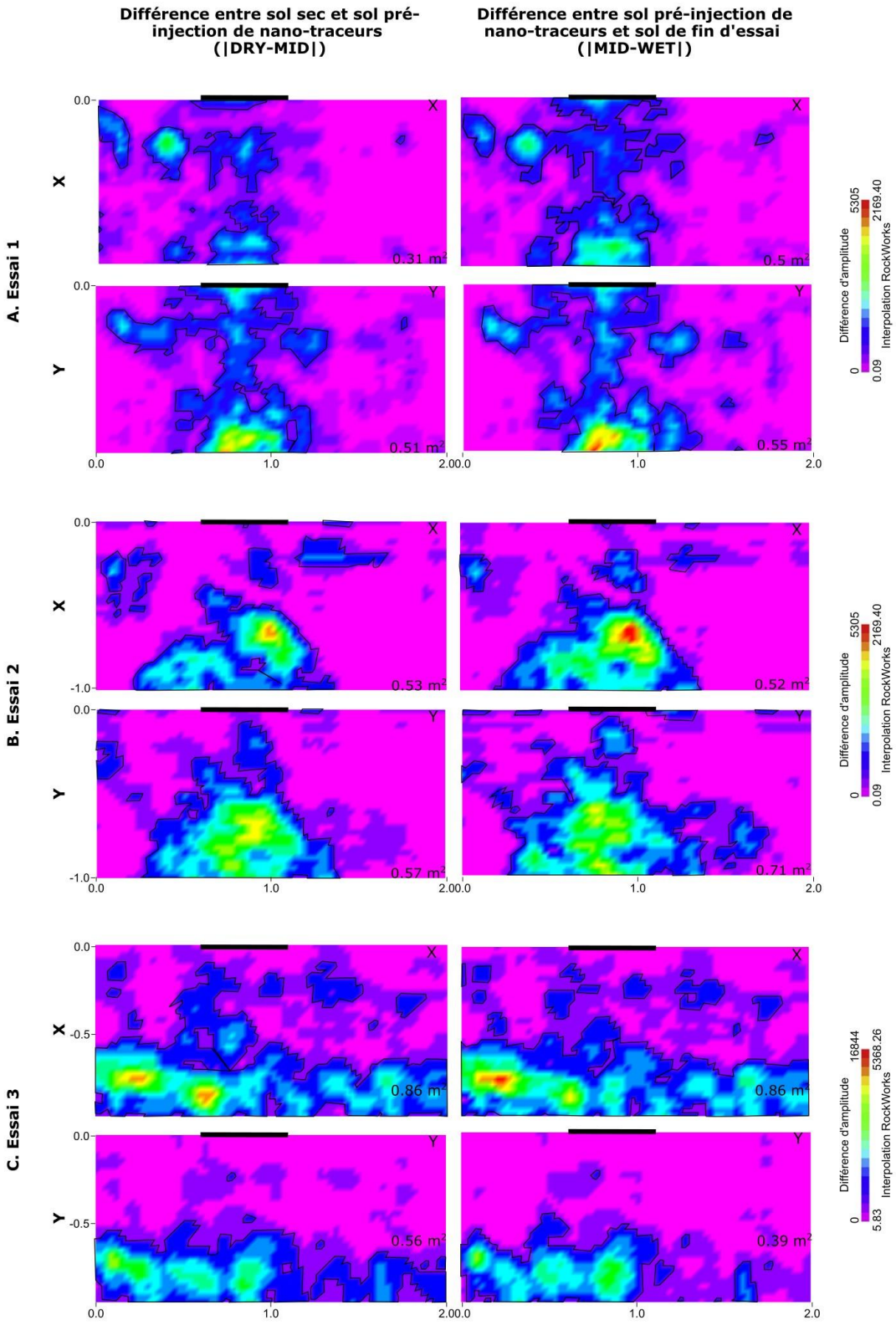


Figure IX.29 : Visualisations des radargrammes différentiés des essais 1 à 6 entre sol sec et sol avant injection de nano-traceurs (|DRY-MID|).

Annexe 34


Différence entre sol sec et sol pré-injection de nano-traceurs (|DRY-MID|)
Différence entre sol pré-injection de nano-traceurs et sol de fin d'essai (|MID-WET|)
A. Essai 1
B. Essai 2
C. Essai 3
X
Y
0.31 m²
0.5 m²
0.51 m²
0.55 m²
0.53 m²
0.52 m²
0.57 m²
0.71 m²
0.86 m²
0.86 m²
0.56 m²
0.39 m²
Différence d'amplitude
Interpolation RockWorks
5305
2169.40
0
0.09
16844
5368.26
5.83

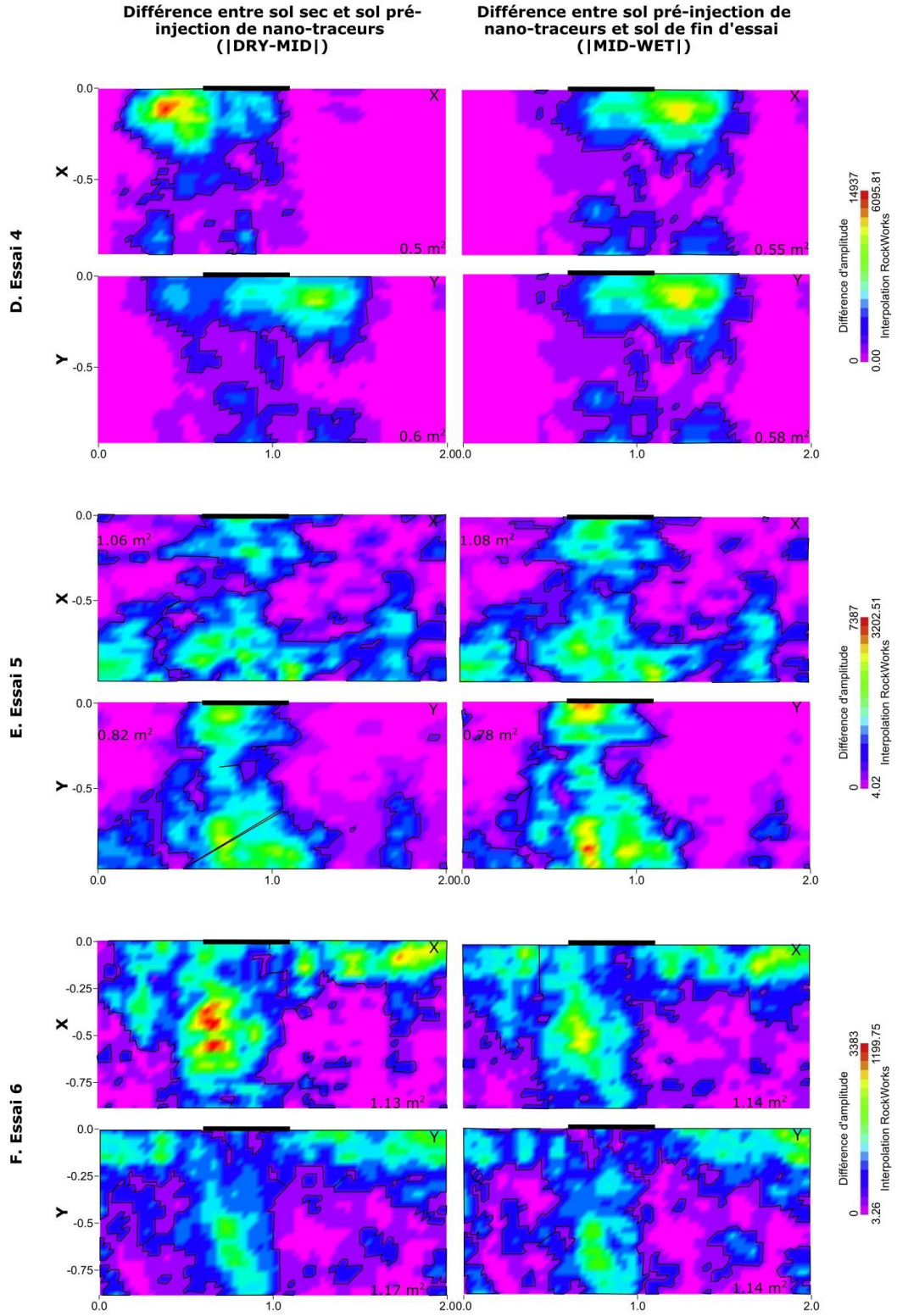


Figure IX.30 : Radargrammes différenciés représentant la phase « eau » (colonne de gauche) et la phase « nano-traceurs » (colonne de droite) pour les six essais, selon les deux transects X et Y. Les surfaces des zones humides sont tracées en noir et les valeurs précisées sur chaque figure.