



HAL
open science

Processus de colmatage dans les installations de la recharge artificielle : application au système d'aquifères du bassin hydrogéologique de Berrechid (Maroc)

Mohammed Zaidi

► To cite this version:

Mohammed Zaidi. Processus de colmatage dans les installations de la recharge artificielle : application au système d'aquifères du bassin hydrogéologique de Berrechid (Maroc). Autre. Normandie Université; Université Ibn Tofail. Faculté des sciences de Kénitra, 2020. Français. ⟨NNT : 2020NORMLH34⟩. ⟨tel-03904608⟩

HAL Id: tel-03904608

<https://theses.hal.science/tel-03904608v1>

Submitted on 17 Dec 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization



Normandie Université

THESE

Pour obtenir le diplôme de doctorat

Spécialité : Sciences pour l'Ingénieur

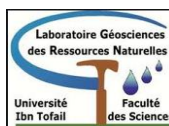
**Préparée au sein de l'Université Le Havre Normandie
En cotutelle avec l'Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences (Kénitra, Maroc)**

Processus de colmatage dans les installations de la recharge artificielle : Application au système d'aquifères du bassin hydrogéologique de Berrechid (Maroc)

**Présentée et soutenue par
Mohammed ZAIDI**

Thèse soutenue publiquement le 16/12/2020 devant le jury composé de		
M. Erick CARLIER	Professeur à l'école Polytech Lille, Université Lille 1	Rapporteur
M. Lahoucine HANICH	Professeur à l'Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences et Techniques – Marrakech (Maroc)	Rapporteur
M. Ahmed FEKRI	Professeur à l'Université Hassan II, Faculté des Sciences Ben M'Sik – Casablanca (Maroc)	Examineur
M. Fouad AMRAOUI	Professeur à l'Université Hassan II, Faculté des Sciences Ain Chock - Casablanca (Maroc)	Examineur
M. Nasre-Dine AHFIR	Maître de conférences à l'Université Le Havre Normandie	Encadrant
M. Abdellah ALEM	Maître de conférences à l'Université Le Havre Normandie	Encadrant
M. Bouabid EL MANSOURI	Professeur à l'Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences – Kénitra (Maroc)	Co-directeur de thèse
M. Huaqing WANG	Professeur à l'Université Le Havre Normandie	Directeur de thèse

Thèse dirigée par M. Huaqing WANG, LOMC, UMR CNRS 6294



Résumé

Le colmatage des sols durant l'infiltration est un problème majeur qui réduit la performance des parties actives des ouvrages de la recharge artificielle des nappes (RAN). La présente étude a pour objectifs ; i) d'évaluer le colmatage in-situ dans les ouvrages de la RAN de Berrechid (Maroc) ; ii) de modéliser expérimentalement l'effet des interruptions d'injection (alternance injection-pause) des particules fines sur le colmatage physique en milieux poreux ; et iii) d'étudier l'effet de la propagation et l'auto-cicatrisation des fissures de dessiccation du cake (formé suite au colmatage) durant les chemins de séchage-mouillage.

Les résultats ont montré que, malgré la faible pluviométrie en zone d'étude (oued El Himmer, Maroc) et la courte période d'investigation in-situ, le colmatage est important. La conductivité hydraulique estimée dans les colonnes remplies de sable implantées in-situ a diminué de plus de 90%. La présence des fissures de dessiccation contrôle entièrement l'infiltration dans les sites de la RAN. Les résultats de la modélisation expérimentale du transport, la rétention et la remobilisation des particules fines dans le milieu poreux ont montrés des augmentations instantanées de concentration des effluents, liées à l'interruption des injections des particules. Les périodes de pause ont permis le transfert et la mobilisation des grosses particules dans le milieu poreux. La conductivité hydraulique diminue quasi-linéairement avec le volume de pores injecté. Pour les expériences avec pauses, une chute brutale de la conductivité hydraulique a été observée à chaque reprise d'injection après une pause. L'étude de la fissuration du cake pendant les chemins de séchage-mouillage (S-M) a montré que les fissures du cake se sont développées dans un état de saturation. Deux mécanismes ont été responsables de la fissuration : l'évaporation et les forces de frottement. Pendant la phase de mouillage, certaines fissures sont fermées tandis que d'autres sont apparues. Les fissures ont tendance à se refermer progressivement avec le temps de mouillage, ce qui met en évidence le phénomène d'auto-cicatrisation. La fermeture des fissures est probablement liée à l'indice de plasticité élevé du cake. En absence des minéraux gonflants, le gonflement du cake est lié principalement à l'augmentation de l'indice des vides. Dans cette étude, l'utilisation de la tomographie à rayons X était pertinente pour le suivi du réseau de fissuration durant les processus de séchage-mouillage.

Mots-clés : Recharge Artificielle des Nappes, Colmatage, Fissuration des sols, Séchage-mouillage, Nappe de Berrechid, Particules fines, Régions Arides et semi-arides, Tomographie à rayons X.

Abstract

Clogging soil during infiltration is a major problem that reduces the performance of the active parts of Managed Aquifer Recharge (MAR) facilities. The objectives of this study consist: i) to evaluate the clogging of the MAR facilities in Berrechid aquifer (Morocco); ii) to study the effect of injections interruption (pause periods) on the physical clogging of porous media, and iii) to investigate the effect of the cracking and self-healing of the cake during the drying-wetting paths.

Results from the field (El Himmer Wadi, Morocco) showed that, despite the low rainfall and the short period of in situ investigation, the clogging was important. Due to the retention of the particles, the estimated hydraulic conductivity declines over 90% in the immediate entrance of the columns implanted in situ. The presence of cracks drives the entire infiltration. Experiments of physical clogging conducted in the laboratory indicated that for the experiments with pause durations, the concentrations of the particles in the effluent showed an instant increase after the pause duration. The peaks were greater when the pause duration was important. The experiments with pauses allowed the transport and mobilization of the coarser particles in the porous medium. For all experiments carried out, the hydraulic conductivity, measured during injection, decreased with the number of pore volumes injected. This decrease is almost linear for the experiment without pauses. For injections with pauses, the hydraulic conductivity brutally decreased after each pause. This decrease is related to the desaturation of the porous medium during pause periods. Cracking cake investigations showed that the propagation of the cracks was developed in the saturated conditions of the soil. Two mechanisms were responsible for the cracking: evaporation and friction forces. The cracks tend to close progressively with the wetting time highlighting the self-healing phenomenon, probably due to the high plasticity index of the cake's soil. Results showed that the cake swelling was mainly related to the increase of the void ratio. In this study, the use of the X-ray Computed Tomography was relevant to follow the cracking network during the drying-wetting processes.

Keywords: Managed Aquifer Recharge, Clogging, Cracking soil, Drying-wetting, Berrechid aquifer, Fines particles, Arid and semi-arid regions, X-Ray Computed Tomography.

Remerciements

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du projet Franco-marocain PHC-TOUBKAL N° TBK /18/74. Elle a été réalisée en cotutelle entre le Laboratoire Ondes et Milieux Complexes (LOMC) de l'Université Le Havre Normandie (France) et le laboratoire Géosciences des Ressources Naturelles (GeNaR) de l'Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences de Kénitra (Maroc). Nombreuses sont les personnes qui ont contribué à l'élaboration de ce travail de recherche de près ou de loin.

Je tiens à remercier tout d'abord, mon directeur de thèse **M. Huaqing WANG** Professeur à l'université Le Havre Normandie et mon co-directeur de thèse **M. Bouabid EL MANSOURI** Professeur à l'université Ibn Tofail, pour la confiance qu'ils m'ont accordés, leur soutien et leur précieux conseils. Tous deux ont su diriger et orienter mes travaux de recherche tout en me laissant suffisamment d'autonomie. Leur compétence et leur rigueur scientifique m'ont beaucoup appris.

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à mes deux co-encadrants **M. Nasre-Dine AHFIR** et **M. Abdellah ALEM** Maîtres de conférences à l'université Le Havre Normandie qui ont eu la lourde charge d'encadrer ma thèse durant ces années. Je les remercie pour leur patience et leur pédagogie qui m'ont permis d'appréhender une thématique de recherche qui m'était inconnue et de devenir autonome sur mon sujet. Je voudrais les remercier aussi pour les bons moments passés ensemble en dehors du temps de travail.

J'adresse tous mes remerciements à **M. Fouad AMRAOUI** d'avoir accepté de présider le jury de ma soutenance de thèse. Je remercie également **M. Lahoucine HANICH** et **M. Erick CARLIER** pour m'avoir fait l'honneur de rapporter ce manuscrit. Je présente mes remerciements également à **M. Ahmed FEKRI** d'avoir accepté d'être examinateur.

J'adresse des remerciements chaleureux à **M. Said TAIBI** Professeur à l'Université Le Havre Normandie, pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail et la richesse de nos échanges.

J'exprime mes remerciements à l'ensemble des membres de l'équipe Géo-environnement et Milieux Poreux à LOMC, et l'équipe au laboratoire GeNaR pour l'ambiance, les discussions chaleureuses, et les moments très agréables passés au sein du groupe qui m'ont permis de travailler dans de très bonnes conditions.

Un énorme merci à mes collègues dans les deux laboratoires : **Oueidat, Hawi, kajeiou, Abbar, Ammami, Mesrar, Merzouk, Krimou**, qu'ils m'ont beaucoup soutenue. Merci pour les encouragements et les meilleurs moments partagés avec eux.

Enfin, je remercie énormément ma famille, pour leur amour, leur présence aux moments difficiles et leur soutien. Je tiens à vous dire que sans vous je n'en serais pas là aujourd'hui. Cette thèse est la vôtre.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction générale.....	8
Chapitre I . Synthèse bibliographique.....	12
I. Recharge artificielle des nappes.....	13
1. Introduction.....	13
2. Objectifs de la recharge artificielle.....	13
3. Dispositifs de recharge artificielle.....	14
3.1. Systèmes d'infiltration.....	14
3.2. Systèmes d'injection.....	15
4. Recharge artificielle au Maroc	16
4.1. Présentation de la nappe de Berrechid.....	17
4.2. Recharge artificielle de la nappe de Berrechid	22
II. Colmatage des systèmes de recharge artificielle	24
1. Introduction.....	24
2. Colmatage des dispositifs d'injection.....	24
3. Colmatage des systèmes d'infiltration.....	24
III. Processus de colmatage en milieux poreux	26
1. Introduction.....	26
2. Colmatage chimique.....	26
3. Colmatage biologique.....	26
4. Colmatage physique	27
5. Colmatage des milieux poreux non saturés	29
IV. Fissuration dans les sols.....	32
1. Introduction.....	32
2. Mécanismes de fissuration par dessiccation.....	32
3. Fermeture des fissures et leur impact sur l'infiltration.....	34
4. Changements de volume des sols fins.....	37
4.1. Gonflement des sols fins in-situ	37
4.2. Retrait des sols argileux in-situ	39
5. Quantification de la fissuration par l'analyse d'images	39
V. Apport de la tomographie à rayons-X dans l'étude de la fissuration	41
1. Introduction.....	41
2. Principe.....	41
3. Transmission des rayons X.....	42

4. Acquisition d'images.....	42
5. Reconstruction d'images	44
5.1 Durcissement du faisceau	44
5.2 Artefacts circulaires.....	45
6. Prétraitement d'images.....	46
7. Traitement d'images.....	46
7.1. Segmentation	46
7.2. Post-traitement.....	47
8. Conclusion.....	49
Chapitre II . Evaluation du colmatage dans les sites de recharge artificielle	50
I. Présentation générale	51
1. Introduction.....	51
2. Présentation du site de l'étude.....	51
3. Démarche expérimentale.....	52
4. Principaux résultats	55
II. <i>Assessment of clogging of managed aquifer recharge in a semi-arid region (Zaidi et al., 2020)</i> 56	
Chapitre III . Effet de temps de pause sur le colmatage physique.....	67
I. Présentation générale	68
1. Introduction.....	68
2. Démarche expérimentale.....	68
3. Principaux résultats	69
II. <i>Impact of interruption periods of suspended particle injections on transport and deposition during infiltration in porous media</i>	71
<i>Abstract</i>	71
1. <i>Introduction</i>	72
2. <i>Materials and Methods</i>	74
2.1. <i>Materials</i>	74
2.2 <i>Experimental set-up</i>	75
2.3. <i>Experimental procedure</i>	76
3. <i>Results and discussion</i>	77
3.1. <i>Particle transfer</i>	77
3.2. <i>Porous media damage</i>	79
3.3 <i>Particle-size analysis of recovered and deposited particles</i>	84
4. <i>Conclusion</i>	87
Chapitre IV . Étude de la fissuration du cake durant les chemins de séchage-mouillage.....	88
I. Présentation générale	89
1. Introduction.....	89

2. Démarche expérimentale.....	89
3. Principaux résultats	92
<i>II. Use of X-ray computed tomography for studying the desiccation cracking and self-healing of fine soil during drying-wetting paths</i>	<i>93</i>
<i>Abstract</i>	<i>93</i>
<i>1. Introduction.....</i>	<i>94</i>
<i>2. Materials and methods</i>	<i>96</i>
<i>2.1. Soil properties</i>	<i>96</i>
<i>2.2. Specimen preparation protocols.....</i>	<i>99</i>
<i>2.3. Testing methods.....</i>	<i>99</i>
<i>2.4. X-ray computed tomography.....</i>	<i>100</i>
<i>2.5. Image Processing</i>	<i>101</i>
<i>2.6. Analysis of cracks.....</i>	<i>102</i>
<i>2.7 Drying-wetting paths.....</i>	<i>103</i>
<i>3. Results and discussion.....</i>	<i>104</i>
<i>3.1. Shrinkage and swelling on drying-wetting paths.....</i>	<i>104</i>
<i>3.2. Crack propagation</i>	<i>107</i>
<i>3.3. Volume variation</i>	<i>110</i>
<i>3.4. Quantitative analysis of cracks evolution.....</i>	<i>113</i>
<i>4. Conclusion.....</i>	<i>114</i>
Conclusion générale et perspectives.....	116
Références bibliographiques	120
Annexes.....	133

Introduction générale

Le Maroc est connu pour ses ressources en eau limitées et irrégulières dans le temps et l'espace qui se caractérisent par leur grande sensibilité aux aléas climatiques en raison du climat aride à semi-aride qui règne sur la majeure partie du territoire (Le Page et al., 2012; Schilling et al., 2012; FAO, 2003). Les ressources en eau renouvelables totales au Maroc (eaux de surface et souterraines) sont estimées à 29 milliards de mètres cubes (Mdm³) par an (DRPE, 2014). Le volume utilisable est de 20 Mdm³, avec 16 Mdm³ des eaux de surface et 4 Mdm³ provenant des eaux souterraines. Environ 70 % de ce potentiel est actuellement exploité ; soit 11 Mdm³ des eaux de surface et 2,7 Mdm³ des eaux souterraines (DRPE, 2014). L'accélération des activités industrielles, la croissance démographique rapide et l'intensification de l'agriculture, ont entraînés une augmentation importante de l'épuisement des eaux souterraines et de la dégradation de leur qualité (Malki et al., 2017). L'épuisement des nappes phréatiques constitue une préoccupation particulière pour les gestionnaires de l'eau et autres décideurs. La baisse rapide du niveau des eaux souterraines (0,5 à 2 m par année en moyenne) sont généralement le résultat d'une faible recharge des eaux souterraines et d'une surexploitation par les activités agricoles (Ait Kadi and Ziyad, 2018; Bouchaou et al., 2011). Pour faire face à cette situation de pénurie hydrique et de répartition inégale des ressources en eau, plusieurs alternatives ont été prises dans le cadre de la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE), tels que la recharge artificielle des nappes (RAN) par l'eau excédentaire en périodes pluvieuses et pendant les périodes de faible demande.

La RAN, en anglais «*Managed Aquifer Recharge (MAR)*», est un outil de gestion des ressources en eau, visant à introduire au sein d'un aquifère des eaux dans un temps donné pour les réutiliser à des fins d'irrigation, d'alimentation en eau potable, etc. Cette définition sous-entend que la pénétration de l'eau dans le sous-sol est réalisée par l'intermédiaire d'un dispositif aménagé à cet effet. Les projets de la RAN présentent une multiplicité d'aspects qui reflètent les objectifs les plus variés que l'on peut associer à ces types de réalisation. La variété des contextes au sein desquels s'insèrent ces projets augmentent encore cette diversité. En développant le stockage en périodes pluvieuses puis la mobilisation de l'eau en périodes sèches, parmi les objectifs visés on peut citer :

- le stockage des eaux de surface en périodes excédentaires,
- le maintien des niveaux piézométriques,
- l'amélioration de la qualité des eaux.

Le concept d'alimentation artificielle intègre l'idée de ressources supplémentaires par rapport aux infiltrations naturelles. Ces ressources sont stockées à partir des eaux de surface en quantité souvent plus élevée que la recharge naturelle, ce qui permet de mobiliser un supplément d'eaux souterraines pour répondre à un accroissement de la demande. Les méthodes utilisées pour la RAN peuvent être subdivisées en deux types : i) les systèmes d'infiltration en surface, y compris les bassins d'infiltration et les lits des rivières et ii) les dispositifs d'injection en profondeur, notamment les puits d'injection. L'approche adoptée pour recharger l'eau est généralement gouvernée par les conditions hydrogéologiques et climatiques locales. L'un des défis à relever pour assurer le fonctionnement durable des systèmes de la RAN est la gestion du colmatage. En effet, le colmatage entraîne une perte de la performance des installations de la recharge artificielle, quelle que soit la méthode de recharge. Cet impact se traduit par une réduction néfaste de l'infiltration au cours du temps.

Le colmatage est généralement subdivisé en trois types : physique, chimique et biologique. Le colmatage physique représente le type le plus dominant parmi les trois (Pavelic et al., 1998). Le rôle des particules solides en suspension dans le colmatage physique a été reconnu très tôt (Stein, 1940 ; Iwasaki, 1937). Compte tenu des effets négatifs du colmatage, de nombreuses études ont été menées pour comprendre et répondre aux diverses questions relative au transport et la rétention des particules solides dans les filtres.

Dans cette étude, nous avons évalué l'ampleur du colmatage physique dans des sites de la RAN de la nappe de Berrechid (Maroc). Cette nappe qui souffre d'une exploitation intense des ressources en eau est dotée d'un système de recharge, sur oued El Himmer, de 4 digues de retardement d'écoulement pour augmenter le temps de contact eau-sol et élargir la surface d'infiltration. Les sites de recharge sont principalement alimentés par les écoulements des eaux de précipitations et les lâchers du barrage El Himmer en amont. Les travaux réalisés dans le cadre de cette étude comprennent :

1. L'étude du colmatage physique in-situ, en surface et en profondeur, durant trois mois d'exposition aux conditions naturelles du terrain. L'approche adoptée consistait en i) la mise en place de colonnes de sable, enterrées dans les quatre sites de recharge, afin de collecter les particules en suspension infiltrées dans le lit du cours d'eau, ii) l'implantation de piquets sur les quatre sites de recharge pour mesurer l'épaisseur de dépôt en surface « cake » et iii) des mesures de la conductivité hydraulique sur le terrain et en laboratoire pour évaluer l'impact du colmatage sur l'infiltration.

2. La modélisation expérimentale au laboratoire du colmatage physique, dans un milieu poreux initialement non-saturé. Des particules fines collectées dans les sites de recharge, ont été injectées dans des colonnes de sables pour étudier les effets des interruptions de l'injection (alternance injection-pause) sur le transport, la rétention et la remobilisation des particules dans le milieu poreux. La rétention des particules en surface et en profondeur a été mesurée. L'endommagement a été évalué par des mesures de la conductivité hydraulique et de la pression interstitielle du milieu poreux. La distribution de taille des particules déposées et restituées a été également analysée.
3. L'étude expérimentale de la propagation et de la fermeture des fissures de dessiccation du cake (formé suite au colmatage) durant des chemins de séchage-mouillage. Des échantillons ont été préparés en laboratoire par sédimentation des particules en suspension pour simuler la formation de cake in-situ. L'analyse de la fissuration a été réalisée par tomographie à rayons X. Les paramètres géométriques des fissures, le gonflement et le retrait du cake ont été quantifiés. L'évolution des différents paramètres du cake, tels que la teneur en eau, le degré de saturation, l'indice des vides et la succion durant les chemins de séchage-mouillage sont utilisés pour l'interprétation du phénomène de l'auto-cicatrisation des fissures.

L'organisation de ce document est comme suit :

Le premier chapitre présente l'état de l'art des connaissances sur la recharge artificielle des nappes, ses objectifs, ainsi que, ses différentes variétés. Quelques statistiques sur la RAN au Maroc sont synthétisées. Les mécanismes de colmatage, la fissuration par dessiccation in-situ et les techniques d'analyse par tomographie à rayons-X sont présentés.

Le deuxième chapitre présente les résultats obtenus sur le colmatage des sites de recharge sur oued El Himmer (nappe de Berrechid), sous forme d'un article publié en 2020. Ces résultats sont précédés par un résumé en français de la démarche expérimentale menée in-situ et au laboratoire.

Le troisième chapitre présente les résultats des expériences d'injection des particules en suspension dans des colonnes de sable au laboratoire. Ces résultats sont rédigés sous forme d'article en anglais précédé d'un résumé en français synthétisant la démarche expérimentale adoptée.

Le **quatrième chapitre** présente les résultats de l'étude sur la propagation et l'auto-cicatrisation des fissures de dessiccation du cake durant les chemins de séchage-mouillage aussi présenté sous forme d'article (soumis à *Engineering Geology journal*).

Enfin, les principales conclusions et perspectives de ces travaux sont présentées

Chapitre I . Synthèse bibliographique

I. Recharge artificielle des nappes

1. Introduction

Les eaux souterraines représentent la plus grande réserve d'eau douce au monde. Parce qu'elles sont protégées contre les variations des conditions climatiques à court terme, les eaux souterraines ont souvent été considérées comme une ressource stable et fiable. Lorsque les prélèvements d'eau souterraine dépassent la recharge naturelle pendant une longue période, il en résulte un épuisement des réserves. L'appauvrissement est généralisé dans les grands systèmes d'eaux souterraines du monde (Wada et al., 2010). L'extraction excessive pour l'irrigation, où les eaux souterraines sont lentement renouvelées, est la principale cause de l'épuisement, et le changement climatique devrait exacerber le problème dans certaines régions où la recharge naturelle devrait diminuer. La recharge artificielle des nappes représente une solution prometteuse pour faire face à la pénurie d'eau, à l'épuisement des niveaux d'eau, à la pollution des eaux souterraines et à l'intrusion d'eau salée (Dillon and Arshad, 2016).

2. Objectifs de la recharge artificielle

La Recharge Artificielle des Nappes (RAN), en anglais «*Managed Aquifer Recharge*» (MAR) est une approche de gestion des ressources en eau utilisée pour atténuer les effets négatifs de la surexploitation et du changement climatique sur les ressources et la qualité des eaux souterraines. Elle consiste à faciliter l'alimentation d'une nappe à partir des eaux de surface (rivières, ruisseaux, lacs, etc.) (Bouwer, 2002; Daher, 2011) à travers des bassins d'infiltration (recharge indirecte) ou des puits d'injection (recharge directe) afin d'augmenter la recharge naturelle des eaux souterraines. La RAN a été l'objet de plusieurs travaux qui ont traité ses différents aspects techniques et économiques (Bouwer, 2000; Brown and Signor, 1974; Detay, 1995; Dillon, 2005; Marino, 1975). Les objectifs de la RAN sont multiples dont les plus importants sont :

- Le stockage des eaux de surface en périodes excédentaires puis leur remobilisation en périodes sèches : un déséquilibre dans le temps entre la demande en eau et la ressource disponible dû principalement au déphasage dans le temps entre les variations de la demande en eau et celles de sa disponibilité, peut souvent exister au sein du milieu naturel. Le stockage consiste à utiliser des formations aquifères qui se caractérisent par sa capacité à la recharge

rapidement ainsi que son aptitude à piéger des volumes d'eau pendant la plus longue période possible.

- **Le maintien des niveaux piézométriques :** la surexploitation des nappes suite à l'augmentation de la demande (captages AEP, irrigation...) se traduit par des abaissements intenses des niveaux piézométriques. La RAN vise à préserver la productivité des captages à l'échelle locale ainsi que de maintenir les niveaux piézométriques des nappes.

- **L'amélioration de la qualité des eaux:** l'eau des barrages ou des oueds sont susceptibles d'être polluées par les activités anthropiques. La percolation à travers la zone non saturées de l'aquifères peuvent jouer un rôle d'un système de traitement auto-épuration par contact eau-matrice solide (Dillon et al., 2008; Grünheid et al., 2005).

- **Les affaissements de terrains :** la diminution de la charge hydraulique peut être à l'origine des affaissements de terrains ce qui peut induire des tassements au niveau des bâtiments et des infrastructures (Conway, 2016). L'injection de l'eau artificiellement dans la nappe peut être une parmi d'autre solutions qui peuvent remettre en pression l'aquifère par conséquent limiter la subsidence des terrains (Detay and Bersillon, 1996).

- **les intrusions marine dans les nappes côtières :** l'exploitation excessive de la nappe d'eau souterraine d'eau douce en domaine littoral, en diminuant la charge d'eau douce sur l'eau de mer contribue au déplacement du biseau salé vers l'intérieur des terre, ce qui entraîne une salure de l'eau douce généralement irréversible. L'injection d'eau douce dans la nappe entre les points de prélèvements et la côte peut réduire l'intrusion des eaux salées par création d'une barrière hydraulique (Bouri and Dhia, 2010; Gaaloul et al., 2012).

3. Dispositifs de recharge artificielle

La recharge se fait à l'aide d'ouvrages atteignant les nappes mais le plus souvent à partir de structures qui ne les atteignent pas (Asano, 2016; Dillon, 2005). Généralement les méthodes de la RAN sont classées selon deux catégories :

3.1. Systèmes d'infiltration

Ce type de dispositifs correspond à des ouvrages de surface étendus et accessibles. Les paramètres à faire varier pour obtenir une recharge optimale sont : la surface de la plage mouillée, la charge de l'eau sur cette plage, la qualité de l'eau et le temps de contact. On distingue ainsi :

- **L'épandage de crues** : elle permet d'améliorer la recharge naturelle de la nappe au niveau du lit des cours d'eau, en utilisant des digues qui retardent l'écoulement afin d'étaler des volumes d'eau le long du lit et ses berges.

- **Bassins d'infiltration** : ces dispositifs constitués d'un bassin de décantation suivi de bassins d'infiltration qui doivent être alimentés par un débit relativement régulier provenant, dans le cas des zones semi arides, de lâchers de barrages.

3.2. Systèmes d'injection

Puits d'injection : cette opération consiste à l'introduction d'eau de surface par forage dans l'aquifère. On distingue notamment deux cas de figures :

- ASR « *Aquifer Storage and Recovery* » : l'injection et la récupération de l'eau se font à partir du même puits. C'est une technique adaptée à l'alimentation des nappes captives et profondes.

- ASTR « *Aquifer Storage Transfer and Recovery* » : l'injection de l'eau se fait dans un puits et sa récupération à partir d'un autre puits, dans le but d'améliorer sa qualité par géo-épuration.

Fosses creusées sur des failles : il s'agit d'un système de fossés à fond plat qui sert à transporter l'eau et à faciliter son infiltration (Saint-pé, 1971). Cette technique donne des résultats très satisfaisants lorsqu'elle est appliquée sur des systèmes aquifères fissurés (cas du projet Charf El Akab au Maroc).

La figure I.1 illustre quelques variétés des dispositifs de la RAN.

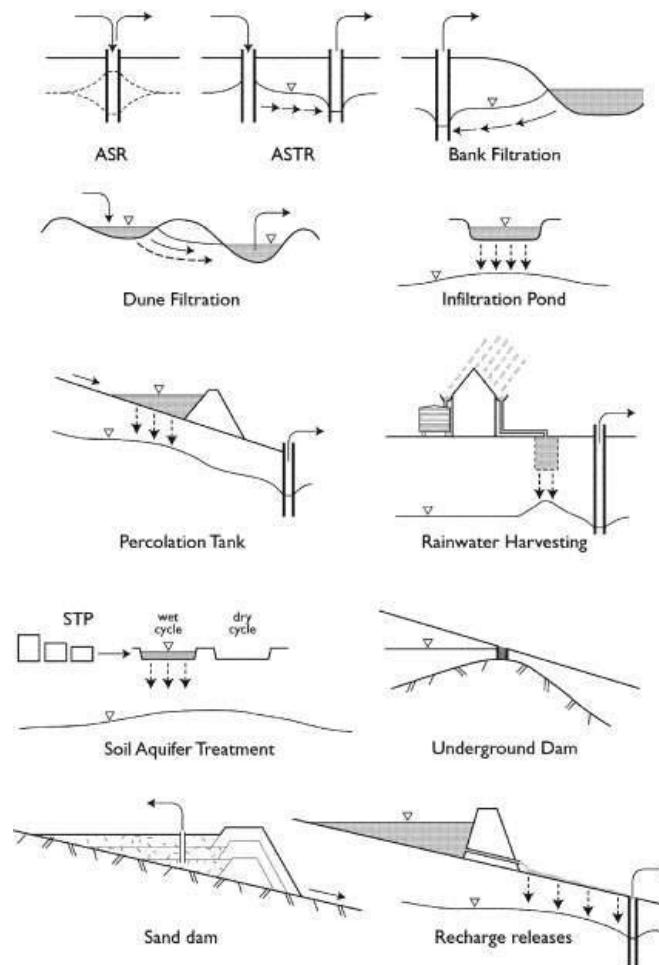


Figure I.1. Schémas des méthodes de la recharge artificielle des nappes (Dillon, 2005)

4. Recharge artificielle au Maroc

La recharge artificielle des nappes souterraines au Maroc a commencée en 1958, avec le projet d'alimentation de la nappe de Charf El Akab (au Nord). Le système de recharge comprend 11 puits d'injection et un grand bassin d'infiltration. Entre 1958 et 1995 les injections ont été réalisées à partir des eaux de surface d'oued Mharhar via une ligne d'alimentation. À partir de 1995, la nappe a été alimentée par les excédents d'eau de la station d'épuration d'El Hachef. L'arrêt des injections entre 2004 et 2011 a entraîné une chute brutale du niveau piézométrique qui a conduit à la reprise de la recharge artificielle en 2011 (Sadiki et al., 2019).

Dans cette optique d'autres projets de RAN ont été lancés surtout dans les régions qui souffrent d'une exploitation intensive des eaux souterraines, notamment les nappes de Souss,

Haouz, Jorf, Berrechid... etc., pour pouvoir réduire les volumes des eaux de surface perdus par évaporation et de favoriser l'alimentation des nappes. La figure I.2 présente le nombre de projets de recharge artificielle au Maroc, selon une étude lancée par la Direction de la Recherche et la Planification de l'Eau (DRPE, 2018). On compte 52 projets au total, dont 64% qui sont opérationnels, 21% abandonnés, 2% réhabilités et 13% budgétisés pour qu'ils soient réalisés. 96% des projets opérationnels correspondent à des seuils, construits sur les lits des oueds.

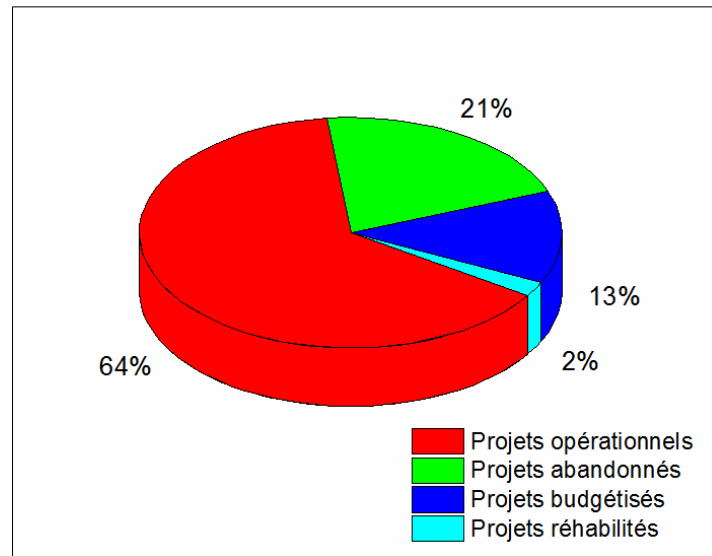


Figure I.2. Nombre des projets de la RAN au Maroc (DRPE, 2018)

4.1. Présentation de la nappe de Berrechid

4.1.1 Géologie de la plaine de Berrechid

La plaine de Berrechid est située au centre du Maroc (Figure I.3). Elle s'étend sur 1500 km² de superficie. Elle est limitée au Nord par la plaine de la basse Chaouia, au Nord-Est par la vallée de l'Oued Mellah, au Sud-Est par les escarpements de la bordure du vaste Plateau des Phosphates et par le plateau de Settât au Sud-Ouest (El Mansouri, 1993). La morphologie de la plaine est assez régulière, avec des altitudes variant de 350 m à la limite avec le plateau de Settât à 140 m au Nord de la plaine au niveau de la zone de la transition vers la Chaouia. La pente topographique est généralement faible <0,2% (El Assaoui et al., 2015).

La plaine des Berrechid fait partie du grand bassin triasique de Berrechid-ElGara-Ben Slimane, partie intégrante de la Meseta occidentale. Il semble relever d'une structure en demi-grabens de direction N-S à NE-SW similaire à celle des structures majeures hercyniennes (El

Gasmi, 2015). Son histoire géologique complexe a été marquée par plusieurs périodes de transgression et de régression marines. La plaine de Berrechid prend la forme d'un bassin de subsidence dans lequel des formations géologiques du Quaternaire, du Pliocène, du Crétacé et du Trias ont été déposées sur le socle primaire.

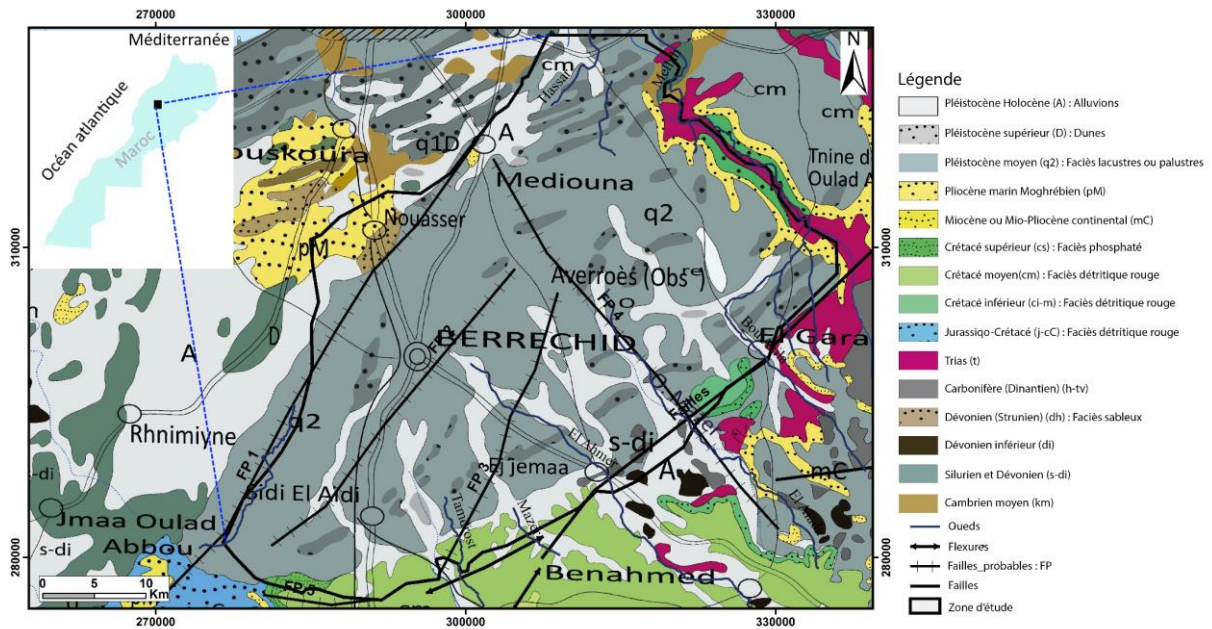


Figure I.3. Carte géologique de la nappe de Berrechid et domaines environnants (extraite de la carte géologique du Maroc)

De la base au sommet, la série lithostratigraphique est définie comme suit :

- Paléozoïque: Il est visible seulement en bordure, à l'est de la plaine de Berrechid, et dans la région de Casablanca à l'Ouest. Des schistes siluriens et dévoniens intercalés de niveaux gréseux, qui apparaissent au SE sous l'aspect de rochers très caractéristiques dans le paysage : ce sont les «Sokhrate». Des schistes acadiens entre Mediouna et Bouskoura au Nord surmontés des quartzites d'El Hank (El Mansouri, 1993).
- Trias : La série volcano-sédimentaire du bassin triasique de Berrechid-El Gara-Ben Slimane est formée par des argiles gypsifères, des alternances de sels argileux et de bancs d'argiles, des dolérites à inclusions d'anhydrite, sel chargé d'argiles, et des alternances marno-argileuse et argilo-gréseuse (Lyazidi et al., 2003).
- Infracénomien et le Cénomien : Des terrains d'argile rougeâtre riche en gypse de 40 à 50 m d'épaisseur, caractérise l'Infracénomien. Le Cénomien est représenté par des sables, des grès tendres et des argiles sableuses, surmontés par des calcaires dolomitiques et des marnes jaunâtres.

- Cénozoïque : Représenté par une série d'âge pliocène caractérisée par des variations importantes de faciès et d'épaisseurs. Les terrains sont gréseux et constitués par une succession de conglomérats, de sables calcaires, de calcaires détritiques, renfermant des débris de coquilles. L'ensemble affecte la forme d'une cuvette synclinale à grand rayon de courbure qui représente un bassin pratiquement fermé pour les eaux superficielles que souterraines (El Mansouri 1993).

- Quaternaire : Les formations cénozoïques sont surmontées généralement par des faciès limoneux datant du Quaternaire. Ces faciès recouvrent presque la totalité de l'étendue de la plaine de Berrechid. Leur épaisseur peut aller jusqu'à 50 m. Mais elle diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la bordure du plateau de Settat.

La figure I.4 synthétise la colonne stratigraphique des formations géologiques de la plaine de Berrechid

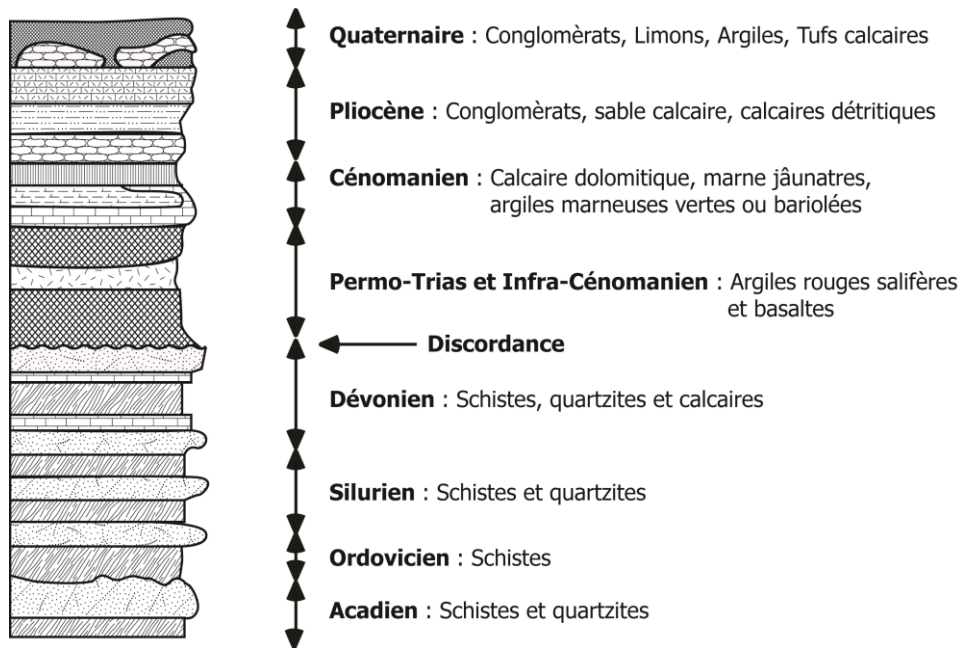


Figure I.4. Colonne stratigraphique simplifiée des formations géologiques de la plaine de Berrechid (El Mansouri (1993), l'échelle des épaisseurs n'est pas respectée)

La zone de transition entre la plaine de Berrechid et le plateau de Setteat-Ben Ahmed est affecté par une série de fractures de différentes directions, héritées des différentes phases de déformations ayant affecté le Maroc central (El Gasmi, 2015). L'existence de failles normales traversant la série du crétacé supérieur peut être attribué soit à une extension n'ayant pas été compensée au cours de la phase atlasique, soit à un plan de chevauchement profond (à la base de la série triasique); les failles normales seront en conséquence, des failles de réajustement.

En conséquence à cette structuration complexe, les circulations hydriques ne se fait dans cette zone que par couloire le long des principaux oueds et les zones de faiblesses dans la zone de transition.

4.1.2. Contexte hydro-climatique

La plaine de Berrechid se caractérise par un climat aride à semi-aride, avec une température annuelle moyenne de 18 °C (El Gasmi et al., 2014). L'absence des reliefs dans la région rend l'influence des facteurs topographiques (altitude) négligeables sur la climatologie. La pluviométrie moyenne annuelle varie de 280 à 310 mm/an (El Assaoui et al., 2015). La plaine est marquée par une activité industrielle intense, notamment l'industrie de la céramique et le développement d'une agriculture maraîchère irriguée. Selon l'Agence du bassin hydraulique du Bouregreg et de la Chaouia (ABHBC), le déficit du bilan hydrique est passé de 20 Mm³ en 2010 à 30 Mm³/an en 2016, ce déficit est lié aux prélèvements depuis d'environ 3 000 puits et forages (figure I.5), dont 96 % du volume total pompé est destiné à l'agriculture (Ouassissou et al., 2019). L'aquifère est alimentée principalement par les flux latéraux du plateau des phosphates dans la partie sud du bassin, principalement par les oueds de Boumoussa, Tamedrost, Mazer et El Himmer et par l'infiltration directe des précipitations et le retour du flux d'irrigation. Les apports à la nappe sont d'autant plus importants en période de crues.

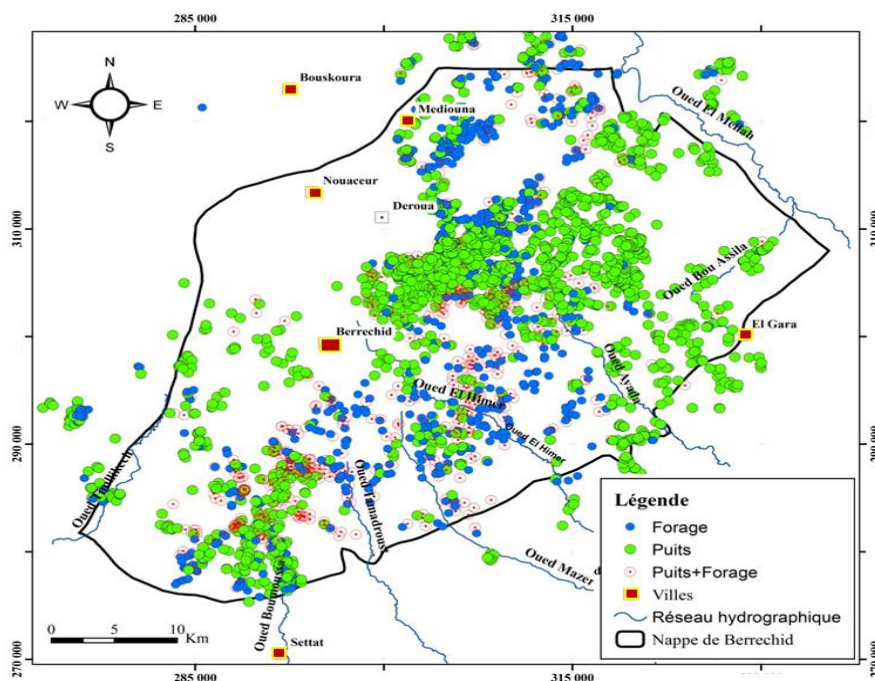


Figure I.5. Localisation des points de prélèvement d'eau souterraine dans la nappe de Berrechid (ABHBC, 2010)

4.1.3. Hydrologie de surface

Le plateau de Settat-Ben Ahmed constitue la terminaison Sud-Ouest de la plaine de Berrechid. Tout le réseau hydrographique issu de ce plateau converge vers le centre de la plaine, avant qu'il se perde dès son débouché dans la plaine, à cause des faibles écoulements, des infiltrations et de la forte évaporation. Le bassin de Berrechid est considéré comme un bassin endoréique et ne présente pas des zones marécageuses ou de "dayas". Les bassins versants des principaux oueds (El Himmer, Mazer, Tamedrost et Boumoussa) émanant du plateau de Settat-Ben Ahmed et transitant dans la plaine, correspondent aux petits bassins, de forme allongée, et d'une superficie totale de 1153km² environ. Leur pente moyenne ne dépasse pas 1.2 %. Le régime hydrologique de ces cours d'eau se caractérise par de longues périodes de faibles ou d'absence de débits et de périodes, généralement courtes, de forts débits suite au crues, parfois violentes, notamment entre novembre et février (El Gasmi et al., 2014).

4.1.4. Hydrogéologie

Le système aquifère de Berrechid ne présente pas beaucoup de nappes profondes intéressantes. La seule nappe qui présente un intérêt majeur est la nappe phréatique d'âge Pliocène. Elle est constituée essentiellement par des calcaires gréseux et des grés dunaires, alternants avec des niveaux conglomératiques. Cette nappe occupe presque toute la partie centrale de la plaine et circule sous la couverture quaternaire, notamment des limons. Sur les bordures de la plaine, et dans certaines zones peu étendues, le substratum des formations gréseuses se relève et la nappe se situe alors dans le Cénomaniens, le Trias ou même le Primaire altéré (El Mansouri, 1993). La piézométrie de la nappe de Berrechid se caractérise par une alternance de la remonté et la baisse du niveau de la nappe, due généralement à la recharge rapide par infiltration des eaux de pluie et des écoulements des cours d'eau drainant le plateau de Settat-Ben Ahmed. Du point de vue hydrodynamique, les analyses structurales et géophysiques effectuées par El Gasmi, 2015 ont montrés que la zone de transition plateau-plaine n'est pas totalement favorable à ce passage. Il s'avère que le flux transite essentiellement sur la limite plateau-plaine qui s'étend sur une longueur de 21km. Le débit moyen qui transite du plateau vers la plaine est estimé d'environ 19,8 Mm³/an.

4.1.5. Qualité des eaux souterraines

L'étude réalisée par El Ghali et al., (2020) a montré que :

- Le potentiel d'hydrogène (*pH*) des eaux souterraines varie de 6,83 à 8,31 avec une moyenne de 7,32. Les eaux acides sont localisées dans la partie sud et centrale de la zone d'étude, et

elles résultent probablement de l'altération des carbonates ou de l'utilisation d'engrais. Les valeurs de pH les plus élevées ont été retrouvées dans la partie orientale et occidentale de la zone d'étude en présence des eaux saumâtres sursaturées en aragonite, calcite et dolomite.

- Les données de TDS (total des solides) et du pH , indiquent que les eaux souterraines sont généralement saumâtres et très durs. Les salinités les plus faibles ont été observées dans la zone de recharge au sud, alors que les fortes salinités étaient localisées dans les parties orientale et occidentale de la plaine. Les principaux processus contrôlant la qualité de l'eau dans la plaine de Berrechid sont l'évaporation, le mélange de l'eau salée avec l'eau douce de recharge, les échanges de cations, la dissolution des minéraux et du sel, et les activités anthropiques.

- Les eaux souterraines peu profondes sont fortement polluées en présence des nitrates (NO_3) qui varient entre 5,94 et 288,31 mg/L avec une moyenne de 73,92 mg/L. Environ 60 % des échantillons prélevés dans la plaine, montrent que la concentration en nitrates dépassent 50 mg/L (la limite maximale de nitrates dans les eaux non polluées). À l'exception de la zone de recharge au sud (Oued El Himmer, Mazer, Tamdrost et Aiada) la $[NO_3]$ est inférieur à 50 mg/L. La pollution due à la présence des nitrates est liées principalement aux activités anthropiques et agricoles.

4.2. Recharge artificielle de la nappe de Berrechid

Comme il a été mentionné plus haut, le niveau piézométrique de la nappe de Berrechid connaît une baisse importante depuis les années 90. Pour pallier à ce problème, plusieurs actions ont été entamées par l'Agence du Bassin Hydraulique de Bouregreg et de la Chaouia Chaouia (ABHBC), à savoir la réalisation des aménagements hydrauliques pour favoriser l'alimentation de la nappe à partir des eaux de surface. Ce projet qui été lancé en 2008, consistait à la réalisation des seuils d'épandage de crues, sur les cours d'eau en provenance du plateau de Settat, notamment oued El Himmer et Mazer, pour favoriser la recharge de la nappe par les eaux de crues, et les lâchers du barrage El Himmer en amont. Ces dispositifs peuvent être plurifonctionnels et être le support d'autres fonctions, à savoir la protection de la ville de Berrechid en aval contre les inondations, ainsi que la mise à la disposition des populations locales de petites retenues d'eau pour les besoins domestiques et l'abreuvement du cheptel.

Cinque ouvrages ont été réalisés sur la nappe, dont quatre sur Oued El Himmer (S1, S2, S3 et S4) et un seuil (S5) sur oued Mazer (Figure I.6). Les ouvrages sont de type béton cyclopéen.

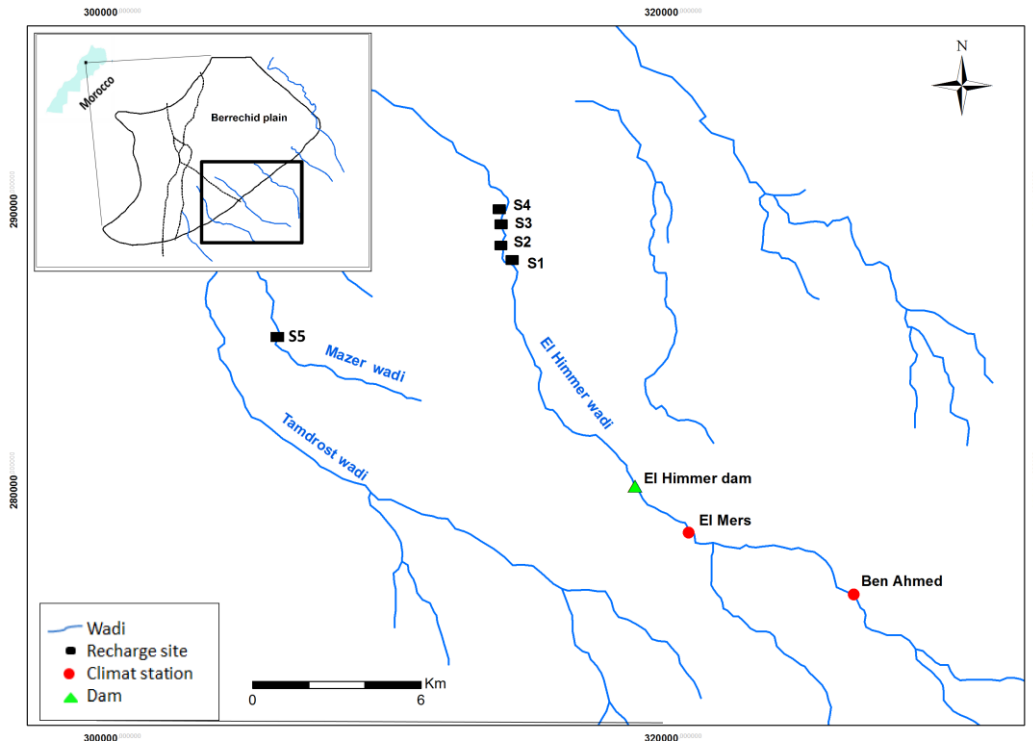


Figure I.6. Localisation des seuils de recharge dans la nappe de Berrechid

Après le passage des flux d'écoulements, suite aux précipitations et aux lâchers de barrage, les retenues des seuils reçoivent des volumes de sédiments charriés par ces écoulements conduisant à une formation d'une couche de dépôts de très faible perméabilité (cake) limitant l'infiltration vers la zone saturée de la nappe, ce qui nécessite à chaque fois des opérations de curage des sols déposés. Ainsi, on ne sait même pas si ce colmatage affecte seulement l'interface eau-sol ou bien il se prolonge vers la profondeur. Aussi, les données disponibles dans la littérature ne donnent pas une vision claire sur l'impact du colmatage sur le système de recharge de la nappe.

II. Colmatage des systèmes de recharge artificielle

1. Introduction

Les eaux de recharge, lorsqu'elles n'ont pas subi de prétraitement poussé, sont chargées de particules solides. Il s'ensuit que lors de l'alimentation des dispositifs de recharge, le dépôt des particules en suspension en surface et en profondeur modifie la perméabilité de la surface d'infiltration provoquant ainsi son colmatage (Jeong et al., 2018). Une étude menée par Pavelic and Dillon, (1997) a montré que le colmatage est la principale raison de l'abandon des projets de stockage et de récupération des eaux. La diminution du taux d'infiltration (Schubert, 2002) et la réduction de l'efficacité de la perméabilité du sol nécessite un entretien régulier des sites de recharge (Siegrist, 1987).

2. Colmatage des dispositifs d'injection

Dans les puits d'injection, le phénomène du colmatage est très fréquent. L'eau injectée contient des particules en suspension, qui s'infiltrant dans le milieu poreux conduit au bouchage des pores de la crépine et du massif filtrant. D'autres phénomènes peuvent intervenir aussi, notamment la prolifération bactérienne (colmatage biologique), la précipitation de fer ainsi que la pénétration d'air ou de gaz dans l'aquifère (Daher, 2011). Aussi, la turbidité, l'azote total et le *PH* de l'eau injectée sont des critères clés du fait de leur rôle dans la prolifération bactérienne, la dissolution de la calcite et la filtration des particules fines (Pavelic et al., 2007, 1998). De ce fait, le colmatage réduit la durée de vie du puits et l'efficacité du pompage diminue aussi. Par conséquent, des opérations de décolmatage sont primordiales dans la détermination de la durée de vie du dispositif et de son rendement économique. Un prétraitement régulier de l'eau brute d'injection par des méthodes chimiques est nécessaire pour réduire le colmatage due aux bactéries et des minéraux dissous (Page et al., 2018). Aussi, les techniques physiques d'entretien sont employées, comme l'inversion du fonctionnement de la pompe d'injection en une pompe de refoulement à la fin d'un nombre déterminé de sessions d'injection pour aider à éliminer les résidus en suspension au niveau des crépines et du massif filtrant (Daher, 2011 ; Fernández Escalante, 2015).

3. Colmatage des systèmes d'infiltration

Il s'agit d'une combinaison de deux processus : l'obstruction des pores et la désorganisation de la porosité du sol pouvant être engendrée par divers mécanismes, tels que le gonflement des argiles ou la dégradation des agrégats par un excès d'ions. Ce colmatage peut être de nature; i)

biologique dû à la croissance bactérienne et aux actions des algues par précipitation de certains composés dissous (carbonate de calcium) par consommation de CO₂, accumulation de matière organique morte ne se détruisant pas par absence d'activité biologique due à la disparition de l'oxygène, ii) physique du à la filtration de la matière en suspension et le dépôt des grosses particules, et /ou iii) chimique résultant des réactions chimiques entre les eaux de surface et les différents constituants du sol et du sous-sol. La prévention et la gestion du colmatage des systèmes d'infiltration sont donc indispensables pour le bon rendement de la recharge artificielle.

La rentabilité et la durabilité d'une opération de la RAN sont étroitement liées à ce phénomène de colmatage qui entraîne une diminution drastique de l'infiltration de l'eau vers la zone saturée de l'aquifère. Des travaux de recherche ont été conduits sur ce sujet pour évaluer l'impact du colmatage sur le taux d'infiltration par des mesures sur le terrain afin minimiser l'effet du colmatage, ce qui prolongera la durée de vie de l'ouvrage. Une étude conduite sur un site expérimental par (Hatch et al., 2010) sur la rivière de Pajaro en californie a indiqué que la conductivité hydraulique diminue de 10^{-4} à 10^{-6} m/s, les valeurs les plus faibles ont été obtenues pendant la saison sèche, lorsque les dépôts s'accumulent sur le lit du cours d'eau lors des périodes de faible débit. En raison de taux de sédimentation élevé sur la rivière de Danube (vienne), (Blaschke et al., 2003) ont rapportés une réduction du taux d'infiltration d'environ 40 à 60% sur une période de 4,5 ans. L'expérience menée par (Pholkern et al., 2015) sur le site de Mae Rim (Thaïlande) indique que sur les 22 jours de l'expérience, et avec une faible vitesse d'écoulement de 0,05 m/s et une turbidité entre 200 et 950 NTU, la conductivité hydraulique verticale a diminuée de manière significative, en passant de $5,6 \times 10^{-6}$ à $7,3 \times 10^{-7}$ m/s.

III. Processus de colmatage en milieux poreux

1. Introduction

La réduction de la conductivité hydraulique saturée est un processus physique qui résulte de l'accumulation de matériaux dans les vides, réduisant le volume des pores, ou de la modification des coefficients de friction ou de la viscosité des fluides, entraînant une réduction de la capacité à transmettre les fluides (Baveye et al., 1998; Dikinya et al., 2008). La texture du sol, sa structure, sa densité apparente, son agrégation, sa teneur en matière organique, sa minéralogie, sa dispersion ainsi que les micro-organismes et le volume d'air entraîné peuvent tous jouer un rôle dans la modification de la conductivité hydraulique d'un sol (Abu Sharar et al., 1987; Dexter et al., 2004; Lado et al., 2004). Les matériaux accumulés dans les vides des milieux poreux conduisant à son colmatage, peuvent provenir du fluide influent, du milieu lui-même ou de particules présents dans le fluide ou le milieu (Pavelic et al., 2011). Le colmatage peut être le résultat de mécanismes chimiques, biologiques ou physiques ou une combinaison des trois.

2. Colmatage chimique

Les eaux souterraines naturelles sont considérées comme étant de qualités persistantes et hygiéniquement saines; cependant, la composition des eaux souterraines varie considérablement et est influencée par un ensemble de facteurs, tels que la qualité de l'eau d'infiltration, l'interaction avec les strates du sol, les conditions redox, la température et l'activité microbienne (Saripalli et al., 2001). Les réactions géochimiques liées à l'incompatibilité entre l'eau d'alimentation et les eaux souterraines indigènes et le milieu aquifère mènent à la formation de divers précipités chimiques entraînant un colmatage chimique.

3. Colmatage biologique

Bien que des protozoaires et des virus soient présents dans les eaux souterraines et qu'ils fassent l'objet d'une grande attention pour des raisons sanitaires, ce sont les bactéries qui jouent le rôle le plus important en matière de colmatage biologique. Les études de Kim et al., 2010 et de Seki et al., (1998) fournissent plus de détails sur les microorganismes et les eaux. Dans une étude détaillée sur le colmatage biologique, Baveye et al., (1998) identifient quatre principaux mécanismes de colmatage bactérien. Ce sont : i) l'accumulation de corps cellulaires dans le milieu poreux, ii) la production de polymères extracellulaires bactériens,

essentiellement des polysaccharides, iii) le piégeage de produits gazeux, en particulier le dioxyde de carbone (respiration), l'azote et le méthane, et iv) l'accumulation à médiation microbienne de précipités insolubles.

La formation d'un biofilm attaché au milieu réduit la porosité, provoquant ainsi le colmatage des milieux poreux (Volk et al., 2016). Aussi, Les algues sont l'une des préoccupations des systèmes de surface. Le colmatage par la croissance des algues peut être très grave. L'activité algale se concentre dans les formations de surface (Lichner et al., 2013)

4. Colmatage physique

La présence de colloïdes et de particules fines dans les eaux souterraines est bien connue dans de nombreuses disciplines de l'ingénierie. Une question importante liée au transport des particules solides (PS) à travers les milieux poreux est l'effet sur la perméabilité du milieu. En raison de la rétention des PS dans le milieu poreux, la perméabilité diminue. Le colmatage physique se produit en raison du dépôt et du détachement de particules fines durant l'infiltration. On distingue deux types de colmatage; le premier est dû aux particules en suspension initialement présentes dans l'eau considérée pour l'injection. Le second type concerne les fines particules de sol initialement présentes dans l'aquifère où l'eau sera injectée (figure I.7). Le colmatage physique entraîne une réduction drastique de la perméabilité (Alem et al., 2015; Pavelic et al., 2011; Reddi et al., 2000). Les principaux facteurs affectant le dépôt de particules sont la concentration, la taille et la forme de solides en suspension dans l'eau de recharge, la taille et les distributions granulométrique du milieu poreux et sa porosité.

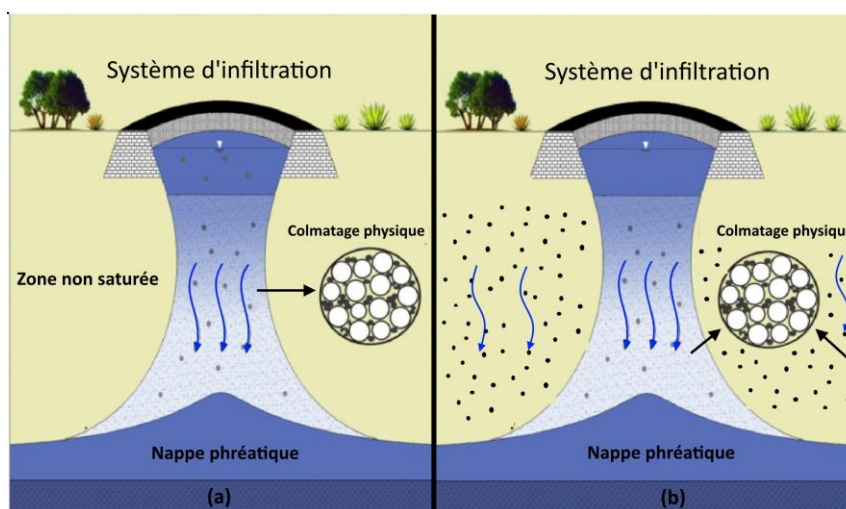


Figure I.7. Deux types de colmatage physique. (a) Colmatage dû aux particules en suspension infiltrées et (b) colmatage dû à la mobilisation des particules fines initialement présentes dans l'aquifère

Mécanismes de filtration

La rétention des particules se fait par différents processus. McDowell-Boyer et al., (1986) ont identifiés trois mécanismes de filtration de particules, basés sur l'injection d'un fluide dans un milieu poreux. La classification de ces procédés est liée au rapport entre la taille des particules filtrées et la distribution de la taille des pores du milieu poreux. La figure I.8 présente la classification des particules en fonction de leur taille d'après Elimelech et al., 1995.

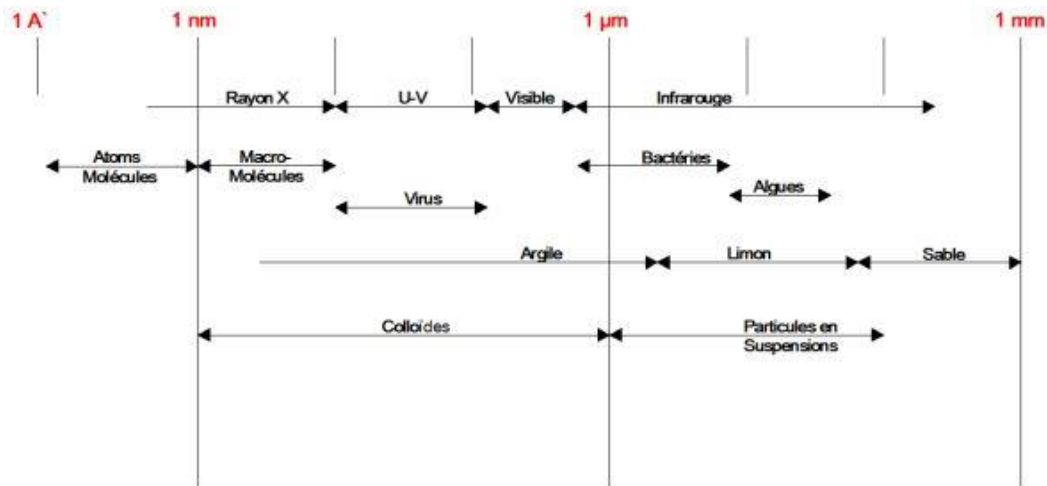


Figure I.8. Classification des particules dans l'environnement en fonction de leur taille (Elimelech et al., 1995)

- Le premier mécanisme de dépôt est la filtration en surface ou sur le cake. La filtration sur cake se produit lorsqu'une solution contenant des particules de taille supérieure à la taille des pores du milieu poreux est injectée. Les particules se déposent immédiatement à la surface car elles sont trop grosses pour passer à travers les pores (figure I.9). Les particules s'accumulent sur le milieu poreux et forment une couche, appelée cake de filtration.
- Si la taille moyenne des particules en suspension est inférieure à la taille moyenne des grains, les particules circuleront dans le milieu poreux. En fonction de la taille des grains et de la distribution granulométrique, les plus grosses particules seront piégées dans des pores plus petits, car ces particules sont trop grosses pour passer à travers. Ce mécanisme est connu sous le nom de filtration ou d'exclusion de taille. Un certain nombre d'articles font état de différents critères de filtration en fonction de la distribution de la taille des particules et des grains (Gerber et al., 2018; You et al., 2013; Ahfir et al., 2017).
- Les particules inférieures à 1 µm (colloïdes) sont également soumises à des processus physiques et chimiques. Les forces électrostatiques et les forces de Londres-van-der-Waals déterminent les conditions répulsives ou attractives entre la surface des grains et des

particules. Dans la littérature, le dépôt et l'attachement se réfèrent à ce mécanisme physico-chimique. En cas de composition identique des particules, la force de surface des particules est répulsive. Donc, la capacité du milieu à collecter les particules est plus faible dans les derniers stades de colmatage lorsque la surface du grain est occupée par des particules. Dans ce cas, les particules ne peuvent être déposées que sur les particules déjà déposées. Cette condition est également appelée conditions défavorables (De Zwart, 2007)

- Les processus de fixation physico-chimique sont souvent modélisés par la théorie du collecteur unique où les particules s'approchent d'une sphère, appelée collecteur en ligne droite, et sont capturées grâce à trois processus (Long and Hilpert, 2009; Ma et al., 2017; Tufenkji and Elimelech, 2004). Le premier processus est appelé interception où la particule suit une ligne de courant près de la surface du collecteur et frappe le collecteur en raison de sa taille fine. Le second mécanisme modélise les forces de diffusion qui influencent le mouvement des particules. De très petites particules entrent en contact avec la surface du grain en raison du mouvement brownien (diffusion). Le troisième mécanisme concerne principalement les grosses particules. Les particules plus grosses sont soumises à des forces gravitationnelles. Le dépôt est dû à la sédimentation à la surface du grain.

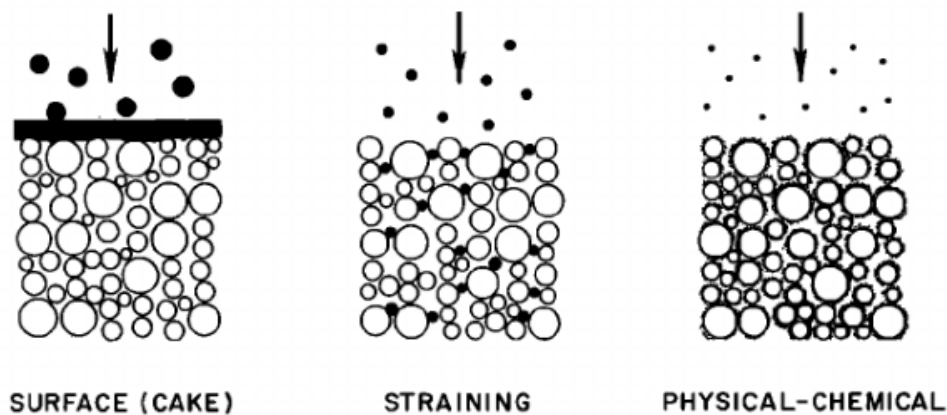


Figure I.9. Trois mécanismes de filtration des particules en milieu poreux (d'après McDowell-Boyer et al. 1986)

5. Colmatage des milieux poreux non saturés

Bien que le colmatage des sols saturés ait été étudié par de nombreux chercheurs, la contribution du colmatage physique, en particulier dans des conditions non saturées, a été peu étudiée. Des expériences ont été menées sur des colonnes de sable saturées et non saturées par Sang et al., (2013), dans lesquelles des impulsions colloïdales ont été injectées à différentes forces ioniques. Les taux de fixation des colloïdes étaient plus élevés dans les colonnes non

saturées en raison de la rétention supplémentaire aux interfaces air-solide facilement disponibles (figure I.10). L'effet de la saturation en eau sur le transport des microsphères de latex dans les milieux poreux a été étudié par Shang et al., (2008). Les résultats des expériences et de la modélisation ont mis en évidence que la rétention des colloïdes dans les régions à faible vitesse des milieux poreux, comme les jonctions de grains étaient le principal mécanisme de rétention des colloïdes dans des conditions saturées et non saturées.

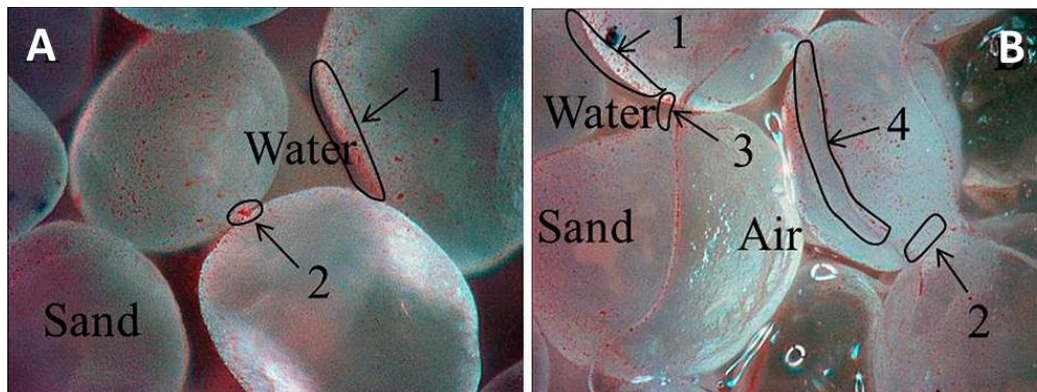


Figure I.10. Sites de rétention des colloïdes dans une colonne de sable saturée (A) et non saturée (B) 1. Interface solide - eau; 2. Contact grain - grain ; 3. Interface air - eau ; 4. Interface air - eau - solide. (Sang et al., 2013)

L'étendue des régions d'écoulement stagnantes dans la structure des pores est augmentée par la diminution de la teneur en eau, ce qui entraîne une plus grande rétention. Wan and Wilson, (1994) avaient étudié l'importance de l'interface eau-gaz sur la sorption et le transport des colloïdes. Les résultats ont révélé que la rétention des colloïdes augmentait avec la teneur en gaz du milieu poreux. D'autres recherches ont porté sur la mobilisation des particules autochtones dans un sol intact à l'échelle de la colonne. Elles se sont concentrées sur l'influence de plusieurs facteurs tels que la teneur initiale en eau du sol et la force ionique de l'eau de pluie (Rousseau et al., 2004), conditions hydrodynamiques (Shang et al., 2013), la dispersion des colloïdes (Kjaergaard et al., 2004), le stress capillaire et la valence des ions dans la solution du sol (Roy and Dzombak, 1997; Shang et al., 2009).

D'autres mécanismes pertinents qui peuvent contribuer à la mobilisation des particules sont peu investigués aussi. Il s'agit notamment des mécanismes qui se produisent entre deux événements de précipitations ou deux écoulements, comme la désaturation des milieux poreux par le drainage de l'eau et l'évaporation de l'eau de la surface du sol. Ces facteurs sont étroitement liés à la teneur initiale en eau des voies parcourues par les particules et peuvent être importants pour la mobilisation et la rétention des particules solides (colmatage

physique). L'importance de ces facteurs dépend de la durée de l'intervalle entre deux précipitations ou infiltrations. Parmi les premières recherches à étudier l'effet de la durée de la pause (entre deux événements de précipitation) sur la mobilisation des particules solides, on peut citer celle de Schelde et al., (2002). Après 40 minutes d'irrigation de colonnes de sol non perturbées, ils ont mis en évidence que la concentration de particules atteignait un maximum (pic) juste après la percée de l'eau, puis diminuait jusqu'à une valeur faible constante au fur et à mesure que l'irrigation progressait. Cette notion de pic initial a été mentionnée dans la plupart des études sur la mobilisation des particules autochtones (Jacobsen et al., 1997; Jonge et al., 2004; Majdalani et al., 2008; Zhuang et al., 2009, 2007).

Zhuang et al. (2007) ont comparés les effets de l'impulsion multiple et de l'impulsion unique des infiltrations suite à l'irrigation des colonnes de sable sur la mobilisation de colloïdes in situ. La mobilisation des colloïdes au début de l'irrigation est similaire pour les deux expériences. Une quantité considérable de colloïdes a été libérée à la sortie de la colonne. Pour l'irrigation continue (une seule impulsion) la concentration des colloïdes diminue au fur et à mesure de l'infiltration. Alors que pour l'infiltration à impulsions multiples. Une libération significative de colloïdes a eu lieu au début de chaque impulsion (lorsque la teneur en eau augmente), entraînant l'apparition des pics de concentration (figure I.11). Majdalani et al, 2008 ont constaté que la durée de la pause entre deux précipitations a un effet majeur sur la mobilisation des particules : la quantité de particules lessivées augmente avec la durée de la pause jusqu'à atteindre un maximum, puis elle diminue pendant les pauses encore plus longues.

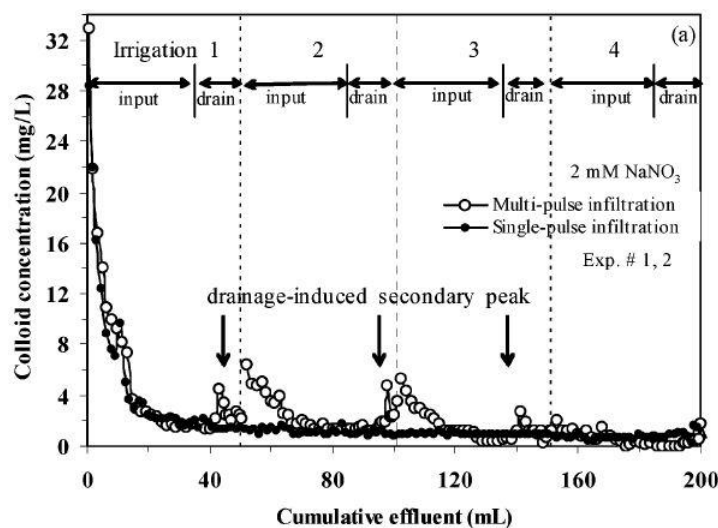


Figure I.11. Comparaison de l'effet de l'impulsion multiple et de l'impulsion unique des infiltrations sur la mobilisation de colloïdes autochtones (Zhuang et al., 2007)

IV. Fissuration dans les sols

1. Introduction

Il est bien connu que les sols argileux peuvent se fissurer lors de la dessiccation. Les fissures se produisent lorsque les sols subissent un changement de volume produit par l'aspiration du sol générée dans la matrice du sol en cours de dessiccation. La fissuration par dessiccation peut avoir un impact important sur les propriétés des sols argileux dans diverses applications géotechniques, agricoles et environnementales. En hydrogéologie, les variations saisonnières des conditions climatiques affectent la rétention d'eau dans les sols et, par conséquent, ils gonflent et se rétractent. Pendant les périodes de sécheresse, le rétrécissement des sols est généralement associé à l'apparition de fissures. Les propriétés physiques et le comportement mécanique des sols fissurés sont très différents de ceux du sol intact. La présence de fissures de dessiccation modifie les propriétés mécaniques et hydrodynamiques des sols. Dans le cas des systèmes d'infiltration (lits des oueds, bassins d'infiltration), les fissures de dessiccation facilitent considérablement l'infiltration par la création des chemins de percolation rapides et profonds (Baram et al., 2012; Dunkerley, 2008; Topp and Davis, 1981) qui peuvent à leur tour contribuer à la recharge des eaux souterraines. Toutefois, pendant les saisons humides qui se caractérisent par des précipitations et de l'humidité, l'eau remplit les fissures et les pores, par conséquent, la teneur en eau du sol a tendance à augmenter, en contribuant au gonflement des sols riches en argiles et à la fermeture partielle ou totale des fissures (Leeds-Harrison et al., 1986; Wang et al., 2017), ce qui entraîne une diminution importante de la conductivité hydraulique (Eigenbrod, 2003; Liu et al., 2003; Rayhani et al., 2008). La revue de la littérature présentée dans ce chapitre donne un aperçu sur la propagation des fissures de dessiccation dans le cake et leurs fermetures durant les cycles de séchage et humidification.

2. Mécanismes de fissuration par dessiccation

La dessiccation des sols implique généralement une réduction de la teneur en humidité du sol induite par l'évaporation de l'eau à la surface du sol. Hu et al., (2012) ont défini la fissuration par dessiccation comme la conséquence d'un excès des contraintes de traction induites par le retrait du spécimen en cours de séchage avec une contrainte cinématique. Au cours du processus de séchage, les pores sont progressivement remplis d'air, ce qui induit des pressions négatives (ou succions) de l'eau des pores. Il en résulte une tension superficielle qui affecte le comportement mécanique du sol. Ainsi, l'évolution des fissures de dessiccation, qui est en grande partie un phénomène hydraulique, a également des ramifications sur le comportement

mécanique du sol. En outre, la teneur initiale en humidité, le compactage, la température, les cycles de séchage et d'humidification ont également une incidence sur la fissuration par dessiccation (Fleureau et al., 1993; Louati et al., 2018; Tang et al., 2008).

Différents types de fissures peuvent se former différemment en fonction des forces initiales à l'origine des fissures. Il existe donc différentes explications de la formation des fissures dans la littérature. Raats, (1984) a rapporté que les fissures prennent naissance dans le sol lorsque la force de contrainte imposée par le retrait et le gonflement ou le travail du sol est suffisante pour rompre les liaisons entre les particules. Chertkov and Ravina, (1998) ont reportés que la fissuration peut s'amorcer dans les sols ductiles humides comme moyen de relâcher la contrainte imposée par le retrait des argiles. Dans ces conditions, les particules du sol ont probablement la capacité de se réarranger dans le champ de contrainte à la pointe de la fissure, ce qui induit une rigidité du matériau. Tang et al., 2008 ont reportés que les sols argileux sont plus susceptibles de développer des fissures de dessiccation en raison de la présence de petites pores, ce qui permet le développement de fortes succions. Pour un échantillon de sol exposé à l'air, l'évaporation se produit d'abord sur la couche de surface, et entraîne une succion initiale importante dans cette couche. Et lorsque la contrainte de traction superficielle (induite par une augmentation de la succion du sol) dépasse la force de liaison des grains, des fissures se produisent à la surface du sol. Ainsi, la microstructure du sol présente toujours une certaine hétérogénéité, même pour les échantillons humides (boue). De ce fait, la force de liaison entre les particules de sol n'est pas uniforme. De ce fait, sous l'effet de la traction, les zones faibles ayant une force d'adhérence plus faible subissent d'abord une rupture. C'est pourquoi les fissures prennent généralement naissance au niveau des défauts du sol (Weinberger, 1999; Zabat et al., 1997). Par conséquent, la résistance critique à la traction du sol pour l'apparition de fissures reflète les propriétés mécaniques locales des régions plus faibles (Tang et al., 2010). Aussi, l'initiation de la fissuration peut être externe, liée aux forces de frottements entre le sol et une interface rugueuse (Wang et al., 2018; Zeng et al., 2020) (figure I.12) ou internes, liée au un séchage non uniforme du sol (Tang et al., 2010).

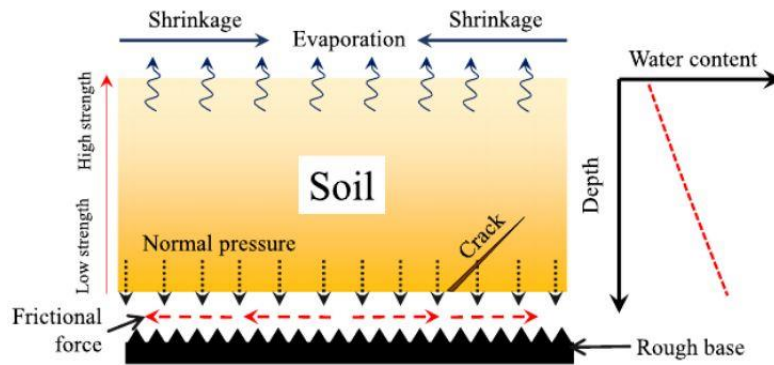


Figure I.12. Initiation de la fissuration en profondeur suite aux contraintes de frottements bien que la teneur en eau est plus importante qu'en surface (Zeng et al., 2020)

3. Fermeture des fissures et leur impact sur l'infiltration

Il est bien connu que les sols fins, lorsqu'ils sont exposés aux cycles chemins de séchage-humidification ou aux cycles de gel-dégel, montrent généralement, mais pas toujours, une augmentation de leur conductivité hydraulique en raison de l'apparition des fissures qui favorisent l'infiltration dans les sols. Toutefois, pour les sols plastiques et très plastiques, la conductivité hydraulique peut diminuer, en raison des mécanismes d'auto-cicatrisation (*self-healing*) qui, lors de l'infiltration, entraînent la fermeture partielle ou totale des fissures. Eigenbrod, (2003) a identifié les trois principales causes participant à la fermeture des fissures des sols fins, qui sont :

- i. l'augmentation de la contrainte effective au-dessus du niveau de la résistance au cisaillement non drainé du sol intact,
- ii. le colmatage des fractures par les particules érodées des surfaces de la fracture durant la percolation dans les sols non plastiques ou de faible plasticité,
- iii. le gonflement des particules argileuses près des surfaces des fractures dans l'argile fortement gonflante.

Rayhani et al. (2008) ont montrés que la conductivité hydraulique diminue avec l'augmentation de l'indice de plasticité suite à la fermeture partielle des fissures (figure I.13). Bien que, la fissuration dans les sols très plastiques était plus importante, l'auto-cicatrisation de ces fissures lors de la ré-humidification était plus importante que dans les sols à faible plasticité Cripps and Parmar, (2015).

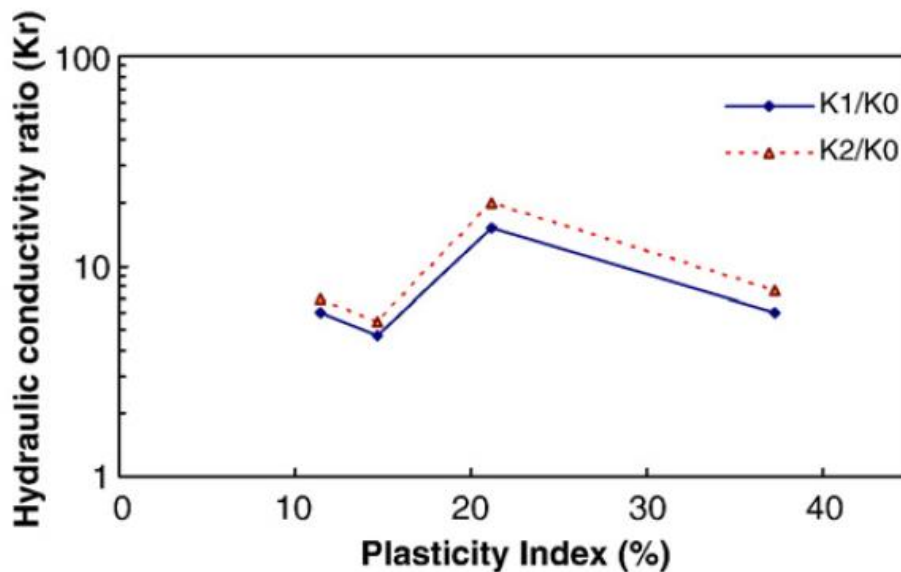


Figure I.13. Effet de l'indice de plasticité du sol sur le rapport de la conductivité hydraulique après dessiccation. (Rayhani et al. 2008)

Greve et al. (2010) ont étudiés le processus de formation des fissures du sol et de l'écoulement préférentiel dans un lysimètre rempli de sol argileux initialement très sec et fissuré. Le lysimètre a subi six alimentations d'eau (précipitations et irrigations par inondation) afin de déterminer la relation entre la dynamique des fissures, la teneur en eau du sol et le flux des macropores. Des conclusions concernant le flux préférentiel dans les sols fissurés, sont résumées ci-dessous:

- Aucun drainage n'a eu lieu pendant les 3 premières d'irrigations, même si que les fissures ont permis un écoulement dans sol. Cela est lié principalement l'absorption d'eau par la matrice du sol avant d'atteindre la sortie du lysimètre. Aussi, la présence des fissures horizontales auraient également contribué à la forte infiltration latérale, en particulier dans les cas où ces fissures étaient loin de la fissure verticale principale. Une telle déviation de l'écoulement préférentiel de l'eau des fissures verticales augmenterait encore la quantité d'eau qui pénètre dans la matrice du sol à partir des macropores. Avec l'augmentation de la teneur en humidité de la matrice adjacente aux parois des fissures, le taux d'infiltration latérale diminue et l'eau qui s'écoule le long de la fissure principale atteint successivement des parties plus profondes du profil.
- Le drainage dans la colonne n'a eu lieu qu'après la 4^{ème} irrigation, même si le réseau de la fissure principale était complètement fermé en surface au début de l'irrigation. Or, l'apparition de nouvelles fissures en surface après la 3^{ème} irrigation à des endroits différents du réseau

primaire de fissures (figure I.14 d et e), a contribué à l'infiltration de l'eau dans la matrice humide du sol (suite aux 3 irrigations précédentes) au voisinage de la fissuration principale. L'infiltration latérale des macropores dans la matrice s'est réduite, de sorte que l'eau pénétrant les fissures profondes s'écoule sur toute leur longueur pour faire partie de l'eau de drainage.

- La figure I.14f montre le lysimètre pendant la 5^{ème} irrigation. L'eau arrosée s'écoule à nouveau dans le réseau de fissures de surface. Cependant, comme cette l'eau ne dépasse pas de manière significative la perte par évaporation pendant la période de séchage précédente, l'eau arrosée s'infiltre dans la couche supérieure du sol séché et il ne se produit aucun écoulement significatif dans les voies d'écoulement préférentielles.

- La figure I.14g montre le profil du sol pendant l'irrigation 6. Là encore, un réseau de fissures de surface s'est formé, qui reçoit les eaux d'irrigation. Il se produit un drainage qui doit provenir en partie des régions salines le long des voies d'écoulement préférentielles antérieures. Cependant, les données recueillies dans le cadre de l'irrigation 6 ne permettent pas de déterminer si le flux préférentiel se produit encore, ni d'écarter une telle conclusion. Les différences potentielles de flux préférentiel entre les irrigations 4 et 6 peuvent être dues à l'intensité d'application plus faible de l'irrigation 6, à la teneur en humidité plus élevée du profil au début de l'irrigation 6 et à la fermeture plus poussée du réseau de fissures primaires à des stades ultérieurs de la série d'irrigation.

La Figure I.14 illustre le modèle conceptuel des processus de formation de fissures et d'infiltration, où les différentes illustrations montrent le lysimètre à différents stades. (a) lysimètre avant la période de séchage ; (b) lysimètre après la période de séchage avec un réseau primaire de fissures ; (c) lysimètre pendant les irrigations 1-3 ; le ruissellement de surface qui transporte du NaCl dissous, s'infiltre latéralement dans la matrice du sol à proximité des fissures; (d) lysimètre avant l'irrigation 4 ; le réseau primaire de fissures est fermé à la surface, de nouvelles fissures de surface se sont formées à de nouveaux endroits; (e) lysimètre pendant l'irrigation 4 ; l'eau de la couche supérieure humide entre dans les fissures du réseau primaire; un écoulement préférentiel se produit et contribue au drainage ; (f) lysimètre pendant l'irrigation 5 ; l'eau ajoutée compense le déficit d'humidité du sol causé par l'évaporation au cours de la période de séchage précédente ; aucun drainage ne se produit; et (g) lysimètre pendant l'irrigation 6 ; un drainage se produit mais les données indiquant l'existence ou l'absence d'un écoulement préférentiel ne sont pas concluantes.

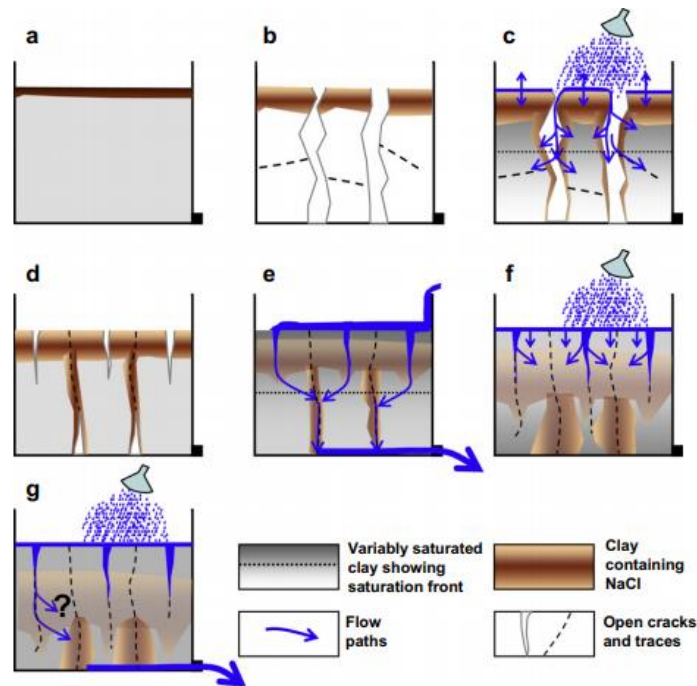


Figure I.14. Modèle conceptuel des processus d'écoulement dans un sol fissuré et le changement de volume (d'après Greve et al., 2010)

4. Changements de volume des sols fins

Les sols argileux sont capables d'absorber de grandes quantités d'eau et de se dilater. La nature expansive de l'argile est moins proche de la surface du sol où le profil est soumis à des changements saisonniers et environnementaux. Plus ils absorbent d'eau, plus leur volume augmente. Les sols expansifs (riches en Montmorillonite et smectite) se rétractent également lorsqu'ils s'assèchent. Des fissures dans le sol peuvent également se développer. Ces fissures permettent à l'eau de pénétrer plus profondément dans le sol. Cela produit un cycle de retrait et de gonflement qui fait que le sol subit de nombreux changements de volume.

4.1. Gonflement des sols fins in-situ

Le potentiel de gonflement d'un sol expansif peut être affecté soit par les propriétés du sol qui influencent la nature du champ de force interne, soit par les facteurs environnementaux qui peuvent modifier le système de force interne ou l'état de stress présent sur le sol. Certains facteurs physiques tels que la teneur en eau initiale, la densité initiale, la quantité et le type de compactage influencent également le potentiel de gonflement et les paramètres de gonflement des sols (Rao et al., 2001; Villar and Lloret, 2008). Ces facteurs sont résumés ci-dessous :

i. Propriétés du sol

- Minéralogie de l'argile : La montmorillonite et la smectite sont deux minéraux argileux qui peuvent engendrer des variations de volume du sol. L'Illite et la kaolinite sont souvent non expansives, mais peuvent provoquer des changements de volume lorsque la taille des particules est extrêmement fine (Morodome and Kawamura, 2009).
- Chimie de l'eau du sol : Le gonflement est réprimé par une augmentation de la concentration en cations et une augmentation de la valence des cations. Par exemple, les cations Mg^{2+} dans l'eau du sol se traduiraient par moins de gonflement que les cations Na^+ (Chatterjee et al., 2004).
- Succion du sol : La succion du sol est une variable qui est liée à la saturation, la gravité, la taille et la forme des pores, la tension superficielle et les propriétés électriques et chimiques caractéristiques des particules de sol et de l'eau (Kassiff and Shalom, 1971).
- La plasticité : En général, les sols qui présentent un comportement plastique sur une large gamme de la teneur en humidité et qui ont des limites de liquide élevées ont un plus grand potentiel de gonflement et de rétrécissement. La plasticité est un indicateur du potentiel de gonflement (Rayhani, 2008 ; Eigenbrod, 2003).

ii. Facteurs environnementaux

- Teneur initiale en humidité : Un sol expansif desséché aura une forte affinité pour l'eau où la succion est plus élevée que le même sol à une teneur en eau plus élevée où la succion est plus faible. À l'inverse, un profil de sol humide perdra plus facilement de l'eau en cas d'exposition à l'assèchement et se rétrécit plus qu'un profil initial relativement sec (Lyu et al., 2015).
- Le climat : La quantité et la variation des précipitations et de l'évapotranspiration influent sur la disponibilité et la profondeur de la fluctuation saisonnière de l'humidité. Les gonflements saisonniers se produisent durant des périodes humides dans des environnements arides (Erol and Dhowian, 1990)
- Eau souterraine : Les nappes phréatiques peu profondes constituent une source d'humidité et de fluctuation du profil d'humidité des sols au-dessus (Millette and Broughton, 2011).

4.2. Retrait des sols argileux in-situ

En périodes sèches, lorsque la teneur en humidité diminue, la contrainte capillaire dans les espaces vides augmente en raison de l'augmentation de la tension superficielle. Cette augmentation de la tension tend à rapprocher les particules de sol adjacentes, et le volume global diminue. Cependant, les sols rétrécis peuvent gonfler après humidification (Brake et al., 2013; Chertkov, 2005; Peng et al., 2007). Le retrait des sols in-situ est lié surtout à la réduction de la teneur en eau par; i) l'évaporation en surface, surtout en climats secs, ii) la chute du niveau piézométrique de la nappe phréatique et iii) l'aspiration de l'eau par les plantes et les arbres pendant les saisons sèche (Figure I.15).



Figure I.15. Fissures de dessiccation dans un site de recharge (Oued El Himmer, Maroc)

5. Quantification de la fissuration par l'analyse d'images

Un aspect important de l'étude des sols fissurés au laboratoire consiste à quantifier le réseau de fissuration durant les cycles de séchage et mouillage (S-M), ainsi que le changement de volume lié au retrait et au gonflement des sols. Les techniques de quantification des réseaux de fissures ont été évoluées ces dernières années, en passant des mesures directes sur le terrain ou au laboratoire à des techniques plus sophistiquées telles que l'analyse d'images.

L'analyse d'images n'est pas une nouveauté; cependant, les progrès du matériel et des logiciels informatiques en ont fait un outil nouveau et efficace qui peut être automatisé et appliqué à des séries d'images. Ces dernières années, de nombreux chercheurs ont utilisés l'analyse d'images dans diverses applications pour l'estimation directe et indirecte des propriétés des

sols, y compris la caractérisation, la localisation et le suivi des fissures (Julina and Thyagaraj, 2019; Tang et al., 2019, p. 2; C. Wang et al., 2018). L'analyse d'images issues de la tomographie à rayons X a été utilisée afin de quantifier les nombreux paramètres caractérisant la fissuration, tels que la forme des fissures et le changement de volume des sols. La section V présente le principe de la tomographie à rayons X, utilisée dans cette thèse, et quelques processus de traitement qui ont été menés.

V. Apport de la tomographie à rayons-X dans l'étude de la fissuration

1. Introduction

Les phénomènes qui se produisent à l'échelle microscopiques des objets (ex. les sols) tels que la structure interne grains-pores et les discontinuités (fissures), ne sont pas forcément visibles à l'œil nu, mais ils peuvent être révélés grâce à l'imagerie par tomographie à rayons-X. Cette technique permet de visualiser et d'analyser les structures internes des objets scannés à haute résolution sans les détruire. Ce chapitre présente le principe de l'imagerie par tomographie à rayons-X, les étapes de scan des échantillons (notamment des sols), la reconstruction des images, ainsi que leur traitement.

2. Principe

La tomographie à rayons X assistée par ordinateur (*X-ray Computed Tomography*) est une technique d'imagerie non destructive capable de visualiser et d'analyser les structures internes des objets en 3D avec une très haute résolution spatiale allant des microns jusqu'aux nanomètres. La technique a été utilisée pour la première fois à des fins médicales (Cacak and Hendee, 1979). Actuellement, la tomographie est utilisée dans divers domaines, notamment la géologie, l'archéologie, la biologie, le biomédical, l'électronique, les matériaux et la science alimentaire. Un simple schéma de la configuration d'une machine de la tomographie est présenté sur la Figure I.16. À son niveau le plus élémentaire, un tomographe comporte trois éléments:

- la source des rayons X;
- une plate-forme support d'échantillon, qui fait tourner l'échantillon pour permettre d'obtenir une série d'images radiographiques à des positions angulaires incrémentales;
- un écran (imageur) détecteur de rayons X.

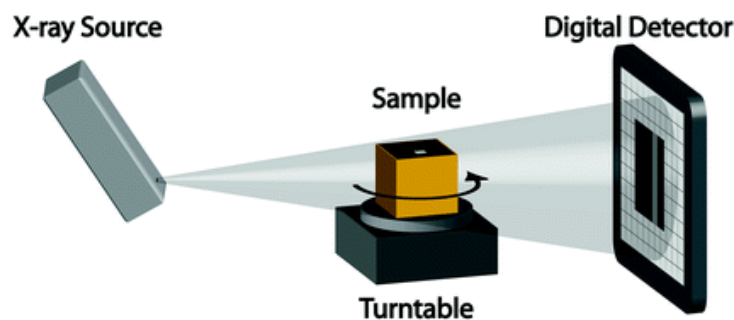


Figure I.16. Un simple schéma de la configuration typique d'un tomographe

3. Transmission des rayons X

Les photons des rayons X interagissent avec la matière de différentes manières, ils peuvent être soit absorbés, diffusés, réfractés ou diffractés (Wildenschild and Sheppard, 2013). Les rayons qui traversent l'objet dans la même direction que le rayon incident sont transmis. Au fur et à mesure que les rayons traversent l'objet, leur intensité diminue. Pour un rayon monochromatique, c'est-à-dire avec une longueur d'onde et une énergie uniques, l'intensité du rayon X diminue de façon unidirectionnelle selon la loi de Beer (Equation 1). Lorsqu'un détecteur détecte la diminution de l'intensité de l'énergie des rayons X, la technique est appelée tomographie par émission de rayons X.

$$I = I_0 \exp(-\mu x) \quad (1)$$

L'atténuation du rayon est modélisée par le coefficient d'atténuation (μ) dans l'équation 1 et dépend principalement de deux facteurs : (1) la densité électronique atomique du matériau, qui est souvent (mais pas toujours) proportionnelle à la densité apparente du matériau et (2) l'énergie du rayon incident. Les matériaux denses atténuent davantage les rayons X que les matériaux légers. Aussi, les rayons à haute énergie traversent plus facilement un objet que les rayons à basse énergie.

4. Acquisition d'images

Une interprétation précise des images par tomographie nécessite une configuration de balayage adéquate, une calibration soignée et une sélection de paramètres d'acquisition appropriés. Parmi ces paramètres d'acquisition on cite :

Source de lumière : durant le scan, le rayonnement se produit par un tube cathodique contenant souvent une anode en tungstène. Ce tube correspond à un spectre de fréquences plutôt qu'à une seule fréquence. Cela signifie que le rayon est composé de différentes longueurs d'onde et est donc appelé polychromatique (Martinez Carvajal, 2020). Lors du balayage, une tension (en kV) doit être choisie en fonction des caractéristiques de l'objet scanné.

Filtres : un filtre peut être monté sur la source des rayons pour pouvoir réduire ou filtrer les rayons de plus haute énergie (durcissement de faisceaux). Cela permettra de durcir un rayon et peut améliorer la qualité d'une projection. L'image produite avec un rayon durci est moins

brillante mais plus homogène. Plusieurs filtres peuvent être utilisés, en Cuivre, en Aluminium ou en Titane

Résolution d'image : la taille de la projection de l'objet sur la surface du détecteur varie en fonction de la distance qui le sépare de la source de rayons X et du détecteur (l'imageur). Ces distances sont optimisées pour avoir la plus grande projection possible et donc la meilleure résolution.

Type d'acquisition: lorsque la hauteur projetée de l'objet dépasse la hauteur du détecteur, une image de l'objet entier peut être obtenue en préservant la résolution, soit i) par marquage de différentes positions verticales constantes et en effectuant un balayage pour chacune d'entre elles, c'est-à-dire que la position verticale de l'échantillon ne varie pas pendant la rotation; ou ii) par acquisition hélicoïdale sur toute la hauteur de l'objet scanné.

Durée de scan : pour chaque projection, l'objet est irradié pendant une période d'une fraction de seconde. La durée peut être ajustée s'il faut irradier davantage de photons pour traverser un échantillon dense. Le temps de balayage dépend donc de la durée de chaque projection et du nombre de pas angulaires.

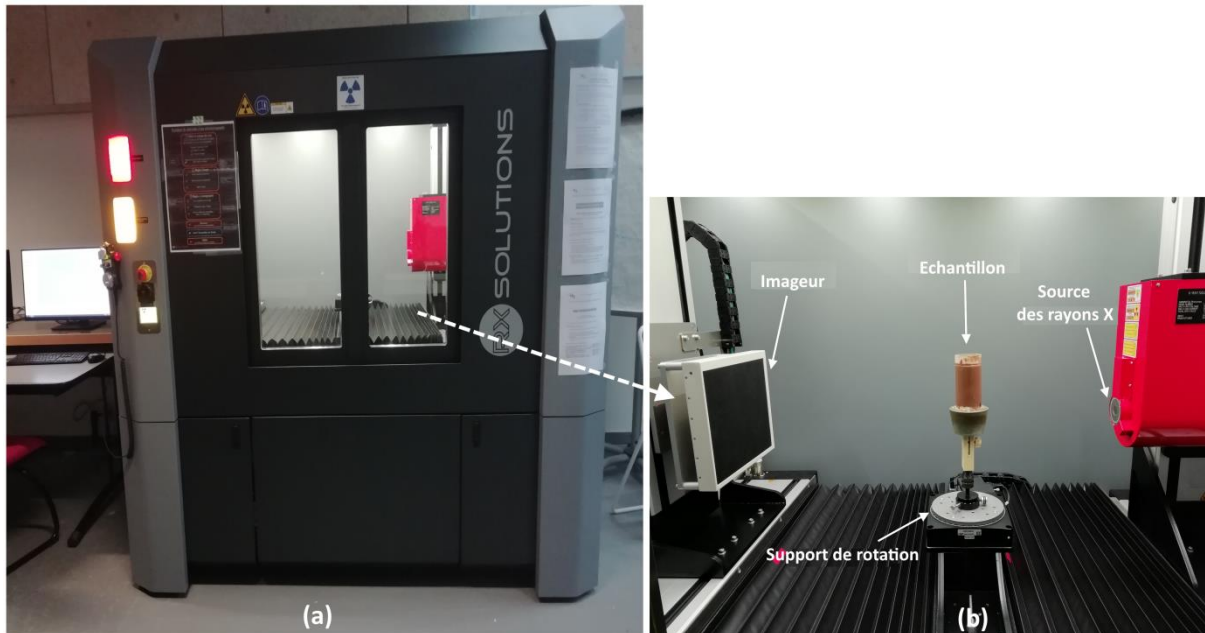


Figure I.17. (a) Dispositif de tomographie à rayons-X (LOMC- Université Le Havre Normandie). (b) Vue de l'intérieur

5. Reconstruction d'images

La reconstruction est un processus clé de la tomographie dans laquelle des projections 2D sont utilisées pour reconstruire le volume 3D d'un objet. Il existe de nombreuses méthodes pour atteindre cet objectif. Plus de détails sur les principes de la reconstruction des images en 3D figurent dans Hsieh, (2003) et Martinez Cravajal, (2020). Dans la présente étude, des images 3D (*stack*) ont été reconstituées grâce aux projections enregistrées lors d'un balayage avec le logiciel X-Act, fourni par RX-Solutions. Ces projections sont en 2D (slices) et représentent une intégration de tous les coefficients d'atténuation des rayons X rencontrés le long du trajet du faisceau jusqu'à ce qu'il atteigne le détecteur. La reconstruction a été effectuée à l'aide d'un algorithme de rétroprojection (*back-projection*) filtrée implémenté dans le logiciel.

Une interprétation des images reconstituées devient plus délicate en présence des imperfections et d'anomalies non représentatives de l'objet scannée tel que les artefacts de balayage (Ketcham and Carlson, 2001), qui peuvent masquer plus de détails sur l'image. Certains de ces artefacts peuvent être corrigés, ou réduits, lors de la reconstruction. Deux principaux artefacts d'images sont décrits ci-dessous et les traitements nécessaires pour réduire leurs effets sont exposés.

5.1 Durcissement du faisceau

Les rayons X incidents filtrés sont toujours polychromatiques et lorsqu'ils traversent l'objet scanné ils se durcissent: les rayons de faible énergie s'absorbent principalement aux bords de l'échantillon (rectangle pointillé). Lors de la reconstruction, les coefficients d'atténuation les plus importants sont attribués aux bords de l'objet; c'est le durcissement du faisceau (*Beam hardening*). La réduction de l'effet du durcissement du faisceau peut se faire par; i) filtration à la source avant que les rayons traversent l'échantillon (Brosi et al., 2011), et/ou ii) par l'utilisation des algorithmes de correction pendant la reconstruction pour réduire manuellement le plus possible tout durcissement de faisceau observé sur l'image (Gompel et al., 2011). La figure I.18 montre la correction du durcissement du faisceau lors de l'étape de la reconstruction.

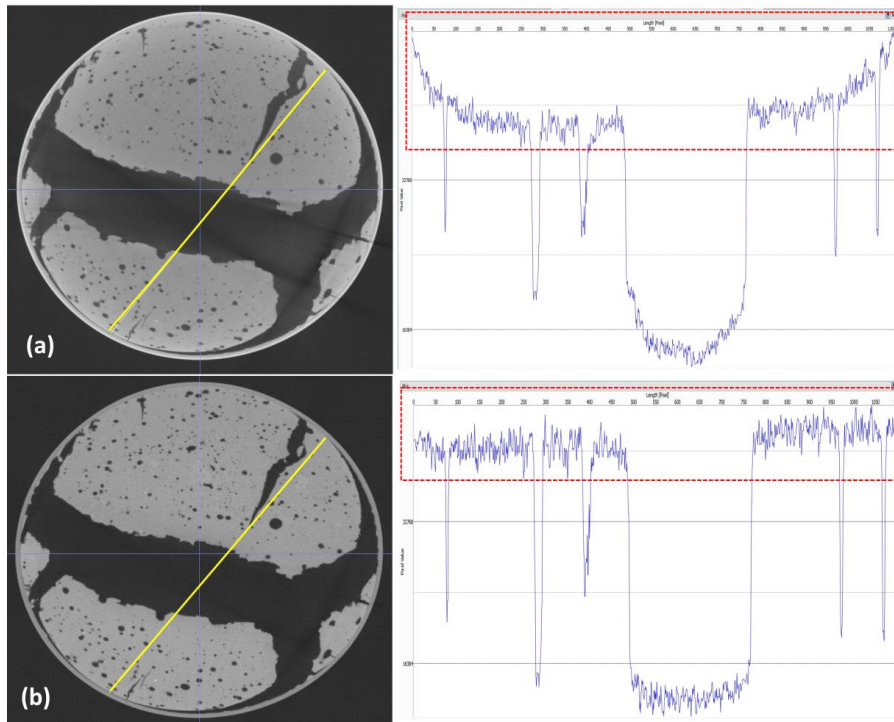


Figure I.18. Image obtenue par reconstruction et son histogramme associé. a) Avant correction du durcissement du faisceau. b) Après correction du durcissement du faisceau

5.2 Artefacts circulaires

Les artefacts circulaires sont causés par des inhomogénéités au sein du détecteur ou de la source et donnent lieu à des anneaux de contraste très nets, concentriques au centre de rotation (Figure I.19). Les artefacts annulaires peuvent, comme dans le cas du durcissement du faisceau, être éliminés par correction pendant la reconstruction. Dans le cadre de notre étude, le logiciel X-Act a été utilisé.

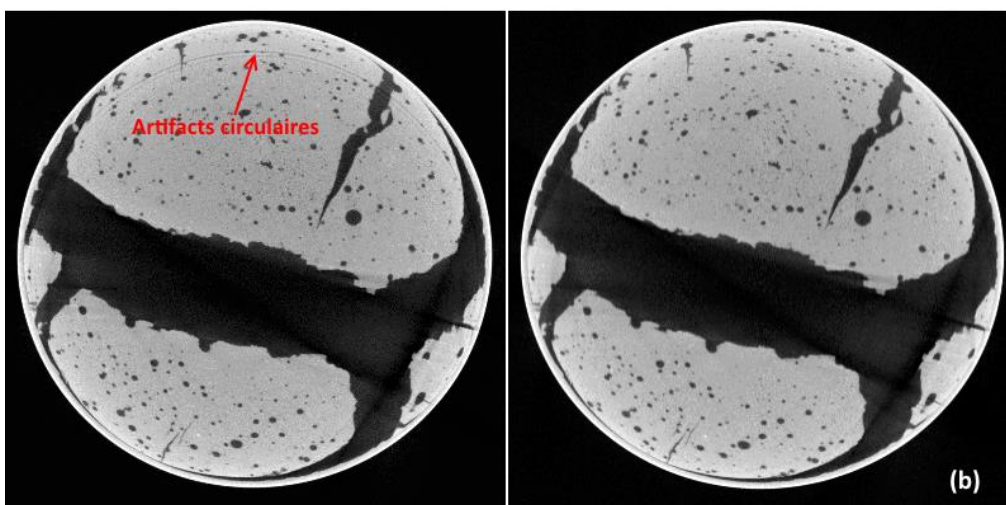


Figure I.19. Image obtenue par reconstruction. a) Avec artefacts circulaires. b) Sans artefacts circulaires

6. Prétraitement d'images

Le prétraitement permet d'éliminer le bruit et les artefacts des images brutes, les deux étapes les plus importantes étant l'amélioration du contraste et le filtrage. Les images donnent rarement une représentation parfaite des coefficients d'atténuation, car elles sont perturbées par les fonctions de transfert optique, la diffusion et le bruit. Par conséquent, après reconstruction, une image est généralement filtrée pour réduire le niveau de bruit, qui peut générer des détails anormaux dans l'image, ce qui doit être évité. Lors de la segmentation, ces anomalies peuvent apparaître sous forme de voxels solides, qui masquent artificiellement des détails. Les premiers filtres que l'on rencontre dans la littérature sur le traitement des images sont des filtres qui sont spatialement invariants, comme le filtre gaussien et le filtre médian (Lyckegaard et al., 2011). L'effet de ces filtres est de lisser l'image, ce qui affecte les bords nets de l'image.

7. Traitement d'images

Le traitement d'image fait référence à tous les algorithmes nécessaires pour effectuer une segmentation d'un scanner à rayons X. La segmentation est le processus le plus important dans le traitement d'images. Elle consiste à délimiter des zones, des objets (les fissures dans le cadre de notre étude) ou des phases dans une image numérique. Le post-traitement fait référence aux algorithmes utilisés pour étudier la structure géométrique des images segmentées.

7.1. Segmentation

Comme il est mentionné plus haut, la segmentation consiste à délimiter des objets d'intérêts dans une image numérique. L'identification des fissures par exemple, consiste à séparer le solide (sols) du vide (les fissures) dans l'image. La segmentation se fait par seuillage (*thresholding*). Ce processus permet de séparer chaque voxel en fonction de son niveau de gris (densité). Une valeur seuil est choisie, et tous les voxels au-dessus de cette valeur sont attribués comme des solides, et tous ceux en dessous comme des vides (niveau de gris=0). Ce processus dépend fortement de la valeur de seuillage (*thresholding*), mais il permet à l'utilisateur d'extraire systématiquement des informations sur les fissures et les espaces vides de chaque image. Dans le cas des fissures (vides à 100%), la segmentation ne pose pas de problème particulier quand la résolution de l'image est bonne. Mais, avec la présence d'une troisième phase, l'eau par exemple, la segmentation devient de plus en plus compliquée. Dans

le cadre de cette étude, Le traitement d'images a été effectué à l'aide du logiciel «*open source*» ImageJ (Fiji) (Schindelin et al., 2012). Ce programme inclut deux méthodes de seuillage :

- La méthode automatique qui inclue de nombreux algorithmes de seuillage (*thresholding*), et parmi lesquels l'utilisateur pourra choisir celui qui pourra séparer le mieux possible les différentes phases existantes dans l'image. Parmi ces algorithmes, on trouve celui de *Huang, IsoData, Li, Mean (global), MinError ...*

- Le seuillage manuel est la méthode qui permet à l'utilisateur de choisir une valeur de seuil qui lui permet de séparer les phases présentes dans l'image librement. Cela consiste à transformer une image codée en 8, 12 ou 16 bits, en une image binaire; c'est-à-dire codée sur deux niveaux de gris: 0 et 1. Tout le problème de la binarisation repose sur du seuil optimal de binarisation.

7.2. Post-traitement

Les guides de l'utilisateur Fiji détaillent les algorithmes qui peuvent être utilisés pour le post-traitement des images. Ces algorithmes sont également très nombreux. C'est pour cela, l'objectif de cette section est de présenter juste les méthodes utilisées pour l'étude la fissuration. Afin de quantifier la géométrie des fissures, les concepts du squelette (*skeleton*) et de la carte de distance (*distance map*) pourraient être intéressants.

7.2.1. Squelettisation

L'axe médian est la ligne passant par le centre géométrique d'un objet. En raison de sa forme, elle est souvent appelée le squelette d'un objet, et la procédure pour la calculer est appelée squelettisation (*skeletonize*). C'est une méthode de traitement d'images qui vise à simplifier les lignes de l'image en lignes de résolution unitaire à l'échelle (Zhang and Suen, 1984). Elle consiste à supprimer à plusieurs reprises les pixels des bords des objets dans une image binaire jusqu'à ce qu'ils soient réduits à des formes d'un seul pixel de large (figure I.20). ImageJ exécute des algorithmes d'amincissement, telles que la squelettisation 2D (*Skeletonize 2D*) qui ne fonctionne qu'avec des images binaires en 2D, et l'algorithme *Skeletonize3D* qui fonctionne avec des images 2D 8 bits et des empilements d'images en 3 dimension (*stack*).

Dans le cas de notre étude, on utilise la squelettisation 2D pour calculer la longueur totale des fissures sur chaque image (slice 2D) d'une projection transversale le long de l'échantillon.

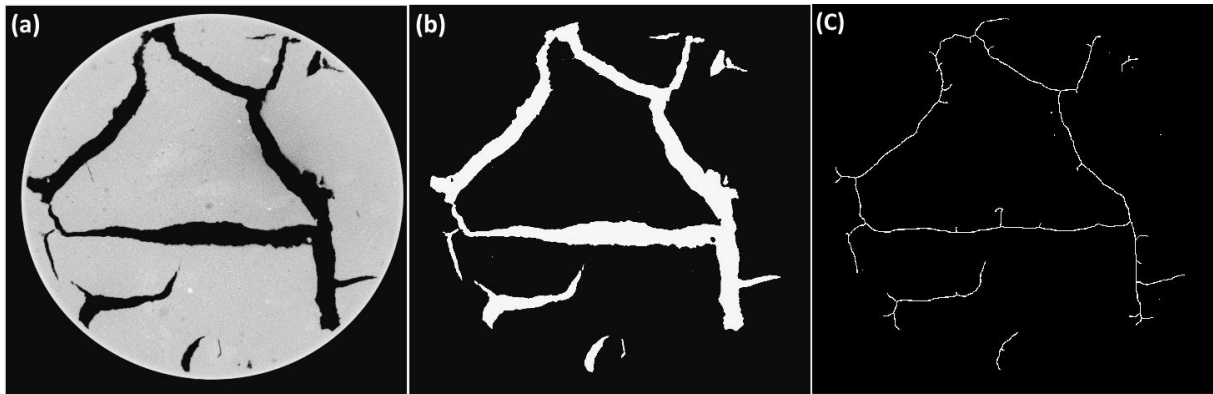


Figure I.20. Image de la fissuration. a) Image originale, b) image binaire et c) Image après squelettisation

7.2.2. Carte de distance

Lors de l'analyse d'images, il est souvent nécessaire de calculer les distances par rapport à une structure ou une position particulière. Un opérateur pratique pour les images binaires est la transformation de distance. Son principe est de calculer la distance la plus courte entre chaque voxel de l'objet et la surface la plus proche. Le résultat est communément appelé carte de distance (*Distance Map*). Dans notre étude, la carte des distances indique pour chaque pixel (point) à l'intérieur de la fissure la distance par rapport à son contour extérieur (bord de la fissure). Il est évident que cette distance à son maximum au milieu de la fissure (figure I.21). Ces valeurs maximales sont intéressantes, car elles indiquent la distance de la ligne centrale par rapport à son contour (autrement dit c'est la demi-largeur de la fissure) le long de la fissure.

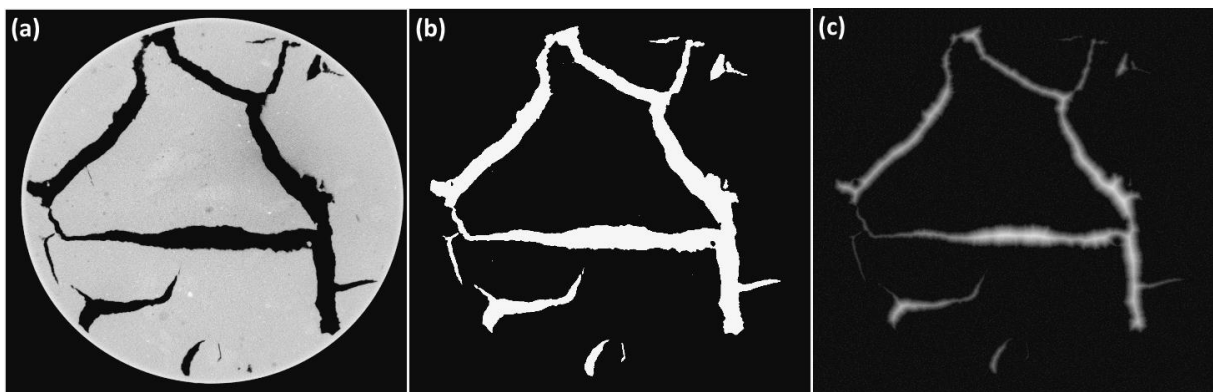


Figure I.21. Image de la fissuration. a) Image originale, b) image binaire et c) carte de distance (*Distance Map*)

8. Conclusion

Le colmatage a un impact néfaste sur la recharge artificielle des nappes. Des études antérieures avaient traité le colmatage physique par des modèles expérimentales et numériques. Ainsi, l'impact du temps de drainage des eaux après des événements de précipitations/irrigations sur la mobilisation des particules autochtones dans un milieu poreux intact, a été investigué. Néanmoins, des études sur le colmatage in-situ des sites de la RAN dans un contexte aride à semi-aride, tel que la Maroc, l'effet du temps de pause sur le transport, la mobilisation et la rétentions des particules nouvellement injectées, ainsi que, la fissuration et la fermeture des fissures de dessiccation du cake (formé suite au colmatage) sont peu étudiés.

Dans ce cadre, notre étude s'est intéressée à i) l'étude du colmatage, à l'échelle de l'ouvrage, dans les conditions naturelles de son fonctionnement. Une investigation expérimentale a été menée sur des sites de recharge artificielle, au niveau d'oued El Himmer (plaine de Berrechid). ii) L'étude au laboratoire de l'effet du temps de pause d'injection des particules solides sur les mécanismes de transport et de rétention dans un milieu poreux (sable). iii) l'étude de la propagation et de la fermeture des fissures de dessiccation du cake durant des chemins de séchage-mouillage

Dans les chapitres qui suivent, les résultats de la présente étude sont présentés sous forme des articles. Chaque article est introduit par une présentation générale des matériels et méthodes et les principaux résultats obtenus.

Chapitre II . Evaluation du colmatage dans les sites de recharge artificielle

I. Présentation générale

1. Introduction

Dans la littérature, les différents mécanismes du colmatage sont souvent abordés au laboratoire à l'échelle du modèle, notamment dans des colonnes de sables ou des bassins de filtration. Les études de colmatage sur site sont peu abordées et se focalisent souvent sur le fonctionnement hydrodynamique global des ouvrages d'infiltration suite à la recharge. Ainsi, la démarche présentée dans cette partie consiste à la réalisation d'investigations sur des sites de recharge, situés sur l'Oued El Himmer au Maroc, et des essais au laboratoire permettant d'obtenir les paramètres nécessaires à l'interprétation de données de terrain. Les résultats de cette étude, sont synthétisés dans l'article publié en 2020 dans le journal « *Science of the Total Environment* » sous le titre « *Assessment of clogging of managed aquifer recharge in a semi-arid Region* ». Nous présentons ici un bref résumé de la démarche expérimentale et les principaux résultats de ces investigations.

2. Présentation du site de l'étude

Au Maroc, les premières expériences de la recharge artificielle des nappes (RAN) ont été menées sur l'aquifère de Charf El Akab aux années cinquante. Ensuite, la RAN a été généralisée sur d'autres nappes phréatiques qui souffrent d'une exploitation abusive des eaux souterraines. Le colmatage des systèmes de recharge (bassin d'infiltration, cours d'eau) représente un problème commun de ces projets, engendré par le transport et la rétention des sédiments lors de la recharge. Jusqu'à présent et à notre connaissance, il n'y a pas eu beaucoup d'études qui traitent les processus de colmatage des ouvrages de la recharge artificielle au Maroc. Le but de cette étude est d'évaluer l'ampleur du colmatage physique dans le sous-sol et en surface des sites recharge artificielle. L'approche expérimentale pour quantifier colmatage en surface et en profondeur consiste à planter des piquets et des colonnes remplies de sable dans les sites de recharge. Les piquets permettent de suivre l'épaisseur des dépôts des particules en surface et les colonnes le dépôt en profondeur. Des mesures de la conductivité hydraulique ont été effectuées, sur le terrain et en laboratoire, pour évaluer l'impact du colmatage sur l'infiltration. Les caractéristiques des particules déposées en surface et en profondeur dans les colonnes ont été aussi déterminées.

Comme il a été déjà mentionné dans la section 4.1, la plaine de Berrechid est alimentée principalement par l'infiltration directe des pluies et le retour du flux d'irrigation, et par les

écoulements provenant du plateau des phosphates dans la partie sud du bassin, principalement oued Boumoussa, Tamedrost, Mazer et El Himmer. Ce dernier oued s'étend sur 27 km de long et bénéficie des apports d'eau de ruissellement et des crues ainsi que les lâchers du barrage en amont. Oued El Himmer est doté de 4 sites de recharge permettant d'augmenter le temps de contact eau-sol et d'élargir la surface d'infiltration.

La plaine de Berrechid au Maroc représente une zone d'étude intéressante car les ressources en eau y sont limitées alors que les activités industrielles et agricoles augmentent intensivement. D'un point de vue expérimental, la présence de 4 sites de recharge sur le même cours d'eau, les volumes des sédiments déposés, et l'importance de ces sites pour la recharge de la nappe, offrent un panel de conditions qui permet d'étudier l'impact du colmatage dans cette zone. De plus, on note l'absence d'études de cette problématique sur ces sites. D'un point de vue pratique, les dimensions des sites de recharge, les distances entre eux et l'accessibilité du terrain, sont des facteurs favorables pour réaliser les investigations dans des conditions optimales. Enfin, d'un point de vue opérationnel, une étude de colmatage apportera aux décideurs de la gestion de ces sites des éléments d'aide pour la gestion des opérations de maintenance des ouvrages.

Le planning de cette étude expérimentale a été préparé pour que l'implantation des piquets et des colonnes remplies de sable dans les sites de recharge soit faite avant les lâchers du barrage ainsi que les précipitations, pour pouvoir évaluer leurs effets sur le transport et la déposition des particules. Or, depuis l'année 2018 et même avant, le Maroc a connu une période de sécheresse très sérieuse. Les retenues des barrages ont fortement baissés y compris le barrage d'El Himmer en amont des sites. Par conséquent, il n'y a plus eu de lâchers de barrage depuis ces années. De ce fait, nous avons entrepris notre étude sur l'évaluation du colmatage suite à 3 mois de précipitations. Aussi, dans cette étude on a été confronté à l'absence des données historiques fiables sur les fréquences des opérations de curage et leur impact sur la recharge de la nappe. À cela, s'ajoute des constatations de l'endommagement de colonnes et de piquets implantés dans le lit d'oued El Himmer par des riverains, causant ainsi des manques d'informations dans plusieurs endroits.

3. Démarche expérimentale

Les travaux réalisés dans cette partie comprennent des investigations sur le terrain et des mesures en laboratoire.

Investigations sur le terrain

Les expériences sur le terrain, ont été effectuées pour quantifier l'évolution du colmatage au niveau du lit de l'oued en surface et en profondeur et ses conséquences sur l'infiltration. 24 colonnes en PVC de 7,5 cm de diamètre intérieur et 30 cm de longueur ont été enterrées dans les 4 sites de recharge (Figure I.22). Le sable de remplissage (quartz) a été tamisé et lavé pour éliminer les impuretés attachés aux grains. La distribution granulométrique des grains tamisés est comprise entre 140 et 1200 μm , avec $d_{g50}=520 \mu\text{m}$ et un coefficient d'uniformité $C_u=2,1$. La porosité moyenne est de l'ordre de 0,38 ($\pm 0,01$) et la conductivité hydraulique à saturation $k = 2,2 \times 10^{-3} \text{ m/s}$ ($\pm 2 \times 10^{-4}$).

60 piquets ont été implantés sur les 4 sites de recharge pour mesurer l'épaisseur des sédiments déposés en surface «cake». Les positions des piquets et des colonnes ont été localisés par un GPS. Après 91 jours de l'exposition aux conditions naturelles du terrain (du 20 octobre 2018 au 19 janvier 2019), 12 colonnes et 43 piquets ont été récupérés avec succès, les autres endommagés.

Des mesures de la conductivité hydraulique à saturation ont été réalisées sur le site en utilisant l'infiltromètre à double anneau (Nf x 30-418, 2012) (Figure I.23). Une trentaine de mesures ont été faites en surface et en profondeur pour estimer l'infiltration dans le sous-sol.

Une trentaine d'échantillons d'eau ont été prélevés depuis les retenues des seuils pour déterminer les concentrations en matière en suspension.

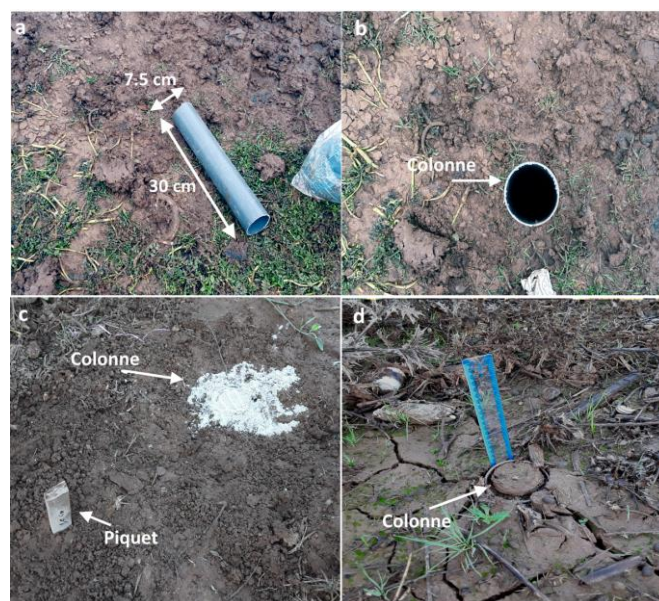


Figure I.22. Colonne implantée in-situ. a) Dimensions de la colonne. b) Colonne enterrée vide. c) Colonne remplie de sable propre. d) Colonne colmatée avant sa récupération



Figure I.23. Mesures de la conductivité hydraulique par le double anneau

Mesures en laboratoire

Des essais en laboratoire ont été menés sur les échantillons prélevés sur le terrain afin de mieux caractériser les dépôts en surface et en profondeur des colonnes.

La conductivité hydraulique saturée des dépôts formés en surface (cake) a été mesurée en utilisant d'un perméamètre triaxial suivant la norme ASTM D5084-10, 2010 (Figure I.24).

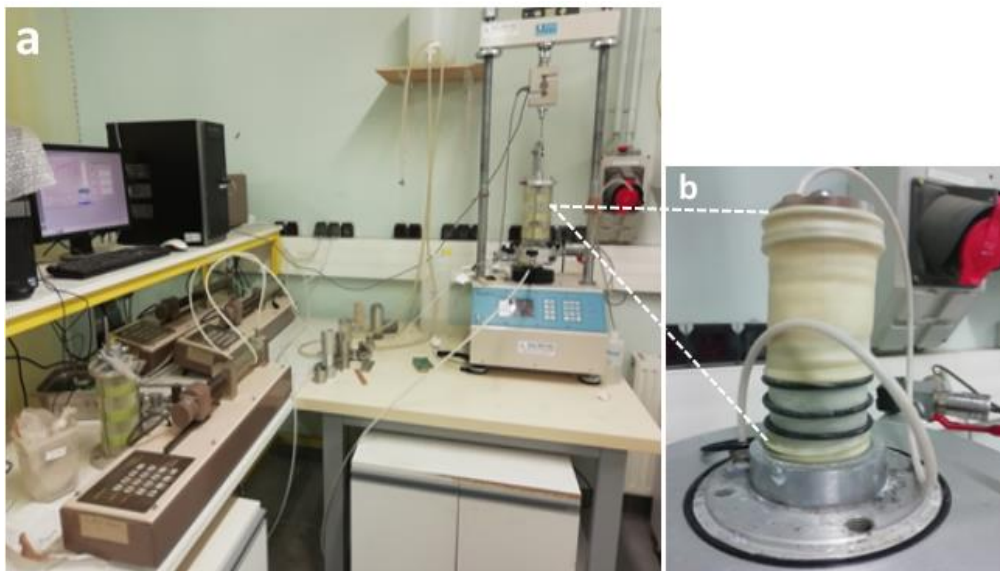


Figure I.24. Dispositif de l'essai. a) Perméamètre triaxial. b) Échantillon maintenu par la membrane

Le pourcentage en matière organique (MO) dans le cake a été déterminé par calcination dans un four à moufle suivant la norme ASTM D2974-14, 2014.

Les colonnes déterrées des sites de recharge, ont été vidées et les sols (sable + particules) contenus dans les colonnes ont été découpés en tranches régulières de 1 cm d'épaisseur pour quantifier la masse des particules fines déposées en fonction de la hauteur des colonnes. Aussi, les particules récupérées lors du lavage du sol ont été analysées par un granulomètre laser (Mastersizer 2000) afin de déterminer la distribution de taille des particules fines déposées dans les colonnes en fonction de la profondeur.

La limite de liquidité et l'indice de plasticité du cake formé in-situ ont été déterminés suivant la norme NF EN ISO 17892-12 (E), 2018.

La composition minéralogique des particules déposées a été menée par la méthode de diffraction à rayons X (XRD).

Plus de détails sur les matériels et méthodes utilisées dans cette étude sont donnés dans l'article.

4. Principaux résultats

L'ensemble des investigations sur le terrain et en laboratoire ont montrées que :

- L'épaisseur du cake est importante et impacte considérablement l'infiltration en profondeur. La conductivité hydraulique mesurée in situ par le double anneau est de l'ordre de 10^{-5} m/s et est affectée par la présence de fissures qui favorisent l'infiltration, alors qu'elle est de l'ordre de 10^{-8} m/s sur le cake en absence de fissure. Le colmatage en surface et en profondeur est principalement physique.

- Malgré la faible pluviométrie (<1,4 mm/jour en moyenne) et la courte durée de la présente étude (91 jours), le colmatage est important. L'épaisseur des dépôts dépasse 3 cm dans une grande partie des sites de recharge.

- Les investigations sur les colonnes implantées in-situ montrent que le milieu poreux (sable) est endommagé par le colmatage en surface et en profondeur. Le principal mécanisme impliqué dans le colmatage est le *straining*. En raison de la grande distribution granulométrique des particules transportées par l'écoulement, plus de 50 % des particules déposées à la surface des sites de la RAN varient entre 30 et 400 μm . La chute de conductivité hydraulique à saturation estimée dépasse 90% à l'entrée immédiate des colonnes.

II. Assessment of clogging of managed aquifer recharge in a semi-arid region (Zaidi et al., 2020)

Science of the Total Environment 730 (2020) 139107



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv



Assessment of clogging of managed aquifer recharge in a semi-arid region



Mohammed Zaidi^{a,b}, Nasre-Dine Ahfir^{a,*}, Abdellah Alem^a, Bouabid El Mansouri^b, Huaqing Wang^a, Said Taibi^a, Benoît Duchemin^a, Abdesselam Merzouk^b

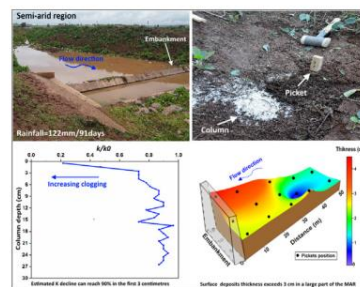
^a Normandie Univ., UNIHAVRE, UMR 6294 CNRS, LOMC, 76600 Le Havre, France

^b Laboratory of Geosciences of Natural Resources, Hydroinformatic section, Faculty of Sciences, Ibn Tofail University, Maamora Campus, BP.133, 14000 Kénitra, Morocco

HIGHLIGHTS

- MAR sites clogging is important despite the low rainfall (122 mm/91 days).
- Surface deposits thickness exceeds 3 cm in a large part of the MAR.
- Physical clogging is the dominated mechanism in soil surface and subsurface.
- Estimated k declined by 90% in the first 3 cm of the implanted columns.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 March 2020
Received in revised form 6 April 2020
Accepted 27 April 2020
Available online 1 May 2020

Editor: José Virgílio Cruz

Keywords:

Semi-arid region
Managed aquifer recharge
Particles transfer
Hydraulic conductivity
Clogging
Soil cracks

ABSTRACT

To overcome water scarcity issues in arid and semi-arid regions, Managed Aquifer Recharge (MAR) remains a viable and suitable solution to manage and restore aquifers. However, clogging represents a major issue that can affect the durability and efficiency of MAR structures. The aim of this study was to evaluate the extent of clogging in MAR sites (Berrechid, Morocco). To achieve this objective, two field-based studies were undertaken: the first one consists of implantation of sand-filled columns in the recharge sites to evaluate the surface and subsurface clogging. The second one consists of the implantation of pickets over a 750 m² area in each recharge site to measure the extent of deposit thickness on the surface of the wadi bed. Results show that, despite the low rainfall (<1.4 mm/day) and the short period (91 days) of the study, the deposits thickness exceeds 3 cm in a large part of the MAR. The suspended solids concentrations measured in recharge sites ranged from 1.1 to 1.4 g/L. Due to the particles retention, the estimation of the saturated hydraulic conductivity (k) of the sand declines over 90% in the immediate entrance of the columns. The k values measured *in situ* during the drying period ranged from 10⁻⁵ to 10⁻⁶ m/s. The k values of the cake formed, without cracks, was about 10⁻⁸ m/s. The presence of cracks drives the entire infiltration. However, due to the high plasticity index of the MAR soil, a slight reduction of cracks opening during wetting cycles is observed. In addition, particles deposited in these cracks, would contribute actively to the reduction of infiltration. The results of this study clearly showed the MAR sites vulnerability in semi-arid regions due to physical clogging.

© 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

* Corresponding author at: Normandie Univ, UNIHAVRE, UMR 6294 CNRS, LOMC, 76600 Le Havre, France.
E-mail address: ahfir@univ-lehavre.fr (N.-D. Ahfir).

1. Introduction

In water-limited environments, population growth has led to amplified water demand stressing aquifers and streams (Treese et al., 2009). Arid and semi-arid climates are particularly susceptible, often relying on groundwater to support the needs of large urban centres or irrigated agriculture in the absence of sufficient surface water resources (Famiglietti, 2014). Also, natural recharge is intrinsically limited in these climates, and the predicted effects of climate change on recharge in these regions are highly uncertain (Taylor et al., 2012). In order to increase the security of groundwater resources, managed aquifer recharge (MAR) programs have been developed and implemented globally (Stefan and Ansems, 2018). MAR is an engineering system that aims to increase groundwater supplies by water injection (well) into aquifers and also by infiltration being carried out from large and accessible surface structures (constructed basins, and perfectly dimensioned or natural wadi beds) (Bouwer, 2002; Missimer et al., 2015). Other objectives of this technique include reducing marine intrusions, storing water and improving surface water quality (Dillon, 2005; Dillon et al., 2009). Managed aquifer recharge was the subject of several research studies that addressed its various technical and economic aspects (Marino, 1975; Detay, 1995).

The soil infiltration rate decreased due to the high rate of sedimentation during flow periods. The study of Hatch et al. (2010) of Pajaro River in California, showed that the hydraulic conductivity of the streambed ranged from 10^{-6} to 10^{-4} m/s within the experimental site, with lower hydraulic conductivity determined later in the dry season, as deposits were accumulated on the streambed during periods of low flow. For the Danube River (Vienna), Blaschke et al. (2003) reported a reduction of the seepage rate by about 40% to 60% over a period of 4.5 years. The experiment conducted by Pholkern et al. (2015) at the Mae Rim site (Thailand) indicates that during the 22-day period of the experiment, with channel flow (0.05 m/s) and turbidity (200–950 NTU), vertical hydraulic conductivity decreased significantly from 5.6×10^{-6} to 7.3×10^{-7} m/s between 0 and 0.03 m in depth.

Clogging has long been an issue in managed aquifer recharge (Dillon et al., 2016). The main operational challenge of infiltration systems is usually management of clogging, which causes a decrease in permeability. As a consequence, the recharge rate decreases, leading to the failure of managed recharge system (Jeong et al., 2018). A study conducted by Pavelic and Dillon (1997) found that clogging was the dominant reason for abandonment of Aquifer Storage and Recovery projects. Clogging of surface infiltration has multiple impacts, counting: i) decreasing infiltration rates (Schubert, 2002) and ii) reducing soil infiltrability efficiency, which involves a regular maintenance (Siegrist, 1987). In porous media, the clogging layer (cake) is the part of the medium over which a sharp drop in hydraulic head occurs as water infiltrates a sedimentary profile (Houston et al., 1999). There are two distinct kinds of clogging layers that can be formed in the infiltration surface: i) a top layer consisting of suspended particles material, algae and/or microbes accumulating above native material and ii) a lower layer containing the autochthon sediment with organic and inorganic solids trapped in the pore space (Hutchison et al., 2013).

Clogging can be the result of chemical, biological or physical mechanisms or some combination of the three: (i) chemical clogging, which depends on chemical factors that control the colloidal stability of the particles and minerals precipitated from water (Mays and Hunt, 2007); (ii) biological by the growth of microorganisms (algae, biofilm and bacteria) at the infiltration surface or on a thin layer (Nie et al., 2011) and (iii) physical or mechanical related to solid particles inputs (Rinck-Pfeiffer et al., 2000; Siriwardene et al., 2007) and environmental compaction related to basin activities, water loads when the basin is filled and settling of sediment deposits themselves (Gonzalez-Merchan et al., 2012). In nature, sediments carried by flows can have several origins but mainly erosion of crumbly geological formations (Gaskin et al., 2003) or by human activities, such as the extractive

industry (gravel and clay extraction), agricultural activities and construction projects (Ryan, 1991). Hydraulic conductivity is one of the most significant soil properties that controls water infiltration from the surface to subsurface. The hydraulic conductivity is largely dependent on the soil properties and can therefore vary considerably in space and time (Viviani and Iovino, 2004; Sepaskhah and Sokoot, 2010;). For clayey soils, desiccation cracking is a phenomenon that may considerably increase the hydraulic conductivity. However, as shown by Rayhani et al. (2008), under cyclic drying and wetting, for some highly plastic soils, hydraulic conductivity decreased with an increase in permeation time, which is attributed to the cracks self-healing.

Many studies have been undertaken to study the clogging phenomenon *in situ*. Skolasińska (2006) identified the post-depositional changes that have occurred in river deposits affected by forced infiltration of river water and concluded that the decomposition of organic matter present in deposits or in infiltrating water is a very important factor controlling clogging. Casas-Mulet et al. (2017) studied the main hydraulic factors and trends in fine sediment accumulation on a river by installing sediment collectors in a lateral gravel bar subject to irregular flow fluctuations in the river. They estimated that an important horizontal inter-gravel transport contributed to a significant accumulation of fine sediments. Fetzer et al. (2017) investigated the dynamics of clogging by comparing infiltration of silty fine particles and sandy fine particles and by comparing the results between laboratory and field experiments. They showed that clogging is rather pronounced in the field due to a highly fluctuating water regime, a polydispersed suspension and a high concentration of suspended particles in comparison to laboratory conditions.

In Morocco, the techniques of artificial recharge started since 1958 (Sadiki et al., 2019). The first experiments were carried out on the Charf El Akab aquifer in the North-Western area. Then these techniques were generalised to all unconfined aquifers that suffer from excessive exploitation of groundwater resources. There were 40 projects carried out, of which 96% are on the embankments constructed on streams, alimanted by rainwater and dam releases. The clogging of recharge areas represents the common issue between these projects, induced by sediments mobilised during flows.

Until now and to our knowledge, there have been no studies on the clogging processes in artificial recharge facilities in Morocco (semi-arid region) according to hydro-meteorological conditions of the field. Thus, an investigation in that optic was carried out. The aim of this study was to evaluate the extent of clogging in the field by measuring the amount of fine particles infiltrating in depth and the thickness of sediments deposited on the bed surface in recharge sites. This was accomplished by using an original approach that consists of implanting pickets and sand-filled columns in recharge sites for assessing particle deposition on the soil surface and subsurface. Saturated hydraulic conductivity measurements were made, *in situ* and in the laboratory, to evaluate the effect of deposit accumulation on infiltration. Deposited particles, in the surface and subsurface, characteristics (particles size and composition of the organic and inorganic matter) were determined.

2. Materials and methods

2.1. Description of study area

Berrechid Plain is located in the centre of Morocco (Fig. 1). It extends to 1500 km². This region is characterised by an arid to semi-arid climate, with an average temperature of 18 °C. The annual average rainfall varies from 280 to 310 mm/year (El Assaoui et al., 2015). The plain is marked by intense industrial activity, particularly the ceramics industry and the development of agriculture based on the exploitation of groundwater resources. According to the Bouregreg and Chaouia Hydraulic Basin Agency (ABHBC), the water balance deficit increased from 20 Mm³ in 2010 to 30 Mm³/year in 2016, which was linked to withdrawals from about 3000 wells and boreholes, where 96% of the total volume pumped

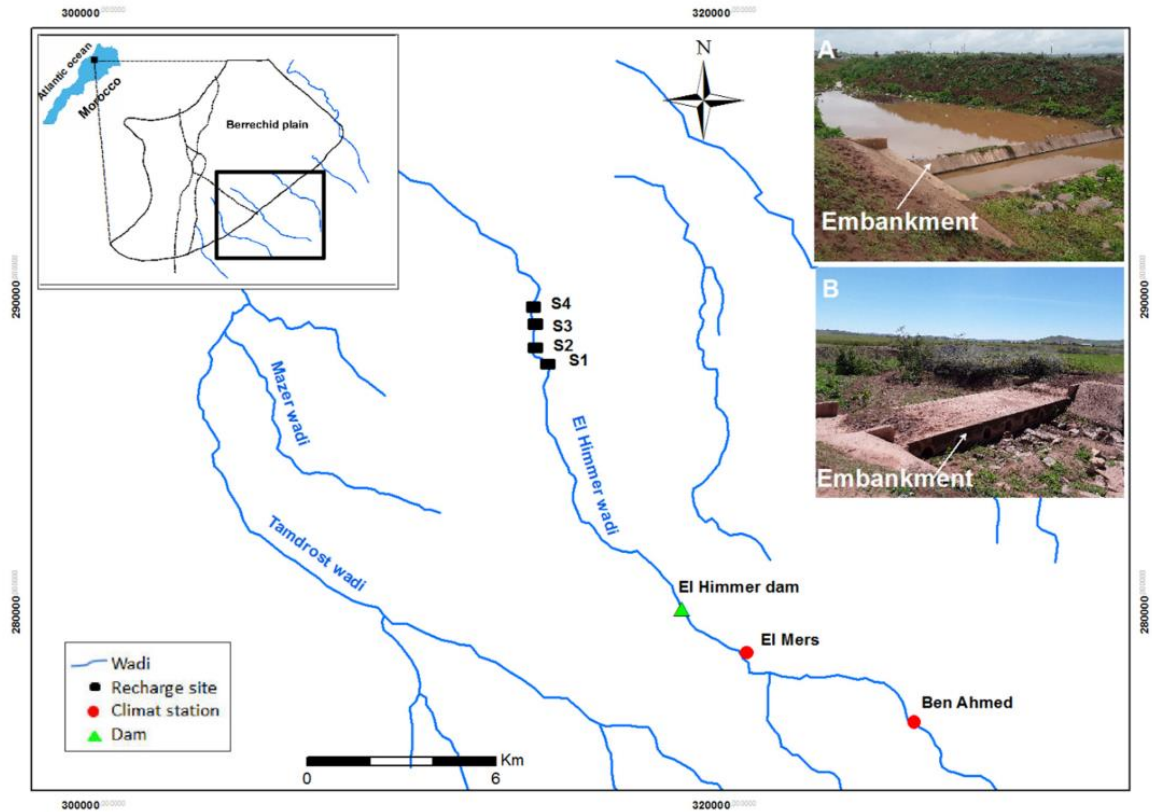


Fig. 1. The study sites (S1, S2, S3, and S4) are located along the El Himmer Wadi. Inset photos indicate a (A) Percolation Tank and (B) a Recharge releases located at the studied sites (S1 and S2).

is for agricultural use (Ouassissou et al., 2019). For many years, this aquifer has been the subject of many geological and hydrogeological studies (Hazan and Moullard, 1962; Ruhard, 1975; El Mansouri, 1993). Berrechid Plain takes the form of a subsidence basin in which Triassic, Cretaceous, Pliocene and Quaternary geologic formations have been deposited on the Paleozoic basement (Hazan and Moullard, 1962). The aquifer is supplied mainly by lateral flows from the Phosphate Plateau in the southern part of the basin, mainly Boumoussa, Tamedrost, Mazer and El Himmer (27 km length) wadies (Fig. 1) and by direct infiltration from rainfall and the return of irrigation flow (El Ghali et al., 2020).

The surface deposits in the study area are generally dominated by aggregates topped with silty red clay, gravel and cobble (El Mansouri, 1993). In the southern section of the aquifer, El Himmer wadi has been equipped since 2008 by a managed aquifer recharge (MAR) system: two percolation tanks (S1 and S3), which retard flood water to facilitate infiltration of the underlying aquifer during runoff, as well as two recharge releases (S2 and S4), which are used to retain dam's releases inducing slow drainage of water into the streambed to ameliorate the infiltration rate (Cf. Fig. 1; photos a and b). Note that outside the rainy period and dam's releases, El Himmer wadi remains dry. After more than ten years of use and despite some curing operations carried out by the authorities to remove sediments carried by the flows, a high volume of fine soils transported by flows each year settles along the wadi, particularly in percolation basins, thereby limiting groundwater recharge.

2.2. Rainfall

The daily rainfall time series, provided by ABHBC, covering a period of eight months (from August 2018 to March 2019) is depicted in Fig. 2.

Rainfall data was collected from El Mers climate station (x = 320,050 m; y = 279,150 m) located at 10 km from the study area (Cf. Fig. 1). The observation of the daily rainfall histogram (Fig. 2) distinguishes two typical periods: one was from October to November with 151.8 mm, and another was relatively dry between December and January with rainfall about 25.4 mm. During the study period (from October 20th, 2018 to January 19th, 2019), the total rainfall was less than 122.6 mm, with an average of 1.34 mm/day. The mean daily temperature was around 18 °C (Fig. 2).

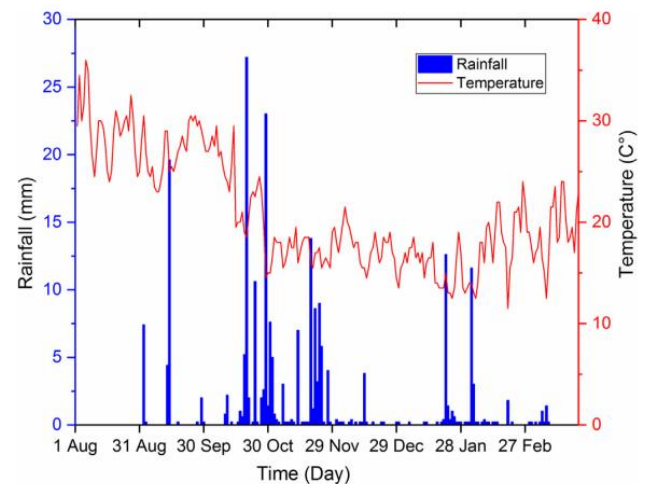


Fig. 2. Daily rainfall and temperature at El Mers climate station in El Himmer wadi from 01/08/2018 to 24/03/2019.

2.3. Field investigations

As mentioned above, the objective of this study was to assess the physical clogging in MAR sites (S1, S2, S3, and S4) located along the El Himmer Wadi (Fig. 1). To achieve this objective, at each studied site and over an area of 750 m² (15*50), pickets and sand-filled columns were implanted in different positions (Fig. 3c). The implantation of these pickets and columns was done on October 20th, 2018. More than 60 pickets have been implanted. The top of each picket remained uncovered by 10 cm, which makes it possible to measure the thickness of the deposits after 91 days of exposure to hydro-meteorological conditions (until January 19th, 2019). The implanted PVC columns were 7.5 cm in inner diameter and 30 cm in length. The sand filling the columns was sieved and cleaned to remove all organic matter and fine particles attached to the grains. The grain-size distribution of the sieved sand ranged from 140 to 1200 µm, with a mean diameter of 520 µm and a uniformity coefficient of 2.1. The average porosity and saturated hydraulic conductivity of the sand filling columns were 0.38 (±0.01) and $k = 2.2 \times 10^{-3}$ m/s (± 2 × 10⁻⁴), respectively. A total of 24 columns were buried (Figs. 3b and c) in the four recharge sites. The top of each column was on the same level of the wadi bed. The positions of the pickets and the columns were recorded by GPS. After 91 days of exposure to natural conditions of the field (from October 20, 2018 to January 19th, 2019), 12 columns and 43 pickets were recovered successfully, while the others were found damaged. Notice that all implanted columns and pickets in site S4 were damaged. The columns were dug up and carefully transported to the laboratory for treatment and analysed. Each column was divided into 1 cm layers. For each layer, the quantity of fine particles retained was determined by washing, drying and weighing (Alem et al., 2013). The particles deposition profile along the length of each column was determined. The deposited particles collected from sand during the washing process were stored in

vials for granulometric analysis in order to determine the particle size distribution, using a laser diffraction particle size analyser.

In this study, saturated hydraulic conductivity measurements were performed in recharge sites using the double-ring infiltrometer test (NF X 30-418, 2012). It's a classic method that is widely used (Sidiras and Roth, 1987; Arriaga et al., 2010; Fatehnia et al., 2016). Thus, 30 measurements were carried out. It should be noted that, as shown in Fig. 4a, the soil surface constituting the first centimetres (from 5 to 10 cm depth) of the wadi bed is completely cracked. That is why during field measurements, and to prevent preferential flow paths, the part of the cracked soil is completely cleared. Thus, the soil surface hydraulic conductivity was measured at a depth between 5 and 10 cm. It is assumed that, at these depths, the hydraulic conductivity measured is that of the older deposits induced by the dam's release and/or rainfall. There were 30 other measurements that were made in the same positions, by digging holes around 100 cm in depth, in order to evaluate the water infiltration in the subsurface without surface deposits. As shown in Fig. 4b, even at depths beyond 50 cm, cracks persist. In addition, 30 turbid water samples were taken from the retained water in percolation tanks S1 and S3 for measuring their suspended solids concentrations.

2.4. Laboratory investigations

Laboratory analyses were performed on samples collected in the field. Among the analyses carried out were

i) measurement of the saturated hydraulic conductivity of the layers formed on soil surface (cake) using a triaxial permeameter according to ASTM D5084-10 (2010);

ii) percentage of organic matter (OM) in the cake. To evaluate this, the loss-on-ignition (LOI) method was used. The LOI method consists of a known soil mass being placed in a ceramic crucible (≤10 g), which is then heated at 440 °C overnight (ASTM D2974-14, 2014). Then they

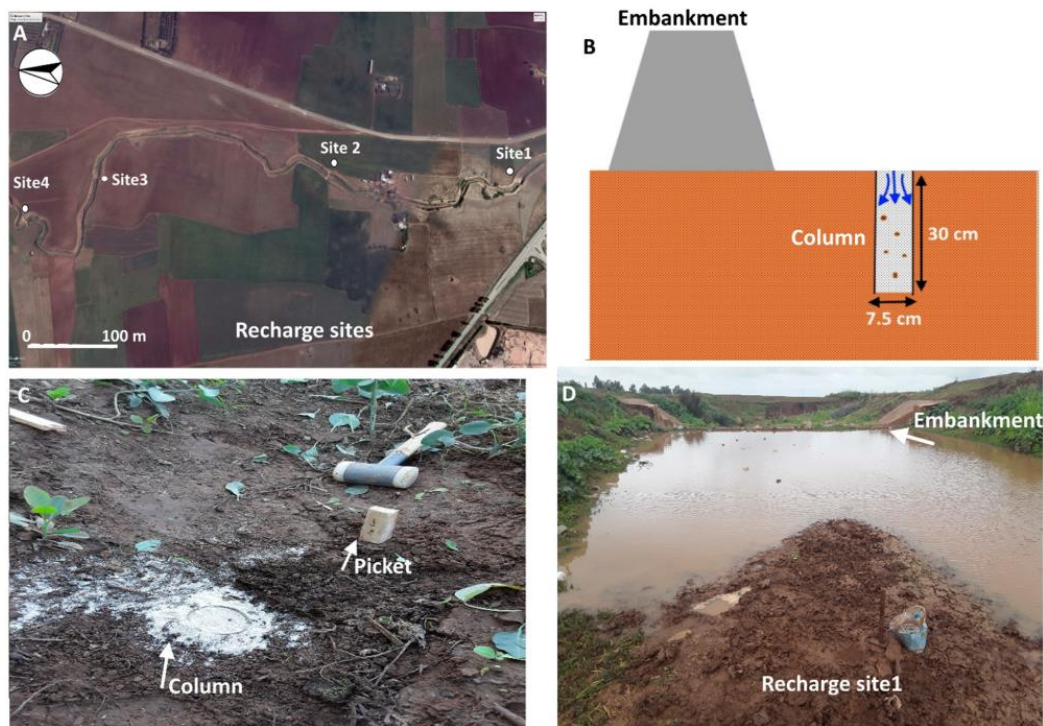


Fig. 3. Layout at the field site. The upper panels show recharge sites positions in El Himmer wadi (A) and not scaled schematic profile of the columns implanting on the wadi bed (B). The lower panels show photo of filling column and picket installed before runoff (C) and recharge site during high-flow (D).

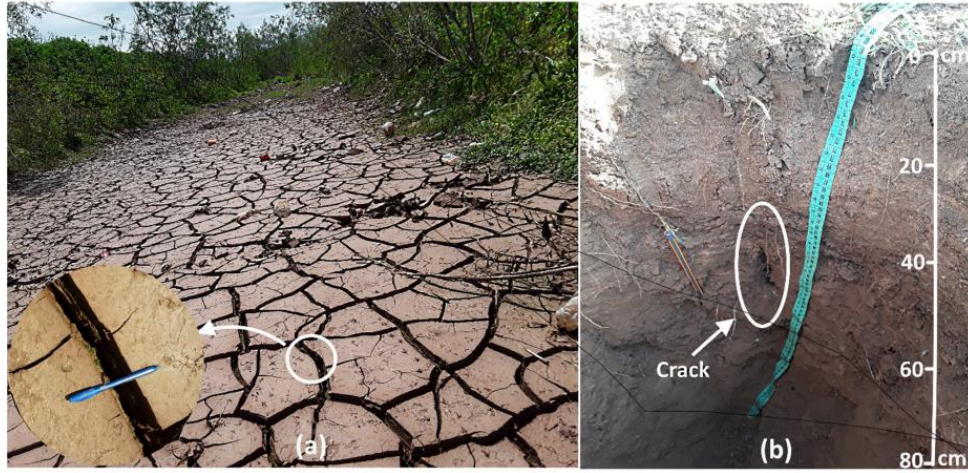


Fig. 4. Photo of the surface (a) and (b) subsurface cracks in the field study in dry period.

are cooled in a desiccator and weighed. The OM content is determined as the difference between the initial mass and the final mass of the sample divided by the initial mass of the sample multiplied by 100%. A dozen of samples were tested;

iii) particle size distribution (PSD) of the deposited particles in the surface and subsurface (columns depth); the PSD is measured using laser granulometer (Mastersizer 2000);

iv) Atterberg limits. The liquid limit w_L and plastic limit w_P of the soil covering the surface of the recharge sites, before and after the studied period, were measured according to NF EN ISO 17892-12 (E), 2018 and v) mineralogical characterisation of the deposited particles using X-ray diffraction (XRD). XRD was performed on a PANalytical X'Pert powder diffractometer equipped with a CoK α anode ($\lambda = 1.7903 \text{ \AA}$) powered at 40 kV and 40 mA. The detector was a linear PIXcel 1D detector equipped with 0.04 rad Soller slits. A powder scan was performed on a sample that was back-loaded in a specific sample holder. Programmable anti-scatter slits had a fixed aperture of $1/2^\circ$, whereas the anti-diffusion slits had an aperture of 1° . A 15 mm mask was selected. The scans were performed in the $5\text{--}100^\circ$ range in steps of 0.0131° (399 s/step). The samples were also continually rotated at 8 s/turn in order to minimise preferred orientation. In order to characterise the clay fraction, oriented mounts were also prepared from the supernatant of a clay/ultrapure water fraction. The supernatant was dropped on microscope glass slides and allowed to dry. These mounts were then measured by XRD as prepared, after exposure to ethylene glycol or after heating to 550°C for 5 h in a furnace. Measurements were performed in duplicates. The weight fractions were estimated using the Relative Intensity Ratio (RIR) method implemented in software PANalytical high score (v.3.0.5).

2.4.1. Hydraulic conductivity estimation

To display the clogging of the sand filled columns, the saturated hydraulic conductivity drop as a consequence of the particles deposition is estimated on the basis of the Kozeny-Carman equation as follows:

$$\frac{k}{k_0} = \frac{\varnothing^3 (1-\varnothing_0)^2 S_0^2}{\varnothing_0^3 (1-\varnothing)^2 S^2} \left(\frac{T_0}{T}\right)^2 \quad (1)$$

k_0 and k are the initial and reduced hydraulic conductivity values, respectively. S_0 and S are the specific surface area of the clean sand and the clogged sand, respectively. T_0 and T are, respectively, the tortuosity of the clean and clogged sand.

The specific surface area S of the clogged sand is estimated as follows (Alem et al., 2013):

$$S = \frac{1}{1-\varnothing} \left[(1-\varnothing_0)S_0 + (1-\varnothing_d) \frac{\sigma}{\rho_p} S_p \right] \quad (2)$$

\varnothing_d , ρ_p and S_p are the porosity, the particles specific density and the specific surface area of the deposited particles. σ is the retention defined as the volume of deposited particles per unit of porous-medium volume. The deposit porosity \varnothing_d is derived from the average density of deposited particles as follows (Boller and Kavanaugh, 1995):

$$\varnothing_d = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_p} = 1 - \left[\frac{\rho_w}{\rho_p} + \left(1 - \frac{\rho_w}{\rho_p} \right) \frac{1}{a} N^{1-b} \right] \quad (3)$$

ρ_d is the average deposit density, ρ_w is the fluid density, N is the number of particles in a deposit layer and a and b are constants, taken as equal to 1 and 1.3, respectively.

Tortuosity is related to porosity as follows (De Marsily, 1986):

$$T = F\varnothing \quad (4)$$

where $F = \varnothing^{-m}$ is the formation factor (Archie, 1942) given empirically as a function of porosity, with $m = 1.3$ for a sandy medium.

3. Results and discussion

3.1. Assessment of columns clogging

3.1.1. Subsurface clogging

At the end of the study period (91 days), the implanted columns were recovered (January 19, 2019). The results observed accumulation of fine particles in all columns filled sand. As mentioned above (Section 2.3), each column was divided into 1 cm layers in order to determine the mass of the particles deposited as a function of depth. Clogging that occurred in columns could be divided into two types: superficial and internal clogging. The superficial (surface) deposit (cake) on each column is discussed below in Section 3.1.2.

Fig. 5a shows the particles deposition profiles in three columns (C_1 , C_2 and C_5) implanted in recharge site S1. For clarity, only three profiles are represented for this site (S1). Profiles illustrate that the amount of infiltrated particles is important in the column inlet and decreases with depth. It means that suspended particles were trapped largely in

the near-surface layer that corresponds to the first 3 cm thick (internal clogging). In the study presented by Page et al. (2014), a similar result was obtained. They showed that clogging was concentrated in the top 3 cm of the columns.

Table 1 summarises the masses of the deposited particles in the first 3 cm and those in the rest of the columns (from 3 to 30 cm). The average masses of the retained particles in the first 3 cm thick layer of the columns implanted in sites S1, S2 and S3 equal 21 g, 15 g and 9 g, respectively. Beyond 3 cm depth, the amount of retained particles (by sand) ranges between 0 and 3 g/cm (Fig. 5a). It can be seen that the deposits in the first 3 cm can reach over 30% of the total deposit measured in the columns.

The damage to the porous medium, after 91 days of exposure to hydro-meteorological conditions, as a result of particle deposition, was assessed by observing declines in either the porosity or the hydraulic conductivity. Knowing the mass of the deposited particles in each layer, the current porosity ϕ of the porous medium (sand + deposited particles) was estimated. Porosity variation of the porous medium as a consequence of the particles deposition is depicted in Fig. 5b, c and d. ϕ_0 is the initial porosity of the clean sand ($\phi_0 = 0.38$). The results show that the porosity declines, on average, by 10 to 30% in the first 3 cm from the top of the sand filled columns. Beyond this depth, the decrease in porosity varies between 2 and 8%.

The results plotted in Fig. 6 show variation of (k/k_0) predicted by Eq. (1) as a function of the columns depth. For clarity, only three profiles are presented. Fig. 6 shows clearly that the damage is not uniform in the sand-filled columns. Damage is important at the inlet to the column and decreases with depth. In the first centimetres of the sand-filled columns, k/k_0 reduced drastically, which is owed to the high amount of deposited particles in the entrance of the columns and clogged up pores. This reduction can exceed 95% in the immediate entrance of the columns. Beyond the first 10 cm, hydraulic conductivity reduction varies between 10 and 40%. The same order of magnitude of hydraulic conductivity reduction has been observed by Pavelic et al. (2011). They showed that physical clogging was more significant than other forms of clogging and that the relative hydraulic conductivity (k/k_0) declined to around 90% in some columns.

3.1.2. Surface clogging

Surface clogging (or external clogging) occurs when the suspended particles with size larger than the pore diameters are intercepted in the surface. On the surface of the columns implanted in the wadi bed, a layer due the particles deposition was developed. The measurement of the solid particles concentration was done in the Percolation tanks (S1 and S3) for the turbid water before it cross the embankment were ranged from 1.1 to 1.4 g/L.

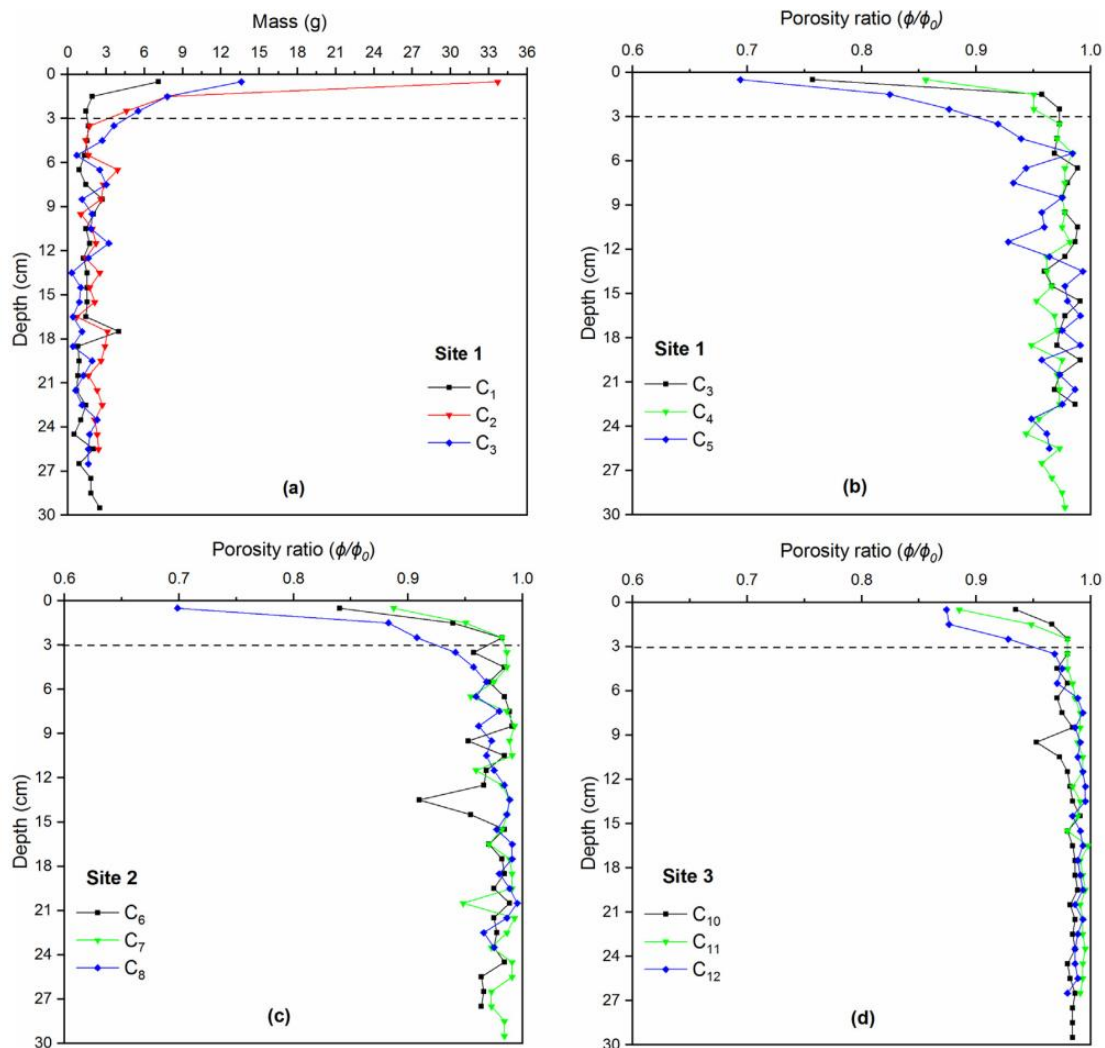


Fig. 5. (a) Mass of the retained particles in the sand filled columns C1, C2, and C5 implanted in site S1. Profiles of porosity decline of the clogged sand filled columns implanted in sites (b) S1, (c) S2, and (d) S3.

Table 1
Mass of deposits in sand filled columns in the first 3 cm and between 3 and 30 cm depth.

	Site S1					Site S2				Site S3			
Column number	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁	C ₁₂	
Deposit Mass (g)													
0–3 cm	10.4	46.1	13.9	10.8	26.9	10.6	8.0	22.7	18.3	5.3	8.3	14.3	
3–30 cm	51.1	95.6	34.2	48.0	65.1	41.5	30.2	45.1	65.3	28.0	19.0	27.7	

The thickness and the mass of the deposited particles (cake) on surface of each column are presented in Table 2. The thickness of the cake formed above each column filled with sand ranged from 0 to 7 cm. Indeed, an average cake thickness of 2.2 cm can be retained. Notice that when the thicknesses of the formed cake were measured, their average water content was about 29%. The results show that the cake thickness depends on the position of the implanted columns. Thus, columns C₁, C₆, C₇ and C₁₀, implanted near the embankments facilities, receive a high deposit volume, caused by embankments-break flows charged by suspended particles.

This important deposit generates a total clogging of the implanted columns. As shown above (Section 3.1.1), the deposition in the first 3 cm of the sand-filled columns drastically reduces its hydraulic conductivity (a drop >50%, on average, was measured). Thus, one can assume that the cake completely controls the hydraulic conductivity of the sand, which can be considered as totally clogged.

3.1.3. Characterisation of the cake's particles

In this section, the percentage of organic matter (OM) and the mineralogical characterisation of the particles constituting the cake formed on the surface are presented.

Results indicate an average percentage of OM around 3%. Thus, it can be considered that the amount of total organic carbon in the total mass analysed is low.

Analysis of cake particles by X-ray diffraction (XRD) was used to achieve two main objectives: i) obtaining a general idea of the mineralogical composition of the particles constituting the cake and ii) evaluating the presence of certain clay minerals, which are highly reactive in the presence of water, such as smectite and montmorillonite. Their clogging potential is prejudicial for water infiltration (Mays and Hunt, 2007).

The results are shown in Fig. 7. The sample contained several minerals including quartz (50%), calcite (20%) and dolomite (10%). The remaining sample fraction was attributed to the presence of various clays, namely vermiculite, an interstratified illite-vermiculite and two

kaolinite polytypes (halloysite 7 Å and dickite). The halloysite:dickite ratio was estimated using the RIR method at 15:2. It is noted that the results show the absence of smectite and montmorillonite, two clay minerals that swell quickly in the presence of water, leading to a rapid clogging of the pores.

3.1.4. Particles size distribution of the deposited particles

Fig. 8 shows the PSD of the retained particles in the surface (cake) and subsurface of the columns. The distribution of the retained particles in the columns' subsurface were measured every 5 cm of depth (0–5 cm; 5–10 cm; 10–15 cm; 15–20 cm; 20–25 cm and 25–30 cm). For clarity, only three PSD are presented in Fig. 8.

The PSD of the retained particles in columns show a very slight differences in the particle size distribution as a function of the depth. However, there is a slight tendency towards decreasing the size of the particles retained with the depth. 90% of particles that infiltrated the sand-filled columns were less than 25 µm. An average median diameter around 6 µm was measured (Table 3).

The PSD of the particles constituting the cake (surface deposits) indicate a wider distribution up to 600 µm. The PSD presented in Fig. 8 is representative of all that measured for the different analysed samples. The average median diameter measured for the particles retained in surface was 25 µm. Also, as indicated in Table 3, more than 34% of the particles constituting the cake are greater than 63 µm. More than 50% of the particles deposited on MAR surface ranged between 30 and 400 µm. These results confirm what was expected, i.e. the largest particles are mainly retained at the columns' surfaces.

In this study, among the mechanism involved in the retention of the suspended particles in the subsurface, straining dominates; however, on the surface, straining and sedimentation are the two mechanisms that affect particle retention.

Straining of the particles in porous media depends on the ratio of d_{p50}/d_{g50} , where d_{p50} is the median diameter of the suspended particles and d_{g50} is the median diameter of the grains constituting the porous medium. As reported by Bradford et al. (2003), straining occurs when the d_{p50}/d_{g50} ratio is greater than approximately 0.005. The median grain diameter of the used sand in this study was $d_{g50} = 520 \mu\text{m}$, and the median diameter of suspended particles infiltrated in the sand filled columns was $d_{p50} = 6 \mu\text{m}$ (Table 3). The ratio of d_{p50}/d_{g50} equals 0.011, which leads to significant particles retention by straining in sand.

As discussed above, for surface deposition, larger particles were retained, and then the ratio of d_{p50}/d_{g50} equalled 0.048. Retention of larger particles by straining in the surface of the sand has actively participated in the filtration of particles of all sizes, including the finest, thus preventing their transport in deep, favouring surface clogging.

These results clearly show the extent of the low rainfall (during 91 days) to promote the mobilisation and transport of suspended particles carried by runoffs. They reveal that despite the high grain size distribution of the sand used, unlike the natural soil of the recharge sites, there is a significant clogging on the surface.

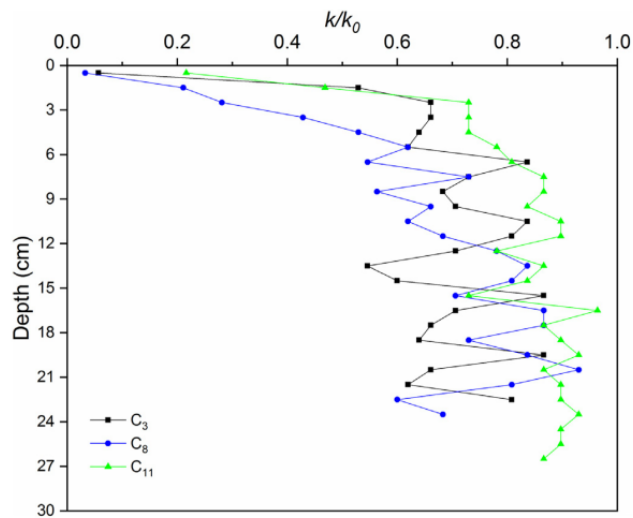


Fig. 6. Hydraulic conductivity ratio of the sand filled columns C3, C8 and C11 from sites S1, S2 and S3 respectively.

Table 2
Thickness of the deposited particles (cake) on columns surfaces.

	S1					S2			S3			
Column	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁	C ₁₂
Cake thickness (cm)	4.0	2.5	0.7	0.5	2.0	3.0	3.0	0.5	0.5	7.0	2.8	0.0

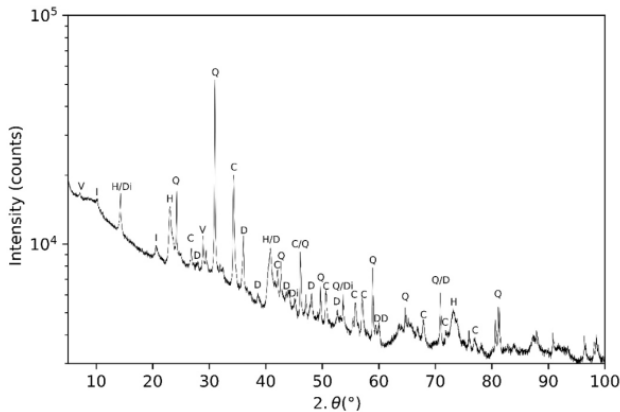


Fig. 7. Powder diffraction of the mineral indicating the presence of vermiculite (V), interstratified illite-vermiculite (I), halloysite (H), dickite (Di), dolomite (D), quartz (Q) and calcite (C). Some peaks were not indexed in order to avoid redundancy.

3.2. Assessment of sites clogging

3.2.1. Distribution of surface clogging on the studied sites

To quantify the thickness of the deposited particles on natural soil of the wadi bed, many pickets were placed at different positions of the recharge sites over a large area (~750 m²). As shown in Fig. 9, deposits accumulation varied significantly according to the distance to the embankment. Investigations undertaken over 91 days indicate that, even with the low rainfall, the thickness of the accumulated deposits is important and ranges between 0 and 12 cm, with an average of 2.5 cm. For site S1, the accumulated deposit reaches thicknesses greater than 2 cm, at a distance of 40 m from the embankment. However, this thickness is reached in site S3 at a distance of 20 m from the embankment. This observation can be justified by the position of the recharge sites; thus, site S1, which is upstream of sites S2 and S3, retains more particles transported by the flows. Also, many factors can affect the cake thickness such as wadi bed topography, presence of surface preferential flow and vegetation density. In some picket positions, the cake thickness reached up to 6 cm (Fig. 9b), which is owed to topographical

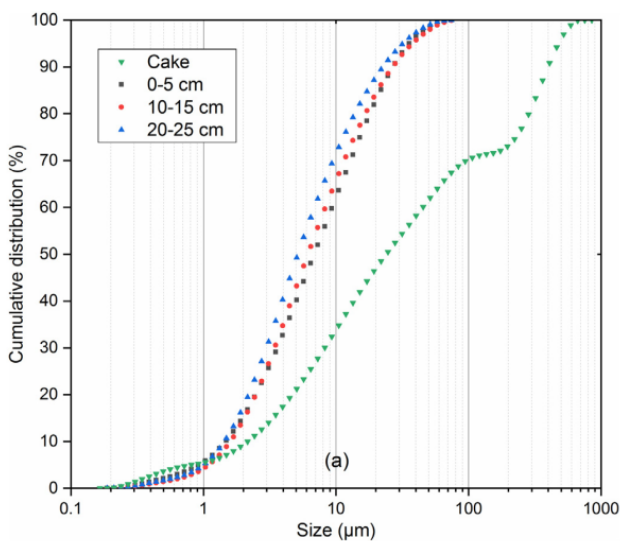


Fig. 8. Particle size distribution of the particles retained in surface (cake) and subsurface (internal deposition) of the columns implanted in wadi bed.

depressions (bowl-shaped) where a significant volume of water stagnates and favours more particles deposition. In contrast, suspended particles deposition was distributed fairly evenly throughout site S1 (Fig. 9a), except on the right bank where more deposits were observed. Among possible interpretation of the latter observation, the lack of vegetation on the right bank favoured surface erosion from the bank during rainfall. As a consequence, high accumulations were observed compared to the left bank which is covered with vegetation.

Note that it has been observed that some large cracks (aperture of 3 or 4 cm) do not close completely even if after several days of rain accompanying high water level (20 to 30 cm) in the recharge site. However, their depth has decreased, which is owed to the suspended particles deposition.

3.2.2. Hydraulic conductivity

In this part, we discuss the hydraulic conductivity of the soil that controls the water infiltration from the recharge sites surface to the subsurface soil and therefore to the aquifer. For this purpose, as discussed above, *in situ* saturated hydraulic conductivity measurements at the surface and subsurface (around 100 cm depth) have been carried out using the double rings infiltrometer (Cf. Section 2.3).

For all sites and for surface and subsurface measurements, saturated hydraulic conductivity varies from 8.33×10^{-5} to 1.67×10^{-6} , with an average value of 4.25×10^{-5} m/s. For example, in site S3, an average value of 3×10^{-5} ($\pm 2 \times 10^{-6}$) m/s and 6×10^{-5} ($\pm 3 \times 10^{-6}$) were obtained for *k* measurements in the surface and subsurface, respectively. These measured *k* values are low for silty-clayey soil but can be explained by the presence of micro cracks. As discussed above (Section 2.3), cracks exist in the surface and the subsurface (Fig. 4) of the tested soils, and their presence increases water infiltration rate.

The measurement of the hydraulic conductivity of the cake represents a main element for assessing clogging. To evaluate the hydraulic conductivity of the formed cake without cracks, measurements were made on cake samples taken after the 91 days investigation, either on the columns surfaces or around the pickets. Hydraulic conductivity of the cake was determined by using a triaxial permeameter system. An example of measurements of the hydraulic conductivity of the cake, under different confining pressure ranging from the greatest pressure (300 kPa) to the smallest (20 kPa), is presented in Fig. 10. The hydraulic conductivity of the cake under zero confining pressure is obtained by extrapolation of the curve (Fig. 10), and an average value of 4×10^{-8} m/s was retained.

Clayey soils tend to crack when drying (Morris et al., 1992). The resulting cracking causes crucial problems in geo-environmental engineering and dramatically affects hydraulic conductivity (Peron et al., 2009). Silty-clayey soil of El Himmer wadi bed has been submitted to several wetting and drying (W-D) cycles due to seasonal variations, including temperatures and rainfall. As a result of soil desiccation, cracks are created at the surface and in depth (Cf. Fig. 4). As mentioned above, the measured hydraulic conductivity in laboratory by triaxial permeameter is in the range of 10^{-8} m/s. However, measurements undertaken in the field using the double rings infiltrometer revealed a hydraulic conductivity that varies between 10^{-5} and 10^{-6} m/s. The ratio between the hydraulic conductivity measured in field and that obtained in laboratory (k_{field}/k_{lab}) can reach 10^3 . Despite the difference between the two techniques of measurement and the difference in observation scale, the difference between the measured values in laboratory and in the field remains significant. It is very low for non-cracked samples and very high for cracked soils. Based on the experimental studies in laboratory, several studies have been conducted on the effect of a cracks network on hydraulic conductivity in clayey soil. Louati et al. (2018) showed that after three W-D cycles and for all tested samples with different initial densities, the hydraulic conductivity increased in the presence of cracks. Lu et al. (2015) also concluded that after a four W-D cycles; the conductivity increased from 8.3×10^{-9} to 1.5×10^{-7} m/s for compacted clay.

Table 3
Size of the particles retained in depth and in surface (cake).

	($\leq 63 \mu\text{m}$) (%)	(> $63 \mu\text{m}$)(%)	d_{P10} (μm)	d_{P50} (μm)	d_{P90} (μm)
Particles retained in surface	66.0	34.0	2.1	24.7	409.0
Particles retained in depth	100.0	0.0	1.5	6.0	25.0

However, as reported by Rayhani et al. (2008), during the periods of rainfall (wetting cycles) that follow periods of evaporation (drying cycles), water fills cracked soil. The hydrostatic forces increased, and the water is slowly absorbed by the clay. The effect of the absorption is to increase the unit weight of the clay as well as to reduce the unit weight of its shear strength. As a result of these processes, the driving forces (sliding) increase at the same time as the resistance forces (shear strength) decrease. During water filling, cracks tend to disappear and hydraulic conductivity decreases. This process can be carried out rapidly in clayey soil with high plasticity index (Rayhani et al., 2008). This phenomenon is known as the "self-healing".

In this study, before and after the studied period, the liquid limit w_L and plastic limit w_P of the soil covering the surface of the recharge sites were measured. The obtained results indicate that $w_L = 66\%$ and $w_P = 32\%$. Thus, the plasticity index I_p equals 34%.

After water infiltration in the studied sites, a slight reduction of the cracks opening in some locations was observed, which can be attributed to the self-healing due to the high plasticity index of the silty-clayey soil. In other locations, the cracks were filled entirely or partially by the particles transported by flows. Indeed, in the periods of high precipitations and, therefore, with a large contribution to the suspended particles deposition (sediment supply) in the recharge sites, deposits that form the cake could reduce the saturated hydraulic conductivity by 1000 orders of magnitude in comparison to those measured during dry period. Thus, the hydraulic conductivity reduction generates less infiltration towards the subsurface, which is owed to evaporation.

4. Recommendations for monitoring clogging sites

Various factors can reduce infiltration rates in recharge sites. Physical clogging, predominantly related to a filter cake forming, is usually the most important factor. Management approaches were developed to reduce clogging effects and renovate recharge rates. To manage site clogging, recommendations exist such as deposits removal and scraping (Mousavi and Rezai, 1999; Gale and Dillon, 2005), use of gravel filters (Hatt et al., 2007) and vegetation cultivation (Woo et al., 1997; Gonzalez-Merchan et al., 2014; Al-Maktoumi et al., 2017).

To extend bed life of recharge sites in wadi El Himmer, there are three recommendations: i) a regular scraping of clogged layers. Due to

the cake thickness measured in this study, it is thought that at least one scraping per year is necessary for a depth of 10 to 20 cm. The scraping technique must be recurrent as long as these sites are exploitable. ii) The second recommendation, with lasting effects, is planting shrubs in the upstream of MAR sites and on the wadi banks, which could reduce fine particles transport and their deposition in MAR sites. Also, as discussed above, as infiltration is controlled by cracks (Römken and Prasad, 2006; Dunkerley, 2008; Greve et al., 2010), the reduction of particles contribution towards these sites will make it possible to exploit the presence of these cracks systems to maximise recharge. This last technique (vegetation) would reduce the number of scraping intervention on the sites. Thus, it is thought that the cultivation of the *Stipa tenacissima* upstream of the MAR sites can be a good solution. As reported by Eldridge et al. (2010), the shrub *Stipa tenacissima* can enhance the sorptivity and infiltration 2–3 times higher than in intact on soil crusts. In addition, this shrub is adapted to the silty soil and to arid and semi-arid climates (Ghiloufi et al., 2015), which makes it suitable for cultivation in an environment characterised by increasing degradation of water resources (Ramírez et al., 2007). Cultivation of the shrub *Stipa tenacissima* in wadi El Himmer represents a hydro-ecological solution; it is clean, less expensive and more efficient for limiting particles transfer and renovating infiltration through the wadi bed. iii) The third recommendation consists of the construction of a settling basin upstream of the recharge sites, supplied by rainwater during floods and dam releases; this may be useful for reducing flow rates and the sedimentation rate of downstream recharge sites.

Therefore, an experimental model should be developed even before the construction of the recharge facilities, in order to predict or estimate the impact of clogging in MAR sites. Moreover, the data generated by the model can be easily integrated into the cost-benefit ratio of the models, making it possible to predict the most cost-effective cleaning strategies (Phipps et al., 2006), in order to improve the percolation efficiency of the MAR and minimise the operating costs.

5. Conclusions

This study was undertaken to investigate the extent of clogging in Managed Aquifer Recharge (MAR) sites in wadi El Himmer (Berrechid, Morocco) over 91 days. To evaluate the *in situ* clogging, sand-filled

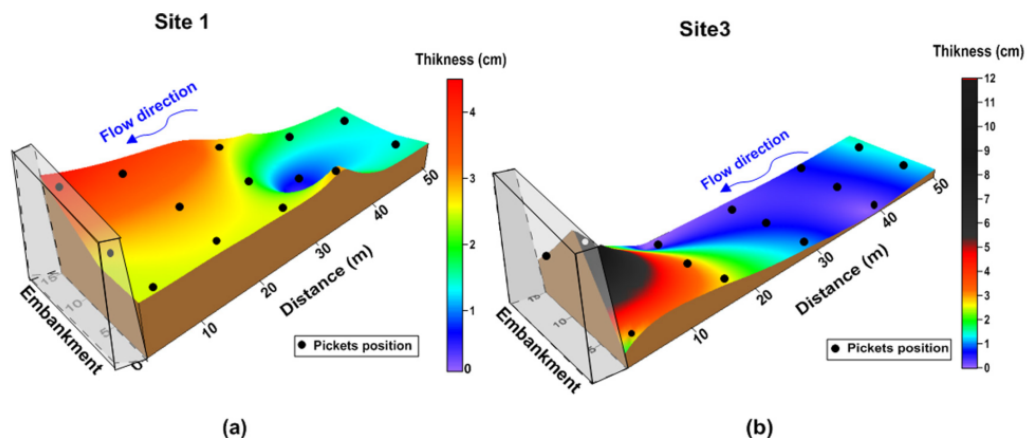


Fig. 9. Thickness of surface deposits in the recharge a) site S1, and b) site S3.

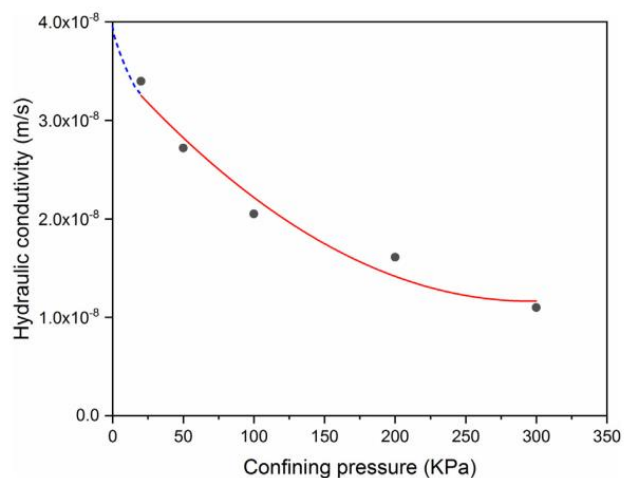


Fig. 10. Example of measurement of the hydraulic conductivity for a formed cake (3.5 cm diameter and 3 cm high) at different confining pressures.

columns and pickets were implanted in the wadi bed. Results indicate that, although the low rainfall during the studied period, clogging that occurred in wadi bed is significant. The thickness of the deposited particles forming a cake (surface clogging) is important and drastically reduces the hydraulic conductivity of the wadi bed soil. A 1000 order of magnitude can be reached during the wetting cycles when the cake formed is cracks free. The obtained results from the columns show damage to the sand medium that is owed to surface and subsurface clogging. The main mechanism involved in the sand clogging, either in the surface or subsurface, is straining. Because of the large particle size distribution of the particles carried by the flow, more than 50% of the particles deposited on MAR surface ranged between 30 and 400 μm . Hydraulic conductivities measured *in situ* during the drying period are in the order of 10^{-5} m/s and are affected by the presence of cracks that promote infiltration. However, due to the high plasticity index of the MAR soil, a slight reduction of the cracks opening during wetting cycles is observed. In addition, contribution of fine particles deposited in these cracks would participate actively in the reduction of hydraulic conductivity.

Despite the low rainfall (an average of 1.34 mm/day) and the short period (91 days) of this investigation, MAR sites clogging is effective; the thickness of the deposits exceeds 3 cm in a large part of the MAR. However, a long-term study is necessary to more precisely evaluate the role of cracks under cyclic drying and wetting.

CRedit authorship contribution statement

Mohammed Zaidi: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Writing-original draft, Writing - review & editing. **Nasre-Dine Ahfir:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Visualization, Writing-original draft, Writing - review & editing. **Abdellah Alem:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Visualization, Writing -original draft, Writing - review & editing. **Bouabid El Mansouri:** Resources, Project administration, Funding acquisition. **Huaqing Wang:** Resources, Project administration, Funding acquisition. **Said Taibi:** Methodology, Investigation, Writing - review & editing. **Benoît Duchemin:** Investigation, Formal analysis. **Abdesselam Merzouk:** Investigation.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

This study is supported by PHC TOUBKAL project (18/74): Campus France N° 38951NJ. The authors wish to thank the Bouregreg and Chaouia Hydraulic Basin Agency (ABHBC) for the providing the climate data.

References

- Alem, A., Elkawafi, A., Ahfir, N.-D., Wang, H., 2013. Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. *Hydrogeol. J.* 3, 573–586. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0948-x>.
- Al-Maktoumi, A., Kacimov, A., Suzanne, F., Al-Busaidi, H., Al-Ismaily, S., Al-Mayahi, A., Al-Khanbashi, S., 2017. Experimental study of clogging of subsurface pores in the vicinity of dams in arid zones: Groundwater recharge efficiency and potential solution. 9th International Conference on Porous Media & Annual Meeting, Rotterdam, 8–11 May, 2017.
- Archie, G.E., 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Trans. AIME* 146, 54–62. <https://doi.org/10.2118/942054-G>.
- Arriaga, F.J., Kornecki, T.S., Balkcom, K.S., Raper, R.L., 2010. A method for automating data collection from a double-ring infiltrometer under falling head conditions. *Soil Use Manag.* 26, 61–67. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00249.x>.
- ASTM D2974-14, 2014. Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM D5084-10, 2010. Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Blaschke, A.P., Steiner, K.H., Schmalfuss, R., Gutknecht, D., Sengschmitt, D., 2003. Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria. *Int. Rev. Hydrobiol.* 88 (3–4), 397–413. <https://doi.org/10.1002/iroh.200390034>.
- Boller, M.A., Kavanaugh, M.C., 1995. Particle characteristics and headloss increase in granular media filtration. *Water Res.* 29, 1139–1149. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00256-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00256-7).
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeol. J.* 10, 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>.
- Bradford, S.A., Simunek, J., Bettahar, M., van Genuchten, M.Th., Yates, S.R., 2003. Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2242–2250. <https://doi.org/10.1021/es025899u>.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K.T., McCluskey, A.H., Stewardson, M.J., 2017. Key hydraulic drivers and patterns of fine sediment accumulation in gravel streambeds: a conceptual framework illustrated with a case study from the Kiewa River, Australia. *Geomorphology* 299, 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.08.032>.
- De Marsily, G., 1986. Quantitative Hydrogeology: Groundwater Hydrology for Engineers. Academic, New York.
- Detay, M., 1995. Rational Ground Water Reservoir Management: The Role of Artificial Recharge. Presented at the Artificial Recharge of Ground Water II. ASCE, pp. 231–240.
- Dillon, P.J., 2005. Future management of aquifer recharge. *Hydrogeol. J.* 13 (1), 313–316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>.
- Dillon, P., Pavelic, P., Page, D., Beringen, H., Ward, J., 2009. Managed aquifer recharge: an introduction. *Waterlines Report Series* (13) <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>.
- Dillon, P.J., Vanderzalm, J., Page, D., Barry, K., Gonzalez, D., Muthukaruppan, M., Hudson, M., 2016. Analysis of ASR clogging investigations at three Australian ASR sites in a Bayesian context. *Water* 8 (10), 442. <https://doi.org/10.3390/w8100442>.
- Dunkerley, D.L., 2008. Bank permeability in an Australian ephemeral dry-land stream: variation with stage resulting from mud deposition and sediment clogging. *Earth Surf. Proc. Land.* 33 (2), 226–243. <https://doi.org/10.1002/esp.1539>.
- El Assaoui, N., Amraoui, F., El Mansouri, B., 2015. Modeling of climate changes impact on groundwater resources of Berrechid aquifer 4, 15. *Int. j. innov. res. sci. eng. technol.* <https://doi.org/10.15680/IJIRSET.2015.0407118>.
- El Ghali, T., Marah, H., Qurtobi, M., Raibi, F., Bellarbi, M., Amenou, N., El Mansouri, B., 2020. Geochemical and isotopic characterization of groundwater and identification of hydrogeochemical processes in the Berrechid aquifer of central Morocco. *Carbonates Evaporites* 35 (2), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s13146-020-00571-y>.
- El Mansouri, B., 1993. Structure et modélisation quantitative de l'aquifère de Berrechid (Maroc) : Validation par l'approche géostatistique (thesis). Lille 1.
- Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Alonso, P., Mau, R.L., Papadopoulos, J., Escudero, A., 2010. Interactive effects of three ecosystem engineers on infiltration in a semi-arid Mediterranean grassland. *Ecosystems* 13, 499–510. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9335-4>.
- Famiglietti, J.S., 2014. The global groundwater crisis. *Nat. Clim. Chang.* 4, 945–948. <https://doi.org/10.1038/nclimate2425>.
- Fatehnia, M., Paran, S., Kish, S., Tawfiq, K., 2016. Automating double ring infiltrometer with an Arduino microcontroller. *Geoderma* 262, 133–139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.022>.
- Fetzer, J., Holzner, M., Plötze, M., Furrer, G., 2017. Clogging of an Alpine streambed by silt-sized particles – insights from laboratory and field experiments. *Water Res.* 126, 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.015>.
- Gale, I., Dillon, P., 2005. Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in Semiarid Areas. UNESCO-IHP, Paris.
- Gaskin, S.J., Pieterse, J., Shafie, A.A., Lepage, S., 2003. Erosion of undisturbed clay samples from the banks of the St. Lawrence River. *Can. J. Civ. Eng.* 30, 585–595. <https://doi.org/10.1139/03-008>.

- Ghiloufi, W., Quero Pérez, J.L., García-Gómez, M., Chaieb, M., 2015. Assessment of species diversity and state of *Stipa tenacissima* steppes. *Turk. J. Bot.* 39, 227–237. <https://doi.org/10.3906/bot-1404-57>.
- Gonzalez-Merchan, C., Barraud, S., Coustumer, S.L., Fletcher, T., 2012. Monitoring of clogging evolution in the stormwater infiltration system and determinant factors. *Eur. J. Environ. Civ. Eng.* 16, s34–s47. <https://doi.org/10.1080/19648189.2012.682457>.
- Gonzalez-Merchan, C., Barraud, S., Bedell, J.-P., 2014. Influence of spontaneous vegetation in stormwater infiltration system clogging. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 5419–5426. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2398-y>.
- Greve, A., Andersen, M., Acworth, M., 2010. Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil. *J. Hydrol.* 393, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.03.007>.
- Hatch, C.E., Fisher, A.T., Ruelh, C.R., Stemler, G., 2010. Spatial and temporal variations in streambed hydraulic conductivity quantified with time-series thermal methods. *J. Hydrol.* 389 (3–4), 276–288. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.05.046>.
- 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>.
- Hazan, R.M., Moullard, L., 1962. Notice hydrogéologique de la plaine de Berrechid. *Rabat*. Houston, S.L., Duryea, P.D., Hong, R., 1999. Infiltration considerations for ground-water recharge with waste effluent. *J. Irrig. Drain. Eng.* 125, 264–272. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1999\)125:5\(264\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1999)125:5(264)).
- Hutchison, A., Milczarek, M., Banerjee, M., 2013. Clogging phenomena related to surface water recharge facilities. *Clogging Issues Associated with Managed Aquifer Recharge Methods*, p. 25 Australia.
- 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>.
- Louati, F., Trabelsi, H., Jamei, M., Taibi, S., 2018. Impact of wetting-drying cycles and cracks on the permeability of compacted clayey soil. *Eur. J. Environ. Civ. Eng.* 0, 1–26. <https://doi.org/10.1080/19648189.2018.1541144>.
- Lu, H., Liu, J., Li, Y., Dong, Y., 2015. Heat transport and water permeability during cracking of the landfill compacted clay cover. *J. Chem.* 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/685871>.
- Marino, M.A., 1975. Artificial groundwater recharge, I. Circular recharging area. *J. Hydrol.* 25, 201–208. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(75\)90021-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(75)90021-9).
- Mays, D.C., Hunt, J.R., 2007. Hydrodynamic and chemical factors in clogging by montmorillonite in porous media. *Environ. Sci. Technol.* 41, 5666–5671. <https://doi.org/10.1021/es062009s>.
- Missimer, T.M., Guo, W., Maliva, R.G., Rosas, J., Jadoon, K.Z., 2015. Enhancement of wadi recharge using dams coupled with aquifer storage and recovery wells. *Environ. Earth Sci.* 73 (12), 7723–7731. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3410-7>.
- Morris, P.H., Graham, J., Williams, D.J., 1992. Cracking in drying soils. *Can. Geotech. J.* 29, 263–277. <https://doi.org/10.1139/t92-030>.
- Mousavi, S.-F., Rezaei, V., 1999. Evaluation of scraping treatments to restore initial infiltration capacity of three artificial recharge projects in central Iran. *Hydrogeol. J.* 7 (5), 490–500. <https://doi.org/10.1007/s100400050222>.
- NF EN ISO 17892-12 (E), 2018. Geotechnical Investigation and Testing - Laboratory Testing of Soil - Part 12: Determination of Liquid and Plastic Limits.
- NF X 30-418, 2012. Determination of the Vertical Permeability Coefficient of a Land Using the Open-Type Double-Ring Infiltrometer Test.
- Nie, J.Y., Zhu, N.W., Zhao, K., Wu, L., Hu, Y.H., 2011. Analysis of the bacterial community changes in soil for septic tank effluent treatment in response to bio-clogging. *Water Sci. Technol.* 63, 1412–1417. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.319>.
- Ouassissou, R., Kuper, M., Dugue, P., El Amrani, M., Ameur, F., 2019. Rivalités et arrangements coopératifs pour l'accès à l'eau souterraine dans la plaine de Berrechid au Maroc. *Cah. Agric.* <https://doi.org/10.1051/cagri/2019006>.
- Page, D., Vanderzalm, J., Miotliński, K., Barry, K., Dillon, P., Lawrie, K., Brodie, R.S., 2014. Determining treatment requirements for turbid river water to avoid clogging of aquifer storage and recovery wells in siliceous alluvium. *Water Res.* 66, 99–110. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.018>.
- Pavelic, P., Dillon, P.J., 1997. Review of international experience in injecting natural and reclaimed waters into aquifers for storage and reuse. *Centre for Groundwater Studies Rep. No. 74*.
- Pavelic, P., Dillon, P.J., Mucha, M., Nakai, T., Barry, K.E., Bestland, E., 2011. Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. *Water Res.* 45 (10), 3153–3163. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.027>.
- Peron, H., Hueckel, T., Laloui, L., Hu, L.B., 2009. Fundamentals of desiccation cracking of fine-grained soils: experimental characterisation and mechanisms identification. *Can. Geotech. J.* 46, 1177–1201. <https://doi.org/10.1139/T09-054>.
- Phipps, D., Lyon, S., Hutchinson, A.S., 2006. Development of a percolation decay model to guide future optimization of surface water recharge basins. *Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the 6th International Symposium on Managed Artificial Recharge of Groundwater, ISMAR6, Phoenix, AZ, USA.* 28. ISO, p. 690.
- Pholkern, K., Srisuk, K., Grischek, T., Soares, M., Schäfer, S., Archwichai, L., Saraphrom, P., Pavelic, P., Wirojanagud, W., 2015. Riverbed clogging experiments at potential river bank filtration sites along the Ping River, Chiang Mai, Thailand. *Environ. Earth Sci.* 73, 7699. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4160-x>.
- Ramírez, D.A., Bellot, J., Domingo, F., Blasco, A., 2007. Can water responses in *Stipa tenacissima* L. during the summer season be promoted by non-rainfall water gains in soil? *Plant Soil* 291, 67–79. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9175-3>.
- Rayhani, M.H.T., Yanful, E.K., Fakher, A., 2008. Physical modeling of desiccation cracking in plastic soils. *Eng. Geol.* 97, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2007.11.003>.
- Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajn bok, P., Vandeveld, T., 2000. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Res.* 34, 2110–2118. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00356-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00356-5).
- Römkens, M., Prasad, S., 2006. Rain infiltration into swelling/shrinking/cracking soils. *Agric. Water Manag.* 86 (1), 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.07.012>.
- Ruhard, J.P., 1975. *Chaouia et la plaine de Berrechid (Tome 1)*. Ressources En Eau Du Maroc, p. 231.
- Ryan, P.A., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 25, 207–221. <https://doi.org/10.1080/00288330.1991.9516472>.
- Sadiki, M.L., El Mansouri, B., Benseddik, B., Chao, J., Kili, M., El Mezouary, L., 2019. Improvement of groundwater resources potential by artificial recharge technique: a case study of Charf El Akab aquifer in the Tangier region, Morocco. *J. Groundw. Sci. Eng.* 7, 224–236. <https://doi.org/10.19637/j.cnki.2305-7068.2019.03.003>.
- Schubert, J., 2002. Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. *J. Hydrol., Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration* 266, 145–161. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00159-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00159-2).
- Sepaskhah, A.R., Sokoot, M., 2010. Effects of wastewater application on saturated hydraulic conductivity of different soil textures. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 510–516. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800220>.
- Sidiras, N., Roth, C.H., 1987. Infiltration measurements with double-ring infiltrometers and a rainfall simulator under different surface conditions on an Oxisol. *Soil Tillage Res.* 9, 161–168. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(87\)90082-1](https://doi.org/10.1016/0167-1987(87)90082-1).
- Siegrist, R.L., 1987. Soil clogging during subsurface wastewater infiltration as affected by effluent composition and loading rate I. *J. Environ. Qual.* 16, 181–187. <https://doi.org/10.2134/jeq1987.00472425001600020016x>.
- Siriwardene, N.R., Deletic, A., Fletcher, T.D., 2007. Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: insights from a laboratory study. *Water Res.* 41, 1433–1440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.040>.
- Skolasińska, K., 2006. Clogging microstructures in the vadose zone—laboratory and field studies. *Hydrogeol. J.* 14, 1005–1017. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0027-2>.
- Stefan, C., Ansems, N., 2018. Web-based global inventory of managed aquifer recharge applications. *Sustain. Water Resour. Manag.* 4, 153–162. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0212-6>.
- Taylor, R.G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., van Beek, R., Wada, Y., Longuevergne, L., Leblanc, M., Famiglietti, J.S., Edmunds, M., Konikow, L., Green, T.R., Chen, J., Taniguchi, M., Bierkens, M.F.P., MacDonald, A., Fan, Y., Maxwell, R.M., Yechieli, Y., Gurdak, J.J., Allen, D., Shamsudduha, M., Hiscock, K., Yeh, P.J.F., Holman, I., Treidel, H., 2012. Ground water and climate change. *Nat. Clim. Chang.* <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>.
- Treese, S., Meixner, T., Hogan, J.F., 2009. Clogging of an effluent dominated semiarid river: a conceptual model of stream-aquifer interactions. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 45, 1047–1062. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00346.x>.
- Viviani, G., Iovino, M., 2004. Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity. *J. Irrig. Drain. Eng.* 130, 476–484. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2004\)130:6\(476\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2004)130:6(476)).
- Woo, M.K., Fang, G., DiCenzo, P.D., 1997. The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *Catena* 29, 145–159. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00052-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00052-5).

Chapitre III . Effet de temps de pause sur le colmatage physique

I. Présentation générale

1. Introduction

Cette étude expérimentale consiste en l'injection de particules en suspensions dans le milieu poreux initialement non saturé. Pour se rapprocher des conditions des sites de recharge dans les régions arides et semi-arides, qui sont marquées par une alternance de périodes humides et sèches, l'injection totale d'un volume de suspension équivalent à 40 volumes des pores est effectuée soit en continue soit avec des interruptions en cours de l'injection avec des temps de pause différents.

2. Démarche expérimentale

Matériaux

Le matériau de remplissage des colonnes est un sable blanc de granulométrie entre 160 et 315 μ m. Il se caractérise par une forme anguleuse et ronde avec une surface très rugueuse. La conductivité hydraulique mesurée (K_0) est de l'ordre de $1,5 \times 10^{-3}$ ($\pm 1,2 \times 10^{-4}$) m/s et la porosité totale $\phi=39\%$ ($\pm 1,2\%$).

Les particules en suspensions injectées dans les colonnes ont été collectées sur les sites de recharge sur oued El Himmer (Maroc). L'analyse de la composition métallogique par diffraction à rayons X a donnée 50% de quartz, 30% (calicite + dolomite) et 20% d'argile. La fraction limono-argileux sélectionnée pour l'injection ($d_{p50}=12 \mu\text{m}$) a été obtenue par sédimentométrie.

Procédure expérimentale

Le dispositif expérimental est composé d'une colonne en plexiglas de diamètre intérieur de 6 cm et d'une longueur de 40 cm. La colonne est alimentée par un réservoir de matière en suspension avec une concentration $C_0=1\text{g/L}$ maintenue sous agitation permanente. Le régime d'écoulement se fait à charge constante avec une lame d'eau de 2cm. Le trop plein est récupéré dans le réservoir par une pompe péristaltique. La colonne est équipée par deux tensiomètres (type Tensio 140, UGT, Munich, Germany) avec une gamme de mesure de +30 à -100 kPa pour mesurer la pression interstitielle des pores. La concentration des particules des effluents à la sortie est mesurée par un turbidimètre avec plage de mesure de 1 à 5 000 NTU. Un étalonnage préalable du turbidimètre permet d'avoir la concentration en particules en suspension dans l'effluent à partir de la mesure de la turbidité en NTU.

Le remplissage de la colonne se fait en position verticale et en conditions sèches. Le sable est déversé dans la colonne en petites quantités en faisant subir à la colonne de légères vibrations pour assurer une bonne compaction. Les expériences consistent à injecter un volume total de 8L (équivalent de 40 VP) de la solution de particules en suspension de concentration 1 g/L. 3 expériences ont été menées : i) la première expérience avec une injection continue des 40 volumes de pores de la solution sans interruption. ii) La 2^{ème} et la 3^{ème} expérience consistent à injecter le même volume de suspension avec des pauses de 24h et 48h respectivement après l'injection de chaque 10 VP.

Au cours de chaque expérience, les mesures suivantes ont été réalisées :

- Le volume des effluents à la sortie de la colonne en fonction du temps pour déterminer l'évolution dans le temps du débit et de la conductivité hydraulique.
- La turbidité des effluents pour déterminer la concentration des particules en suspension restituées.
- L'évolution dans le temps de la granulométrie des particules en suspension dans l'effluent. Pour cela des échantillons des effluents sont récupérés à différents volumes injectés et analysés au granulomètre laser.
- La pression interstitielle à l'entrée et à la sortie de la colonne.

À la fin de chaque expérience, on a déterminé :

- La répartition de masse et la granulométrie des particules déposées le long de la colonne. La colonne de sable de remplissage plus les particules filtrées est découpée en couches régulières. La masse de particules déposées est déterminée par lavage et séchage à 105 °C. La distribution de taille des particules déposées est déterminée avec le granulomètre laser.

Les détails sur les matériaux, matériels et méthodes sont donnés dans la section II présentée sous forme d'article en cours de finalisation pour une soumission à une revue spécialisée.

3. Principaux résultats

Les effets des interruptions de l'injection des particules sur le transport, la rétention et la remobilisation des particules dans les milieux poreux sont étudiés. La rétention des particules dans les colonnes a été mesurée. L'endommagement du milieu poreux a été évalué par des mesures de la conductivité hydraulique et de la pression interstitielle. La distribution de taille des particules déposées et restituées a été également analysée.

Les principaux résultats des expériences peuvent être résumés comme suit :

Les expériences, avec et sans pauses, ont montré que les temps de pause influent peu sur le taux de restitution des particules injectées. Néanmoins, pour les expériences avec des temps de pause (24h et 48h), des pics de concentrations ont été observés à la reprise des injections après les pauses. Les pics augmentent avec l'augmentation du temps de pause. Ces pics sont dus à la mobilisation des particules déposées dans le milieu poreux par le cisaillement hydrodynamique. La mobilisation des particules est le résultat de la perturbation liée au flux transitoire, après la reprise de l'injection, à différentes interfaces air-eau, eau-solide et air-eau-solide.

Les profils de rétention ont montré que plus de 55 % des particules en suspensions injectées sont retenues à l'entrée des colonnes (entre 0 et 3 cm) quel que soit le type d'expérience (avec ou sans pause). La formation d'un cake interne et en surface ont eu pour conséquence la chute drastique de la conductivité hydraulique des milieux poreux. Une chute quasi-linéaire de la conductivité hydraulique (K/K_0) avec le temps d'injection pour les expériences sans pause est observée. Pour les injections avec pause, K/K_0 diminue brutalement après chaque temps de pause. Cette baisse brutale peut être liée au blocage de l'écoulement d'eau par la présence des bulles d'air dans le milieu poreux. Les mesures de la pression interstitielle, à l'entrée et à la sortie de la colonne, confirment l'effet du dépôt sur le changement des caractéristiques du milieu poreux. Les pressions interstitielles diminuent avec l'augmentation du volume de pores injecté. .

La distribution granulométrique dans le temps des particules restituées a montré une tendance similaire pour toutes les expériences, avec et sans pauses. Globalement, les grosses particules sont mieux restituées au début des injections ($3V_p$) et au-delà on ne restitue que les fines. L'analyse granulométrique des particules déposées à différents horizons des milieux poreux a montré qu'un temps de pause long (48h) favorise le transfert des grosses particules en profondeur.

II. Impact of interruption periods of suspended particle injections on transport and deposition during infiltration in porous media

Mohammed ZAIDI^{1, 2}, Nasre-Dine AHFIR^{1*}, Abdellah ALEM¹, Said TAIBI¹, Bouabid EL MANSOURI², Anne PANTET¹, Yongxiang ZHANG³, Huaqing WANG^{1,3}

¹ Normandie Univ., UNIHAVRE, UMR 6294 CNRS, LOMC, 76600 Le Havre, France

² Laboratory of Geosciences of Natural Resources, Hydroinformatic section, Faculty of Sciences, Ibn Tofail University, Maamora Campus, BP.133, 14000 Kénitra, Morocco

³ Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124,

Abstract

This study investigated the impact of interruption of injections (or pause durations) on the transfer and retention of suspended particles (SP) in porous media. Columns packed with sand grains were operated in the laboratory, and a series of experiments of suspended particle injections in columns were conducted: the first by injecting SP without interrupting injection, the second and third experiments with 3 pauses of injection of 24h and 48h respectively. Results showed that interrupted injections induced a significant release of particles showing peaks of concentration in the effluent immediately after the pause durations. The magnitude of the peak increases with the increase of the pause period. Interruption of injections allowed the transport of coarser particles deeper into the columns, and therefore, their transport to the porous media outlet. For all experiments carried out, the hydraulic conductivity, measured during injection, decreased with the number of pore volumes injected. This decrease is almost linear for continuous injection experiments. Whereas, the hydraulic conductivity decreased brutally when reinjecting SP, after pauses, highlighting the desaturation of the porous medium during pause periods. The results obtained show that all the phenomena (hydraulic conductivity drop, SP transport, and deeper transfer of coarser particles) occurred during the dynamic phase of the experiments for the first 75% of pore volumes injected. Beyond that, the porous medium is completely clogged and the entire particle was retained at the porous media surface.

Keywords: Laboratory experiments, Porous media, Clogging, Suspended particles, Pause durations, Infiltration

1. Introduction

Given the stress caused by global warming and water scarcity, particularly in arid and semi-arid environments (Falkenmark, 1989; Kahil et al., 2015), decision-makers are faced with the challenge of finding sustainable solutions to adapt and mitigate the risks associated with water scarcity, population growth, and increasing water demand. Managed Aquifer Recharge (MAR) using rainfall and dam releases has many benefits, including groundwater recharge and flood reduction (Dillon et al., 2019). MAR based on infiltration systems (e.g. infiltration basin, streambeds, and injection wells) is affected by the clogging of porous media which involves regular maintenance (Siegrist, 1987). Clogging is one of the main factors affecting the efficiency of MAR projects (Rinck-Pfeiffer et al., 2000). As reported by Pavelic and Dillon (1997) clogging was the main reason for abandoning aquifer storage and recovery projects. Clogging mechanisms are complex due to the interaction of different factors such as chemical, biological or physical, or a combination of all three: (i) chemical, which refers to the chemical parameters that control the colloidal stability of particles and minerals precipitated in the water (Mays and Hunt, 2007); (ii) biological, with the growth of microorganisms (algae, biofilm, and bacteria) on the infiltration surface (Nie et al., 2011); and (iii) physical or mechanical, related to the filtration of solid particles (Siriwardene et al., 2007). A study conducted by Dillon et al. (1994) on 40 injection wells revealed that 80% of the facilities are clogged, 70% of which was caused by trapped suspended solids and air bubbles, 10% by chemical reactions, 15% by microbial growth, and 5% by other factors. A study conducted by Pavelic et al. (2011) found that physical clogging was more significant than other forms of clogging and that the relative hydraulic conductivity (K/K_0) decreased to about 90% in some columns. Zaidi et al. (2020) found that saturated hydraulic conductivity declined by about 90% in the immediate entrance of the columns implanted in the streambed of El Himmer wadi (Morocco). Physical clogging of pores happens when solids particles are carried along the flow path and are retained; leaving pores below the clogged pores void (Sakthivadivel and Einstein, 1970). Many experimental works were carried out to assess the extent of physical clogging in saturated porous media as a function of several parameters. For saturated porous media, tracer tests of the filtration of particles along the sand columns were undertaken at different flow velocities by Alem et al. (2013). The retention of injected particles was significantly affected by the flow velocity. The results revealed that at low flow velocities, particle retention is limited to a short length of column sand, from the inlet, resulting in a dramatic decrease in the hydraulic characteristics of the porous medium.

However, at high flow velocities, a much greater length of the porous medium is affected. Ahfir et al. (2017) investigated the effects of the particle size distribution of porous media on the transport and deposition of polydisperse particles under different flow velocities. They found that a mixture of sands of different sizes is more dispersive than fine and coarse sands. The large grain size distribution induces the formation of small pores, which promotes particle deposition. Du et al. (2018) showed that the ratio of suspended particle diameter to sand grain size is the dominant factor influencing the physical clogging. Although the clogging of saturated soils was studied by many researchers, physical clogging under unsaturated conditions was poorly investigated. Experiments were carried out on unsaturated and saturated sand columns by Sang et al. (2013) in which colloidal impulses were injected at different ionic strengths. Colloid fixation rates were higher in the unsaturated columns because of the additional retention at the readily available air-solid interfaces. Shang et al. (2008) studied the effect of water saturation on the transport of latex microspheres in porous media. Results highlighted that the retention of colloids in low-velocity regions of porous media such as grain junctions was the main mechanism for retaining colloids under saturated and unsaturated conditions. The extent of stagnant flow regions in the pore structure is enhanced by decreasing water content, resulting in greater retention. Wan and Wilson (1994) explored the significance of the water-gas interface on colloids sorption and transport. Results indicated that the retention of colloids increased with the gas content of the porous media and the degree of sorption increased with the increase of colloid surface hydrophobicity.

Other researches have focused on mobilisation of autochthonous particles in intact soil at the column scale. They focused on the influence of several factors such as the initial soil water content and the ionic strength of the rainwater (Rousseau et al., 2004), rainfall intensity (Ryan et al., 1998), the nature and composition of the soil (Kjaergaard et al., 2004), capillary stress and the valence of the ions in the soil solution (Michel et al., 2010; Shang et al., 2009). Further relevant mechanisms that can contribute to the mobilisation of particles are poorly investigated. These include especially mechanisms that occur between two precipitations or runoff events, such as the desaturation of porous media by water drainage and the evaporation of water from the soil surface. These factors are closely related to the initial water content of the pathways traversed by the particles and can be important for the mobilisation and retention of solid particles. The magnitude of such factors depends on the duration of the interval between two precipitation or infiltration events. Among the first research to investigate the effect of pause duration (between precipitation events) on particle mobilisation

was conducted by Schelde et al. (2002). After 40 minutes of irrigation of undisturbed soil columns, they highlighted that particle concentration reached a maximum (peak) just after water breakthrough and then decreased to a constant low value as irrigation progressed. This notion of initial peak was mentioned in most studies of autochthons particle mobilisation (e.g. Jacobsen et al., 1997; Jonge et al., 2004; Majdalani et al., 2008; Zhuang et al., 2009, 2007).

Zhuang et al. (2007) suggested that this peak occurring after a rain interruption is due to movements of the "air-water interfaces, thin layer expansion and/or fluid shear" during the beginning of the irrigation. Majdalani et al. (2008) reported that the pause duration between two precipitation events has a major effect on mobilisation of the particles: the amount of leached particles increased with the pause duration.

Until now and to our knowledge, there have been no studies carried out to investigate the effect of infiltration pause durations on the transfer of newly injected particles in porous media. Most of the studies are focused on the mobilisation of autochthonous particles in intact soils. Thus, an investigation in that optic was carried out. The present study aimed to examine the transport and retention of suspended particles injected into porous media with interruptions of injection (different pause durations) and to evaluate the extent of physical clogging. A series of experiments were carried out, in high filtering sand columns, under different conditions: injection without pause and injections with different pause durations. Results analysis was based on the hydraulic conductivity evolution, particle transport and retention, pore water pressure, and the particle size distribution in the effluent and that deposited along the length of the porous media.

2. Materials and Methods

2.1. Materials

The porous medium used to fill the columns consisted of sand. Its grain size distribution was 160-315 μm , with $d_{g50}=280 \mu\text{m}$. The sand saturated hydraulic conductivity K_0 was 1.5×10^{-3} ($\pm 1.2 \times 10^{-4}$) m/s and its porosity was $\phi=39\%$ ($\pm 1.2\%$). The injected suspended particles were collected from El Himmer wadi in Berrechid plain (Morocco). X-ray diffraction of the particles indicating the presence of vermiculite, interstratified illite-vermiculite, halloysite, dickite, dolomite, quartz and calcite (Zaidi et al., 2020). The particle size distribution, acquired with a laser particle size analyser (Multisizer 2000), of the selected particles, is shown in Figure 1 and its average median diameter was $d_{p50}=12 \mu\text{m}$. The sand selected in

this study was highly filtering; dp_{50}/dg_{50} ratio is around 0.04, which leads to high retention of particles by straining.

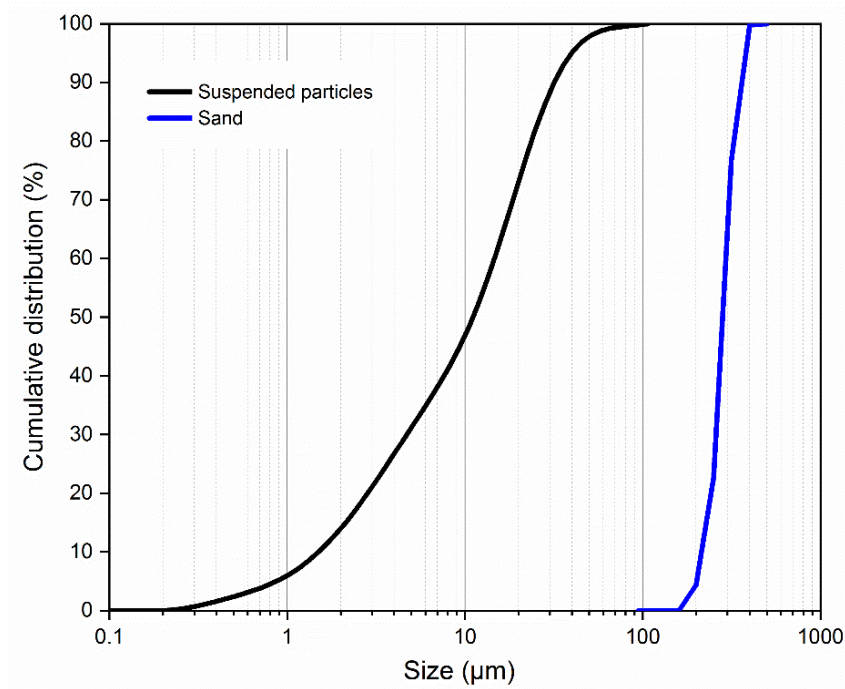


Figure 1. Particle size distribution of the sand and the suspended particles

2.2 Experimental set-up

A Plexiglas column with an internal diameter of 6 cm and a length of 35 cm was used (Fig. 2). At the bottom of the column, a plastic grid was used as a barrier to keep the sand in place. The column was equipped with two tensiometers (Tensio 140, UGT, Munich, Germany) with a measuring range from +30 to -100 kPa (linearity error < 0.5% FSO) to monitor the porous media pore water pressure (PWP) during experiments. The tensiometer is equipped with a porous ceramic cup with a diameter of 6.5 mm and has been filled with degassed water. The first tensiometer was placed at 3 cm from the sand surface, and the second one was placed at 3 cm from the bottom. The column was oriented vertically and slowly filled with dry sand at the same filling height to keep the same density for all the experiments. The height of the sand in each column tested was 18 cm (Fig.2) corresponding to a porosity of 39%.

The experiments were done under constant head conditions (Fig. 2). The column-filled sand was supplied from the suspended particles tank. To obtain a constant head (water level $h = 2$ cm above the sand surface) during the injection experiment, corresponding to an initial flow

rate of $95 (\pm 5)$ mL/min, the column was equipped with an overflow. A mechanical stirrer was used to prevent particle settlement in the suspended particles tank. The concentration of the injected particles was $C_0=1$ g/L. The column outlet was connected to a turbidimeter with a range of 1 to 5,000 NTU (Nephelometric Turbidity Units). Particle concentrations in the effluent were determined using a priori correlations between the particle concentrations measured in the water and the NTU values given by the turbidimeter. The flow rate was determined with the help of a balance.

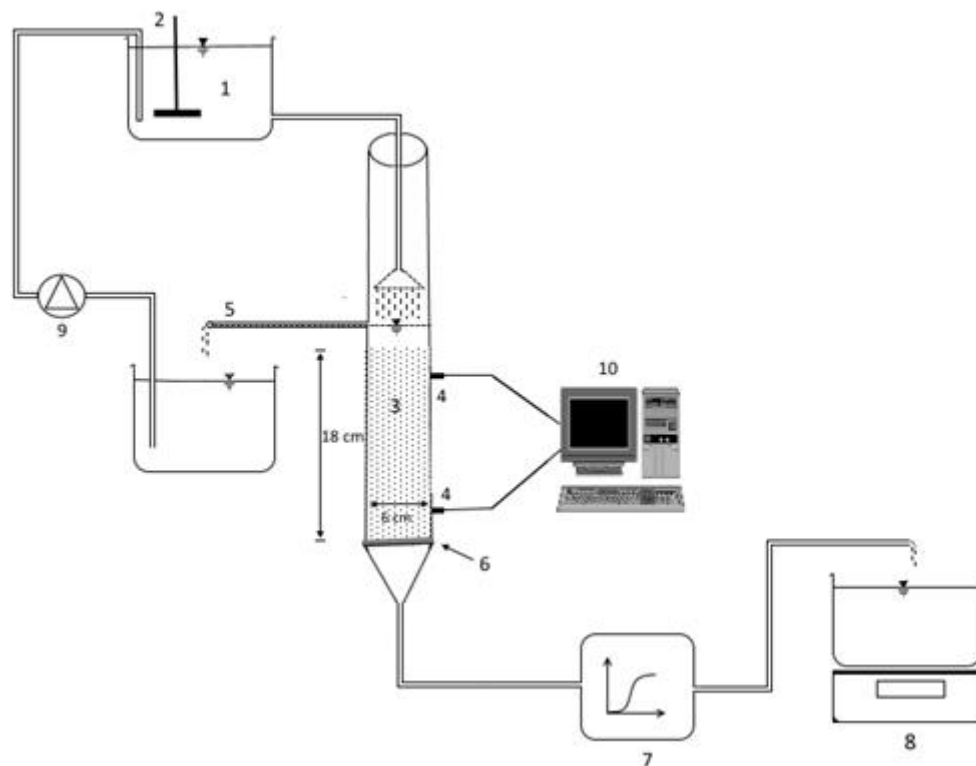


Figure 2. Experimental setup. (1) Suspended particles tank, (2) mechanical stirrer, (3) sand column, (4) tensiometers, (5) overflow, (6) grid; (7) turbidimeter, (8) balance, (9) peristaltic pump, and (10) data acquisition system

2.3. Experimental procedure

The injection experiments consisted of injecting the suspended particles into the sand column (initially dry) under constant head conditions and following the progress of the particles' transport and deposition in the sand columns. A series of experiments were carried out with different pause durations. For each experiment, 40 pore volumes (V_p) of suspended particles were injected which correspond to a total mass (M_{inj}) of 8 g. In this study 3 experiments, repeated twice, were carried out: i) Injection without pause noted “*Injection_Continuous*”, ii) injection with 24h of pause between each 10 V_p injected noted “*Injection_Pause 24h*”, and iii)

injection with 48h of pause between each 10Vp injected noted “Injection_Pause 48h”. The measurement of the flow rate according to the time allowed us to determine the hydraulic conductivity evolution of the material filling the column. Notice that, during pauses, the column outlet was kept open to provide drainage by gravity.

During the injection experiments, the pore pressure variations in the porous medium were measured using tensiometers. To determine the size of the particles transported out of the porous medium, samples were collected from the effluent (each 3 or 4Vp injected) for microgranulometric analysis. At the end of each experiment (after 40Vp injected), the material (sand with deposited particles) filling the column was extracted and divided into eighteen sections in order to measure the amount of retained particles along the column. The mass of deposited particles in each section was then determined, using the following procedure (Alem et al., 2013): the material from each section was dried and weighed, then thoroughly washed; the clean material (sand) was dried and weighed; the difference in mass between the dirty and clean material gave the cumulative mass of deposited particles. Samples were collected from the wash water for microgranulometric analysis. A mass balance was determined at the end of each experiment using effluent concentration data (M_{eff}) and the final spatial distribution of retained particles in the porous medium (M_p) normalized by the total mass of particles injected into the column (M_{inj}). During the injection experiments and also during the pause periods, the pore water pressure in the porous medium was recorded.

3. Results and discussion

3.1. Particle transfer

Figure 3 presents the evolution of relative concentrations (C/C_0) at the column outlet, as a function of the number of pore volumes (NVp) injected. C is the effluent concentration and C_0 is the initial concentration in the suspended particles tank. The breakthrough curves (BTCs) show that the transported particles to the outlet of the sand column were very low for the three experiments. The BTC of the experiment without pause (Injection_continuous) showed an increase in concentration to reach a plateau between 2 and 10Vp injected. Beyond 10Vp injected, the concentration decreases to reach 0 after 32Vp injected. Between 32 and 40Vp all injected particles were retained in the porous medium. For the experiments with pause, BTCs were similar to that without pause during the first 10Vp injected. For each resumption of injection, after the pause duration, a peak was observed. After the peak, the particle concentration decreased to about 0 at the end of injection. The last injections, between 30Vp

and $40V_p$, did not show an increase of concentration, and all injected particles were retained in the porous media.

The concentration peaks were greater when the pause duration was important and decreased with increasing injection number. Similar behaviour was reported in literature on the mobilisation of autochthonous particles in intact soils (e.g., Schelde et al. (2002), Zhang et al. (2007), and Majdalani et al. (2008)). This behaviour is as a result of the weakening of the soil matrix, due to the differential capillary stresses during drainage (pause periods) (Majdalani et al. 2008). As capillary pressure is known to be one of the main causes of soil deformation, this capillary pressure becomes negligible when the soil is totally saturated, and increased as drainage (during pauses) proceeds, leading to the weakening of the porous medium matrix next to the drying front. Therefore, after the pause duration, the passage of the infiltration front weakened the porous medium (particles + sand) according to the intensity of capillary stress at a given pause period (24 and 48h). Thus, for the experiments with 48h pause, higher concentration peaks were observed owing to more desaturation of the porous media during pauses (drainage period). Particle mobilisation was the result of perturbation during transient flow, after injection resumption, at different interfaces including air-water, water-solid, and air-water-solid. Notice that during the 4th injection, the concentration outlet of the column was almost zero, indicating that the porous medium was totally clogged. The flow rates measured were so low that the hydrodynamic forces were insufficient to mobilise and transport the deposited particles. .

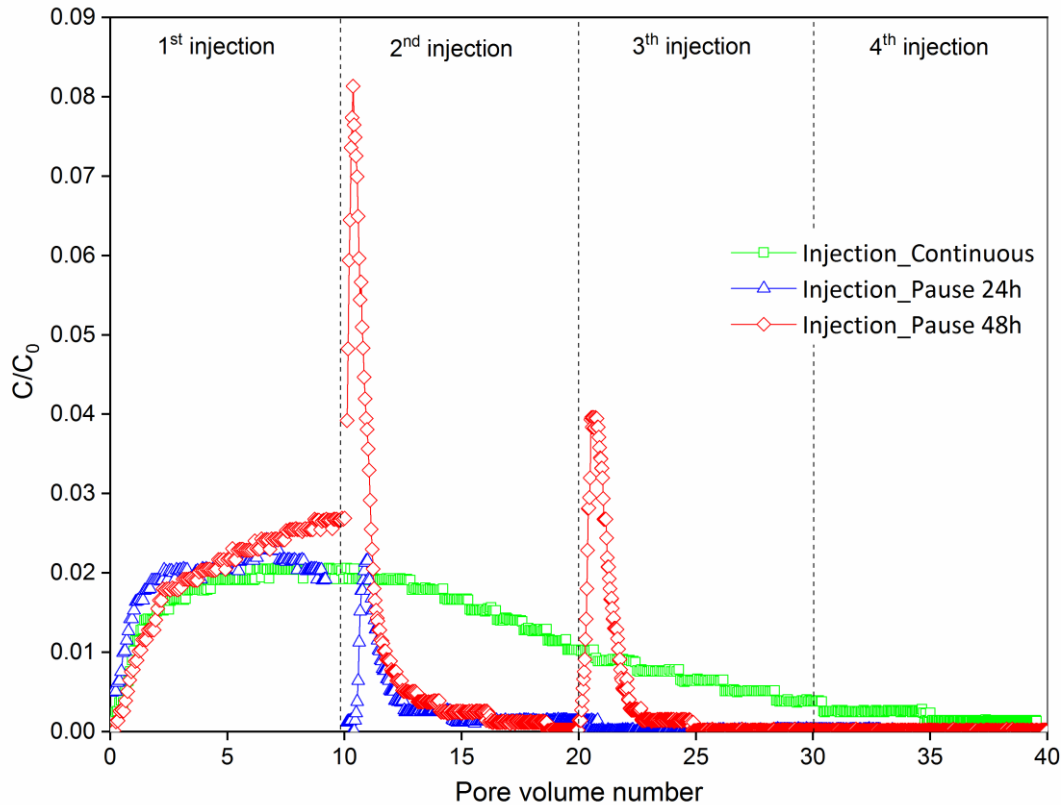


Figure 3. Breakthrough curves of the suspended particles transported outlet the columns for the three experiments

At the end of each experiment, the mass balance was determined using the amount of particles injected, deposited, and recovered. The calculation indicates that about 99% of the total mass injected was filtered by the porous media. This result confirms, as expected, that the studied porous medium is very filtering.

3.2. Porous media damage

As presented in the experimental procedure (section 2.3), at the end of each experiment, the dirty sand filling column was divided into 18 sections and the mass of particles deposited in each section was determined. Figure 4a shows the retention profiles (given as the ratio of the mass of deposited particles to the mass of the section) along the columns. The distribution of deposits was not uniform across the columns. Retention profiles showed a similar distribution, indicating that the majority of the particles were retained within the first 3 cm from the entrance of each column. More than 55% of the total particles injected were retained in the first 3 cm. Beyond this depth, the quantity retained decreased to approach zero between 10 and 18 cm depth.

In this study, the major mechanisms involved in the retention of particles are straining and sedimentation. Straining is related to the d_{p50}/d_{g50} ratio, where d_{p50} is the median particle diameter and d_{g50} is the median grain diameter of porous media. Straining occurs when the ratio $d_{p50}/d_{g50} > 0.005$ (Bradford et al., 2003). For our experiment, the d_{p50}/d_{g50} ratio is around 0.04, which leads to high retention of particles by straining. The deposition of particles mainly at the entrance of the column forming the cake accentuates the straining phenomenon (Fig. 4b).

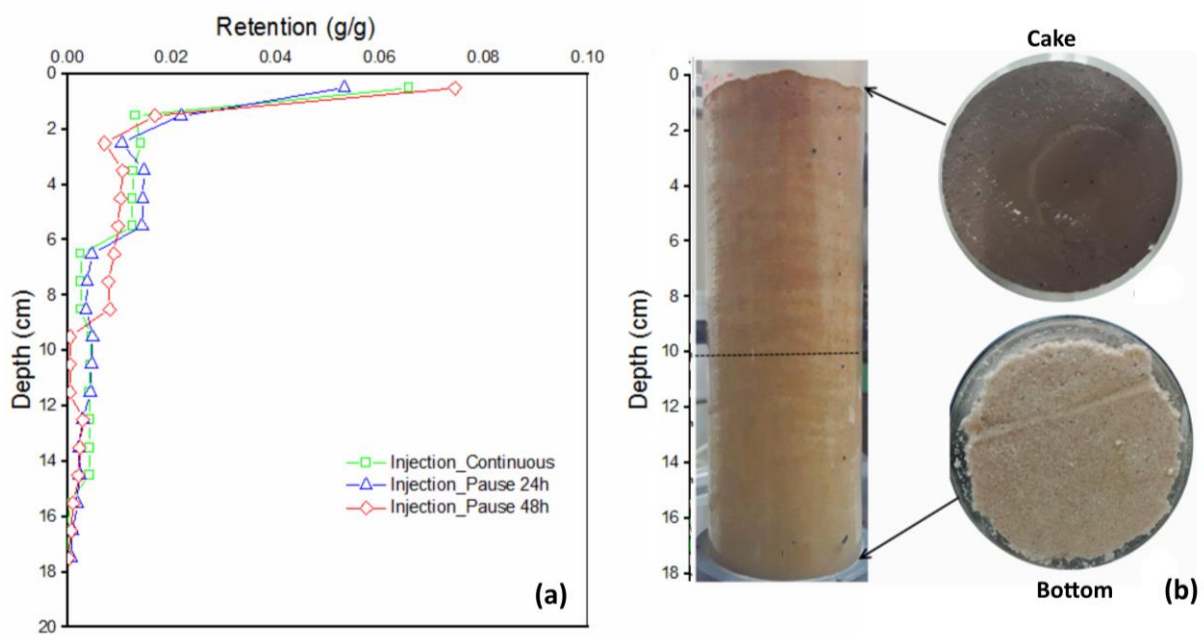


Fig. 4. Retention profiles of suspended particles in sand columns (a), photos of sand column at the end of injection with 48h (b)

The clogging of the porous medium over time related to particle deposition was examined by analysing the decrease of its hydraulic conductivity. The instantaneous drop of the hydraulic conductivity was given by K/K_0 ratio, where K is the actual hydraulic conductivity and K_0 is the initial saturated hydraulic conductivity of the clean sand. Notice that, as a consequence of the high particle deposition at the column inlet, the flow rate measured at the column outlet dropped considerably with the injection time to reach very low values at the end of the injections (C.f. Annex (Figure A1)). Figure 5a shows that the hydraulic conductivity decreases with NVp injected. The hydraulic conductivity was reduced by 26% after the injection of the first $10Vp$ whatever the type of experiment.

The decrease is quasi-linear for the experiment without pause. After $20Vp$ injected, the hydraulic conductivity was reduced by 50%, and K/K_0 was close to zero after $40Vp$ injected.

With the increase of the injected volume, the K/K_0 drop is influenced by the formed cake on the column surface; the particles front practically stops percolating further down the porous medium. The hydraulic conductivity drop was about 90% after $35Vp$ injected. The in-situ investigation carried out by Zaidi et al. (2020) also showed that the hydraulic conductivity declined by about 90% in the immediate entrance of the columns implanted in the streambed of El Himmer wadi (Morocco).

For injections with pauses, a brutal drop in hydraulic conductivity, after each pause, was observed. This drop can be related to the presence of the air in the porous media after each resumption of injection indicating the desaturation of the porous media. Due to the downflow injection, water flowing was partially blocked by the presence of air bubbles. The hydraulic conductivity was close to zero after $35Vp$ injected. Figure 5a clearly shows that at the beginning of each injection resumption, K/K_0 is significantly lower for the two experiments with pause durations compared to the continuous experiment. For the experiments with 48h pause, K/K_0 remained much lower than that of 24h pause, indicating that the medium was more desaturated after each interruption of injection. Between two successive pauses (2nd and 3rd injections), it appeared clearly that K/K_0 tended to reach the continuous curve, as the water content in the medium increased, with a lower slope. This lower slope of K/K_0 is the consequence of two distinct and opposite phenomena: (i) the saturation of the porous medium after each injection resumption which tend to increase the hydraulic conductivity (re-saturation) and (ii) the particles deposition causing the pores clogging; and thus hydraulic conductivity decreasing.

To highlight the effect of the porous media desaturation on the hydraulic conductivity drop, in Figure 5b is plotted the K/K_0 evolution as a function of the average specific deposit ($\bar{\sigma}$) which is defined as the ratio of the total deposited particles mass to the total mass of the porous medium. For the same specific deposit, the hydraulic conductivity drop is observed between the moment of interruption of the injections and its resumption after 24 or 48h of pause. After the first pause, the hydraulic conductivity drop was about 20% and 40% for 24h and 48h of pause, respectively. As for K/K_0 versus NVp injected (Fig.5a), between two successive pauses, K/K_0 drops linearly with the increase of the specific deposit. For the two experiments with pauses, the decrease of K/K_0 occurs with a lower slope than that observed for the experiment without pauses.

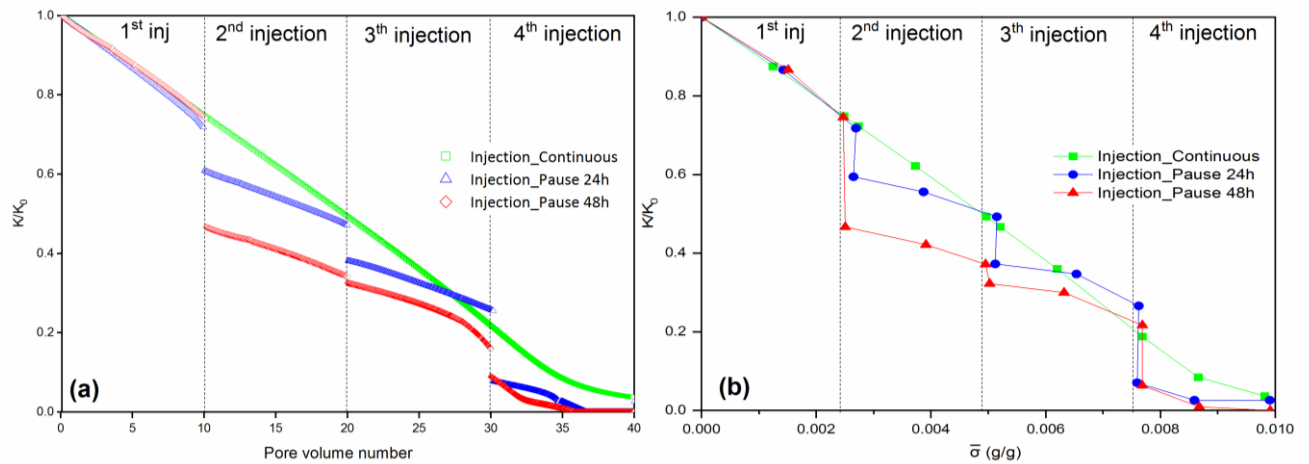


Fig. 5. Hydraulic conductivity evolution during experiments injections: a) as a function of the pore volume number (NVp) injected, b) as a function of the specific retention ($\bar{\sigma}$)

Figures 6a and 6b present the results of the pore water pressure (PWP) recorded for the experiment with 48h pause. In the Annexes is presented the PWP in the dry sand before the first injection of the suspended particles (Fig. A2). The PWP decreased with increasing injection time for the two tensiometers placed at the inlet and the outlet of the column (Fig. 6a). The drop of the PWP during injection was probably related to the change of the granulometry of the porous medium, due to the deposition of the injected suspended particles. The presence of the fine particles generated a high aspiration of the tensiometers, reducing the water pore pressure recorded during the experiments. The rate of decrease was significant on the surface (between 0 and 3cm of depth) due to the high quantity of particles deposited at the column inlet (internal cake (see Fig. 4a)) (Fig.6a). At the column outlet, due to the low amount of particles deposited, a slight variation of the PWP was observed. This decrease was interrupted by the pauses, but at the beginning of each reinjection, the pressure resumed its value before the pause (Cf. Fig.6a).

To show the evolution of the clogging during injection due to particle deposition, in Figure 6c is plotted PWP recorded at the inlet and outlet of the column, and the variation of K/K_0 as a function of the NVp injected, for the experiment without pauses. It clearly showed the link between the PWP drop measured at the inlet of the medium, where the majority of the injected particles were retained and the decline in hydraulic conductivity. It should be noted that the retention at the inlet of the column controls the global hydraulic conductivity of the porous medium. The presence of retained fine particles in the medium considerably affects the PWP. As fine particles attach water by capillary action (increases the degree of

saturation), and once the steady state is established, the PWP tends towards zero. Besides, the PWP variation indicated the evolution in time of the porous medium structure (sand + fine particles). Thus, the variation of the PWP is a good indicator for the evolution of the damage of the porous media.

Figure 6b shows the variation of the PWP during 3 pauses of 48h duration. After the stop of each injection, the PWP decreased during the pause to -1.5 kPa at the entry of the column and -0.5 kPa at the outlet. The time required for the pressure to stabilise depends on the volume of particles injected before the pause and therefore on the mass of particles retained in the medium (especially, see the PWP measured at the column inlet (Fig. 6b)). The PWP stabilises after about 4h, 7h, and 9h in the first pause, second, and the third pause, respectively.

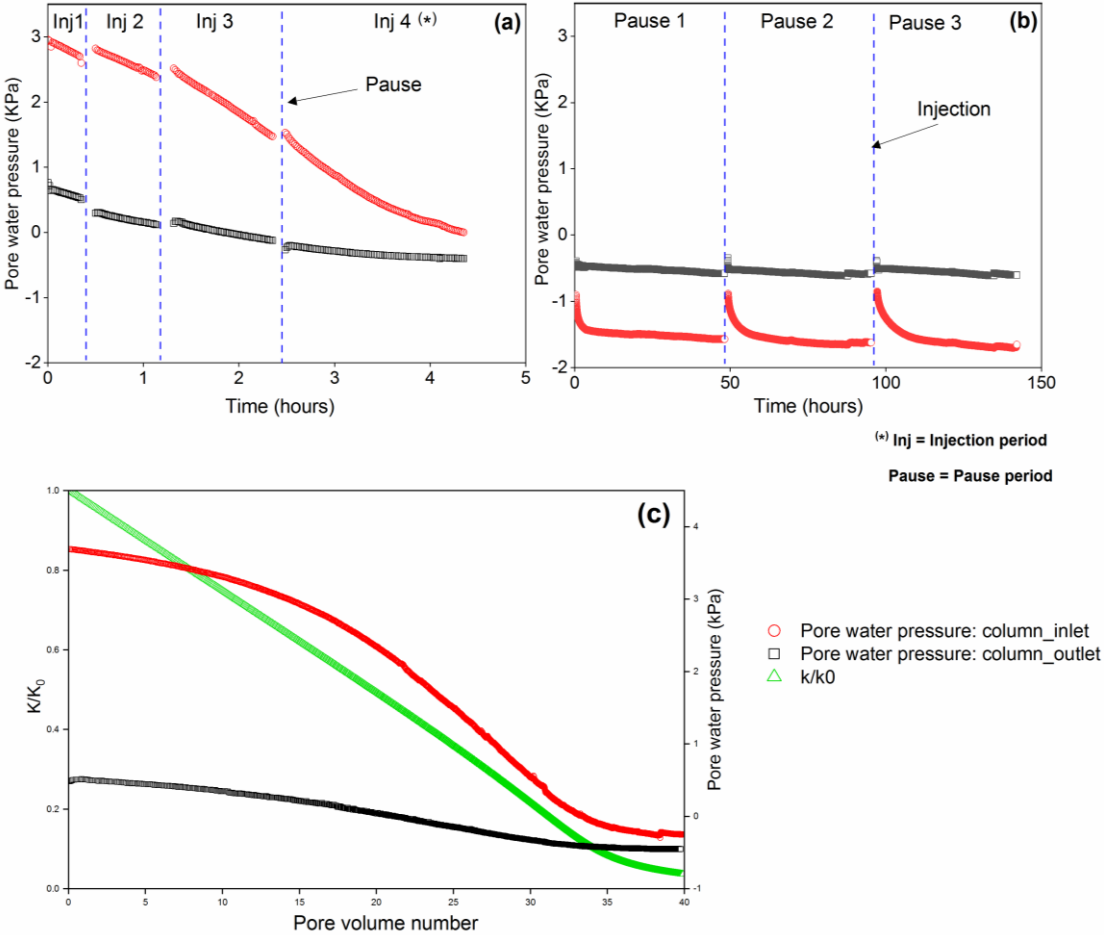


Fig. 6. Variation of the pore water pressure for the experiment with 48h of injection pause. (a) During injection; (b) during the pause durations. (c) Variation of K/K_0 and pore water pressure according to the NVP injected for the experiment with injection continuous

3.3 Particle-size analysis of recovered and deposited particles

In this section, analysis of the particle size distribution of the recovered particles at the column outlet and those deposited along the length of the porous medium are presented. Effluent samples for particle-size analysis were taken periodically, each $3Vp$ injected, during the course of the experiments.

Figure 7 presents the particle size distribution of the particles recovered at the column outlet during injections. For clarity, only three spectra are plotted; from 0 to $3Vp$ (Fig.7a), 11 to $13Vp$ (Fig.7b), and 21 to $23Vp$ (Fig.7c). The initial injected suspended particles' spectrum is presented by a solid line. Notice that, for the experiments with pauses, the concentration of *SP* released after $23Vp$ was very low (about zero).

The evolution of the particle size distribution in the first $3Vp$ recovered (Fig.7a), exhibits the same tendency regardless of the type of injection, as the initial conditions for experiments were identical. The d_{p50} for the three experiments is very close, around $8\ \mu\text{m}$ while the d_{p50} of the *SP* initially injected was $12\ \mu\text{m}$. This result proves the filtration of coarse particles at the beginning of the injections. The particles recovered from 11 to $13Vp$ (Fig.7b) corresponds to the beginning of the second injection after the first pause duration. The particle size distribution for continuous injection and for the experiment with 24 h pause did not show difference with $d_{p50} = 4\ \mu\text{m}$. However, the experiment with 48 h pause showed an increase in the size of the recovered particles with a $d_{p50} = 6\ \mu\text{m}$. From 21 to $23Vp$ (Fig.7c), the d_{p50} for the 48h injection increased slightly to reach $7\ \mu\text{m}$. However, there is no difference observed between the continuous injection and the experiment with 24h pause. The size of the particles initially injected was always coarser than the recovered ones, regardless of the experiment type and the time injection. The results indicate that a long pause duration affect the transport of the coarser particles into the porous media. The weakening of the porous medium matrix (sand + particles) and transient flow after the resumption of injection promotes the mobilisation of coarse particles weakly attached to the sand.

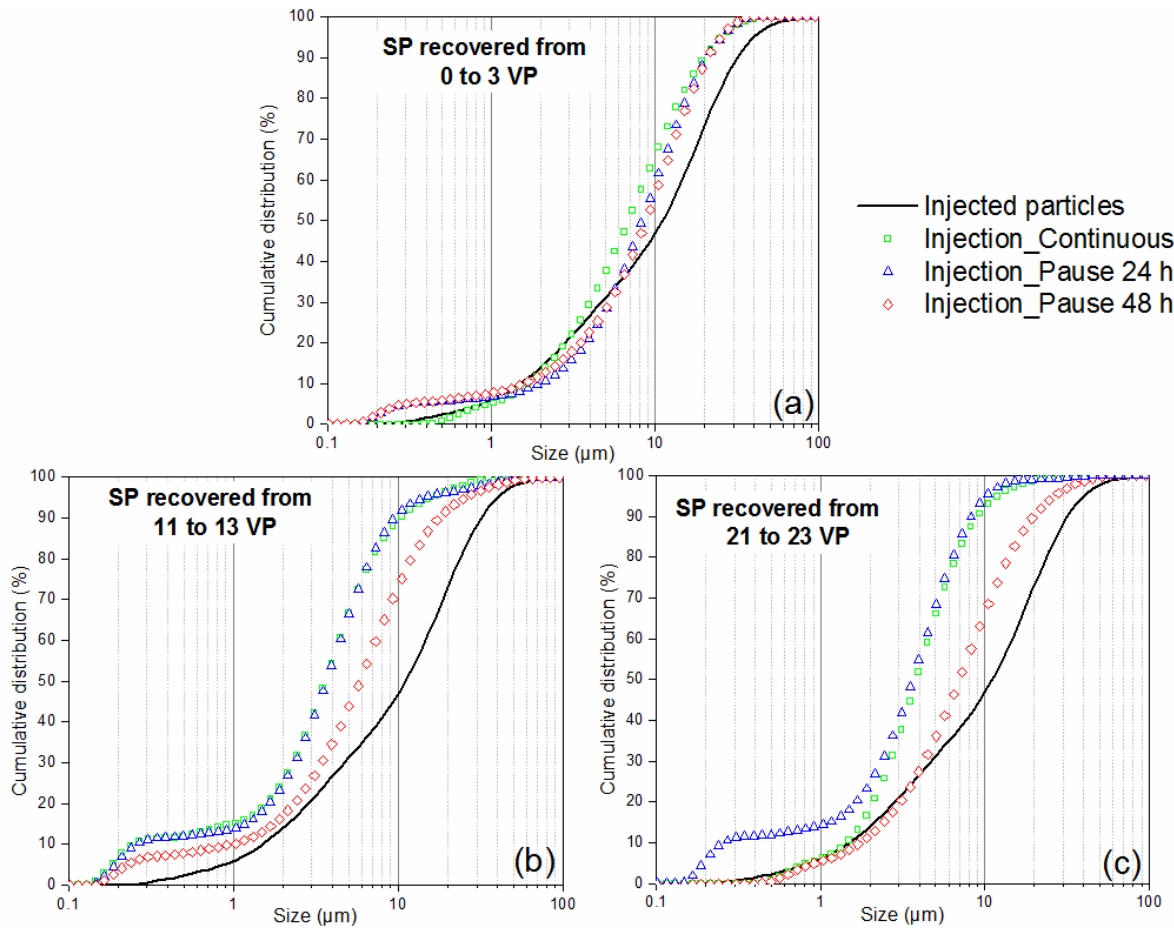


Fig. 7. Particle size distribution of the recovered particles. (a) Continuous injection, (b) injection with 24h of pause, and (c) injection with 48h of pause

Figure 8 shows the evolution of some specific diameters (dp_{10} , dp_{50} , and dp_{90}) of the deposited particles at the columns entrance (section: 0-1 cm), the middle depth (section: 9-12 cm), and at the columns outlet (section: 15-18 cm). Figure 8a shows that the coarse particles are largely filtered at the columns inlet. Referring to dp_{90} , it appears that the pause time influences the transfer of the coarse particles into the porous medium. dp_{90} of the particles deposited at the columns inlet had decreased with the pause time. In the middle of the columns, for the three experiments carried out, the sizes of the filtered particles are very close to and are smaller than those initially injected (Fig.8b). At the columns outlet (Fig.8c), the results indicated that as the pause duration increases, the coarse particles are better mobilised and transported deeper into the porous medium. Hydrodynamic disturbances related to flow initiation, after the pause, can generate hydrodynamic forces that mobilise coarse particles weakly attached to the granular matrix and are more exposed to the flow forces. According to Jacobsen et al. (1997), different kinetics controls the detachment of particles of different sizes:

due to their larger specific surface area and surface charge, smaller particles are adsorbed more strongly to the pore wall making them more difficult to detach, whereas larger particles are more vulnerable to hydrodynamic forces exerted by the flow. The results of the particle size distribution in the porous medium confirm the effect of pause durations on the transfer of the coarse particles in depth.

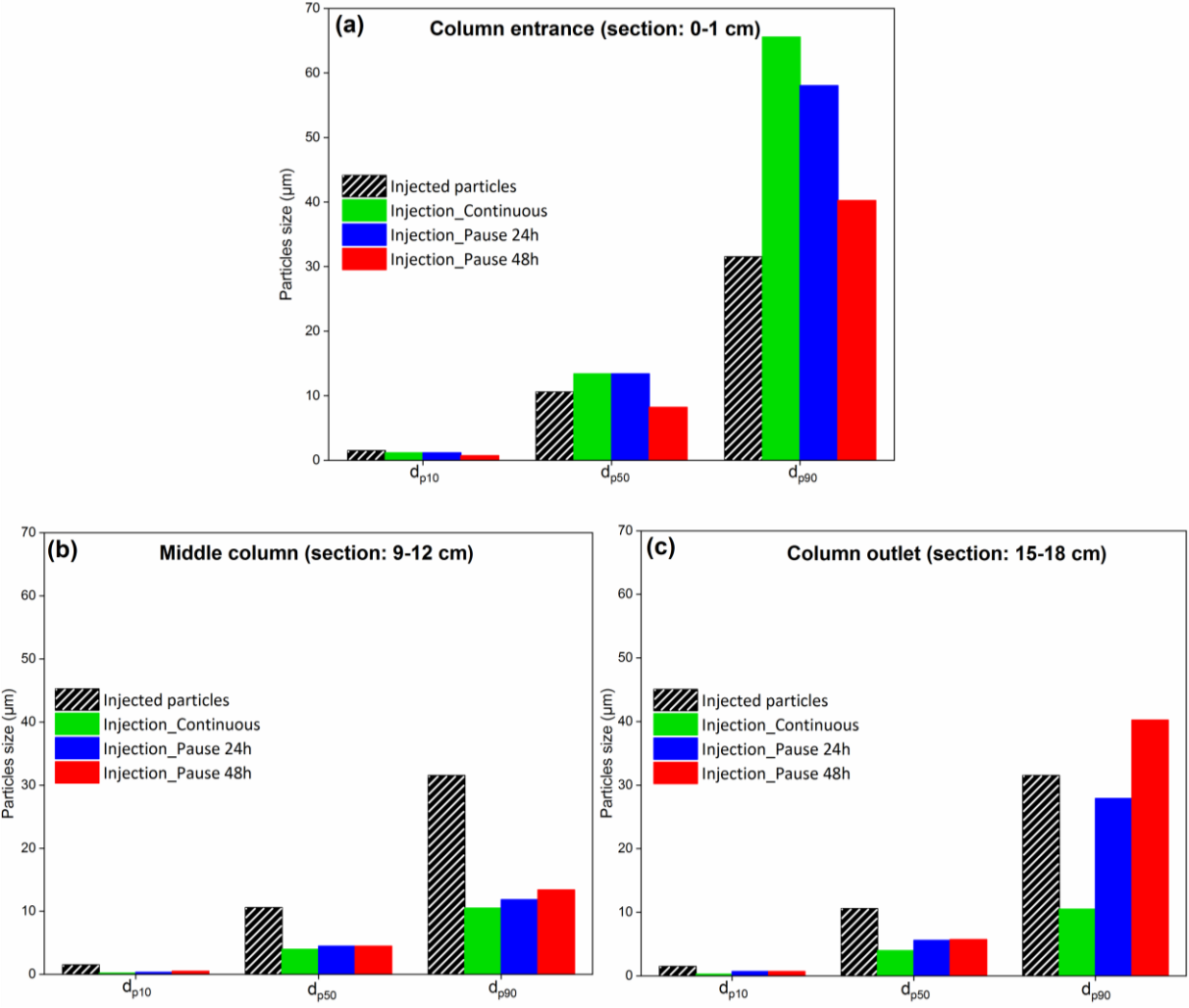


Figure 8. Evolution of dp_{10} , dp_{50} , and dp_{90} of the deposited particles at (a) the column entrance (section: 0-1 cm), (b) the middle depth (section: 9-12 cm), and (c) the column outlet (section: 15-18 cm)

4. Conclusion

This study examined the transport and deposition of injected particles into porous media with interruptions of injection (pause durations). A series of experiments were conducted by injecting suspended particles in vertical sand columns: i) without pause, ii) with 24h of pause, and iii) with 48h of pause. The results analysis includes the particles recovery rate and retention, the hydraulic conductivity and pore water pressure evolution, and the particle size distribution of the recovered and deposited particle.

For experiments with pause durations, the particle concentrations in the effluent showed an instantaneous increase (peak) after each pause duration. The peaks were greater when the pause duration was important. The retention of the injected particles was mainly localised at the entrance of the porous medium. More than 55% of the total mass injected was retained in the first 3 cm of the porous medium forming an external and internal cake. This filtration of the particles at the porous media entrance generated a drop of the pore water pressure (PWP) during the overall time of injection. The PWP drop was related to the change in the grain size distribution of the porous media owing to the filtration of fine particles, which generated a high aspiration of the tensiometers.

The hydraulic conductivity measured during injection, for all experiments, decreased with the number of pore volumes injected. This decrease is quasi-linear for the experiment without pause. For injections with pauses, hydraulic conductivity dropped considerably after each pause. This drop was due to the presence of air bubbles during the vertical downflow reducing water infiltration. After injection resumption, the porous media did not regain the same degree of saturation as before the pause.

Results of the particle size distribution revealed the effect of pause duration on the transport of the coarse particles, especially for injection with 48h of pause. With the increase of the pause duration, the coarse particles were more mobilised and transported in depth.

The results presented in this investigation highlighted the importance of interruption of injection periods on the transfer of solids particles in soils. However, it is interesting to increase, for example, the pause duration beyond 48 hours, to evaluate the effects of long-term pause durations on the transfer of particles in filtering porous media.

Chapitre IV . Étude de la fissuration du cake durant les chemins de séchage-mouillage

I. Présentation générale

1. Introduction

La propagation et l'auto-cicatrisation des fissures de dessiccation du cake (formée suite au colmatage) durant les chemins de séchage et de mouillage sont explorées. Des échantillons de cake ont été reconstitués au laboratoire avec des sols fins collectés sur les sites de recharge (oued El Himmer, Maroc). Le suivi de la fissuration a été mené à l'aide de la technique d'imagerie par la tomographie à rayons-X. Les principaux résultats de cette étude, sont présentés sous forme d'un article soumis à «*Engineering Geology journal* ». Les investigations dans cette étude concernent principalement :

- l'évolution des caractéristiques géométriques des fissures telles que la largeur moyenne des fissures, la longueur totale, le taux de fissuration.
- le gonflement et le rétrécissement du sol durant les chemins de séchage et mouillage (S-M),
- le comportement des sols durant les chemins de S-M caractérisé par différents paramètres tel que la teneur en eau (w), l'indice de vide (e) et la succion ($\log(s)$).

2. Démarche expérimentale

La démarche expérimentale comporte plusieurs étapes et aspects.

Préparation des échantillons

Après avoir broyé et tamiser les sols collectées des sites de recharge, la fraction fine inférieure à 2 mm a été sélectionnée pour préparer des échantillons de cake (solution en suspension) avec une teneur en eau de 200%. Cette teneur en eau correspond à environ trois fois la limite de liquidité ($w_l=66\%$) du matériau. La solution en suspension préparée a été placée dans des colonnes pour permettre la décantation gravitaire et la formation du cake. La surface des colonnes est maintenue ouverte pour assurer le séchage par évaporation (figure IV.1). Un papier filtre a été placé à la base des échantillons pour permettre le drainage (infiltration) de l'eau durant le chemin de séchage.



Figure IV.1. Échantillons de cake formé après plus de 3 semaines de décantation

Chemins de séchage-mouillage

La formation du cake après évaporation de la lame d'eau en surface a duré 3 semaines. Les échantillons ont été ensuite scannés par tomographie à rayon-X à différents temps de séchage. Durant 49 jours de séchage, au total 8 scans ont été effectués. Les scans ont été faits le 4^{ème} jour après la formation du cake (échantillon intact), le 11^{ème}, le 18^{ème}, le 21^{ème}, le 29^{ème}, le 33^{ème}, le 39^{ème} et le 49^{ème} jour de séchage. Le chemin de séchage a été arrêté lorsque la teneur en eau des échantillons a atteint $w = 12\%$ (les fissures ont atteint leur ouverture maximale après 49 jours de séchage, ce qui correspond à une teneur en eau de 12%).

Les échantillons ont été ensuite humidifiés pour atteindre une teneur en eau de 100% et scannés après 24 heures, 7 et 15 jours d'humidification.

Suivi des fissures par la tomographie à rayons-X

Le suivi de la propagation ainsi que l'auto-cicatrisation des fissures de dessiccation a été fait à l'aide de la tomographie à rayons-X au laboratoire LOMC de l'Université Le Havre Normandie. L'acquisition a été faite avec une résolution de $45\ \mu\text{m}$. Cette résolution a été choisie en fonction de la taille des échantillons. La reconstruction des images a été effectuée avec le logiciel XAct (manufacturé par RX-Solutions).

Les images obtenues par tomographie ont été traitées en utilisant le logiciel « *open-source* » ImageJ (Fiji). Des analyses des caractéristiques géométriques des fissures (largeur moyenne des fissures, longueur total, taux de fissuration) et le calcul du changement de volume (gonflement et rétrécissement) durant les deux chemins de S-M ont été effectués (figure IV.2). La segmentation par seuillage (*thresholding*) est une méthode de traitement utilisée pour pouvoir identifier l'évolution des fissures. Le seuillage a été fait manuellement en choisissant un seuil de seuillage pour les deux chemins de séchage et mouillage.

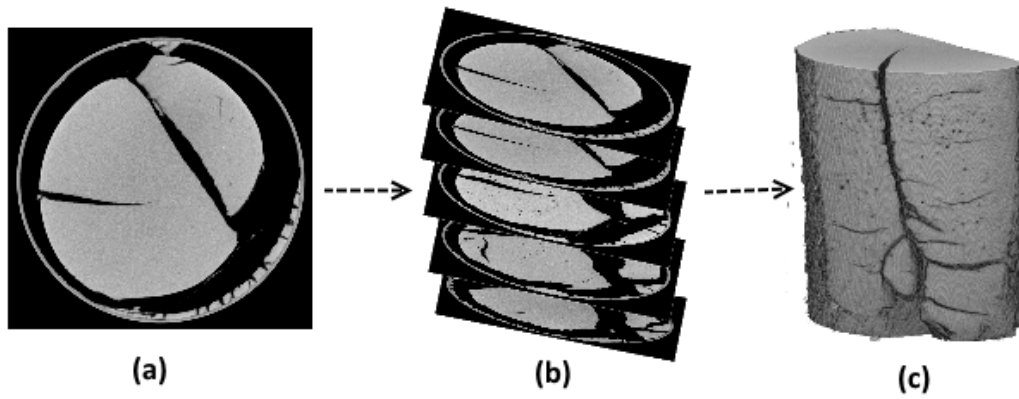


Figure IV.2. Reconstruction du volume en 3D. a) projections horizontales en 2D. b) Empilement de slices (stack). C) Volume en 3D

Suivi du comportement des sols sur les chemins de drainage-humidification

L'essai consiste à imposer au sol une suite de succions croissantes jusqu'au séchage complet (drainage), puis à l'humidifier en imposant une suite de pressions capillaires décroissantes (humidification). À l'équilibre sous chaque pression, on mesure les caractéristiques des échantillons de sol à la succion imposée (volume, teneur en eau), puis on déduit l'indice des vides (e), le degré de saturation (S_r) et la teneur en eau (w). Afin de balayer une large gamme de succions, deux méthodes ont été utilisées : la méthode de contrôle osmotique et la méthode des solutions salines saturées (Figure IV.3).



Figure IV.3. Conservation des échantillons dans les enceintes des solutions salines

Les détails sur les matériaux, matériels et méthodes utilisées dans cette étude sont donnés dans l'article ci-après.

3. Principaux résultats

Des analyses expérimentales ont été menées au laboratoire sur la propagation des fissures ainsi que l'auto-cicatrisation du cake durant les chemins de séchage-mouillage. La compréhension de la fermeture des fissures des sédiments déposés sur les sites de recharge est essentielle pour pouvoir évaluer leurs impacts durant la recharge par infiltration.

Deux comportements ont été mis en évidence : i) durant le chemin de séchage, les fissures de dessiccation s'amorcent en profondeur et se propagent vers la surface ; même si la teneur en eau, au fond de l'échantillon, est plus élevée qu'à la surface. Les frottements entre la base des échantillons et le fond du récipient sont le facteur responsable de l'amorce des premières fissures dans l'échantillon. ii) Après la propagation des fissures amorcées à la base vers la surface, l'effet de l'évaporation en surface, qui continue de progresser, devient plus dominant sur l'évolution des fissures dans l'échantillon que les forces de frottement à la base. De ce fait, les fissures continuent de s'ouvrir dans la moitié supérieure des échantillons, alors que celles qui ont été déjà ouvertes à la base ont tendance à se stabiliser en raison du gradient de la teneur en eau le long des échantillons. La teneur en eau dans la moitié inférieure des échantillons est plus importante que dans la moitié supérieure.

La fermeture des fissures calculée à partir des largeurs moyennes des fissures indique une réduction moyenne de 38% entre les teneurs en eau $w=12\%$ (fin du chemin de séchage) et $w=100\%$ (après 15 jours d'humidification). La plasticité du matériau caractérisée par un indice de plasticité I_p qui égal à 34%, a probablement eu un effet significatif sur la réduction partielle de l'ouverture des fissures suite à l'humidification (Rayhani, 2008 ; Eigenbrod, 2003).

En l'absence de minéraux argileux gonflants tels que la smectite et la montmorillonite dans le sol, le gonflement des échantillons durant le chemin d'humidification est lié principalement à l'augmentation de l'indice de vide avec l'augmentation de la teneur en eau.

- Après l'humidification des échantillons, des fissures latérales sont apparues en raison du mouillage rapide de l'échantillon (après 24h) tandis que d'autres (fissures verticales) s'étaient partiellement fermées. Pendant la période d'humidification, la saturation a progressivement augmenté avec le temps (après 15 jours), l'eau infiltrée a continué à saturer les échantillons totalement, provoquant le gonflement et la fermeture progressive des fissures.

II. Use of X-ray computed tomography for studying the desiccation cracking and self-healing of fine soil during drying-wetting paths

Mohammed ZAIDI^{1,2}, Nasre-Dine AHFIR^{1*}, Abdellah ALEM¹, Said TAIBI¹, Bouabid EL MANSOURI², Yongxiang ZHANG³, Huaqing WANG^{1,3}

¹Normandie Univ., UNIHAVRE, UMR 6294 CNRS, LOMC, 76600 Le Havre, France.

²Laboratory of Geosciences of Natural Resources, Hydroinformatic section, Faculty of Sciences, Ibn Tofail University, Maamora Campus, BP.133, 14000 Kénitra, Morocco.

³Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124.

Abstract

Managed aquifer recharge is an efficient approach using surface water for groundwater recharge. However, soil clogging in the infiltration systems represents a critical problem that reduces the efficiency of recharge systems. In recent years, much research has been conducted to investigate clogging in subsurface and surface soil (cake). Cake prevents infiltration into the water table and can drastically reduce the recharge rate. In arid and semi-arid areas, alternation of humid and dry seasons has an effect on cake cracking. In the present research, the propagation of desiccation cracking and self-healing of unconsolidated soil (cake), placed in Plexiglas columns was investigated using X-ray computed tomography (CT) during drying–wetting (D-W) paths. The results showed that during the drying path, cracks initiated at the base of the soil by friction with the bottom of the column and then propagated to the top surface of the cake. As the drying time increased, evaporation at the top surface led to more cracks growing from the surface than from the bottom of the cake. However, the cracks at the bottom tended to stabilize because the water content was greater than at the top surface. The initiation, propagation, and expansion of the cracks developed in the saturated condition of the cake. During the wetting path, some cracks were closed while others appeared. The cracks tended to close progressively with wetting time, highlighting the self-healing phenomenon, probably due to the high plasticity index of cake soil. The results showed that cake swelling is mainly related to an increase of the void ratio due to a decrease in suction between particles. The results demonstrate the capacity of the X-ray CT technique to investigate the evolution of cracks during D-W paths.

Keywords: Soil cracking, Desiccation, Self-healing, Drying–wetting paths, Suction, X-ray computed tomography

1. Introduction

Climate change is a major global concern. Variations in seasonal meteorological conditions affect the water content of soils, especially in arid and semi-arid environments (Janetos et al., 1997; Komuscu et al., 1998; Longobardi, 2008; Wang et al., 2019). During dry periods, clay soils tend to deform and shrink (Pasricha et al., 2009; Tang et al., 2011a; Vogel et al., 2005). Shrinkage often leads to crack if the stresses, due to the prevented strain, are higher than the soil strength (Gribniak et al., 2007). Desiccation cracking modifies the mechanical properties (Tang et al., 2011b) and hydraulic properties (Albrecht and Benson, 2001; Chaduvula et al., 2007; Costa et al., 20013; Omididi et al., 1996; Rayhani et al., 2007) of the soil. In arid and semi-arid areas, which are characterized by high summer temperatures and overexploitation of water resources, managed aquifer recharge (MAR) remains an alternative solution that aims protects surface water (dams, rivers, etc.) from evaporation, by increasing the groundwater recharge from the surface and maintaining piezometric levels by injection into aquifer storage and recovery (ASR) wells, as well as by infiltration through infiltration basins, streambeds, etc. (Bouwer, 2002; Missimer et al., 2015). However, the rate of soil infiltration in MAR systems decreases over time due to the high sedimentation rate during recharge periods, dam releases, and/or flooding (Blaschke et al., 2003; Hatch et al., 2010; Rehg et al., 2005; Zaidi et al., 2020). This reduction in the infiltration rate occurs mainly at the surface of infiltration systems due to clogging of the porous medium by the deposited cake (Hutchison et al., 2013). In situ soils, in MAR facilities, are subject to diurnal changes and seasonal rainy and sunny weather, thus undergoing periodic drying-wetting cycles (Tang et al., 2011a). During dry periods, and for clayey soils, desiccation cracks considerably facilitate infiltration by creating rapid and deep percolation paths (Baram et al., 2012; Dunkerley, 2008; Topp and Davis, 1981) which in turn can contribute to groundwater recharge. The development of the desiccation crack is the result of the coupling between three factors: (i) the variation of the water content due to drying soil, (ii) the stress equilibrium of deformation field corresponding to the inhomogeneous volume shrinkage, and (iii) the energy dissipation in the soil associated with the crack formation (An et al., 2020).

The shrinkage and desiccation cracks developed during dry periods in clays heal partially or completely during the subsequent wet periods (e.g. precipitation and recharge events), which is attributed to the self-healing property of clays (Leeds-Harrison et al., 1986; Cordero et al., 2014; Julina and Thyagaraj, 2020; Wang et al., 2017), leading to a decrease in hydraulic conductivity (Eigenbrod, 2003; Liu et al., 2003; Rayhani et al., 2008). Self-healing is an

intrinsic behaviour in many nature's materials. For clayey soils, self-healing is mainly the result of soil swelling due to the presence of expanding clay minerals, i.e. smectite and montmorillonite (Favre et al., 1997), and/or the filling of cracks with solid particles or organic matter transported by flow (Joshi et al., 2017; Wang et al., 2014). Soil swelling and crack closure can be related to the increase in the void ratio as soil water content increases (Estabragh et al., 2013). A study conducted by Rayhani et al. (2008) on clay soils of different plasticity revealed that for highly plastic soils, hydraulic conductivity decreases with an increase in the plasticity index, during the wetting cycle. This behaviour can be explained by the self-healing of soil cracks after wetting. This result showed that self-healing occurs in highly plastic soils due to the high swelling potential of the soil, which allows open cracks to close, thereby reducing the hydraulic conductivity ratio. As a result, the hydraulic conductivity of highly plastic clay soils would no longer be controlled by the cracks that developed during drying. Eigenbrod (2003) explained the self-healing of cracks in fine-grained soils by three mechanisms: (i) an increase in effective stress above the undrained shear strength level of the intact soil; (ii) the sealing of fractures by eroded particles on the crack surfaces (suffusion) during percolation for non-plastic or low-plasticity soils; and (iii) the swelling of clay particles near the crack surfaces in highly swelling clays.

Wang et al. (2018) showed that cracks perpendicular to the direction of infiltration block continuous capillary flow as an air barrier that retards the infiltration compared to non-cracked soils, whereas longitudinal cracks (propagating in the direction of infiltration) serve as preferential flow paths and facilitate initial infiltration. The duration of preferential crack flow is controlled by the rate of swelling of the soil aggregates; this preferential flow becomes progressively slower as the cracks heal, due to the swelling dynamics of the soil matrix during the wetting process.

Most recent studies conducted on cracking are largely qualitative, based on observation tools such as digital cameras (Peron et al., 2009; Shokri et al., 2015; Tang et al., 2010), optical microscopes (Liang et al., 2019), and Scanning Electron Microscopy observations (Louati et al., 2018). To study the mechanisms of crack propagation inside the specimen, it becomes necessary to digitize the crack patterns and to make a quantitative assessment of the main crack characteristics such as geometric and micro-morphological parameters (e.g. crack area ratio, crack length, crack width, and crack depth). Thus, X-ray computed tomography (CT) imaging provides a powerful tool for identifying the nature and spatial configuration of soil components (Taina et al., 2008). X-ray CT allows accurate high-resolution visualization of the internal structure of specimens (Mees et al., 2003). Given the high contrast in the X-ray

attenuation of soil cracks (or pores) and grains, their differentiation in X-ray CT is possible; which allows quantifying the geometrical and micro-morphological features of the cracks in three dimensions. Previous studies using X-ray CT to investigate the dynamics of desiccation cracking on compacted soils focused on the cracking process during drying without quantifying their closure following the wetting path (Julina and Thyagaraj, 2019; Tang et al., 2019).

This study continues the research carried out by Zaidi et al. (2020) related to evaluation of clogging of MAR in arid and semi-arid areas, as well as studying the effect of the presence of cracks in the cake on infiltration during dry seasons and post-wetting after rainfall. The objective of this study is to analyse the propagation of desiccation cracks using X-ray CT by quantifying the geometrical parameters during drying–wetting (D-W) paths, in relation to the progressive 3D volume. For this purpose, crack propagation experiments were conducted on the cake during D-W paths. Also, this paper highlights the relationship between different parameters such as water content, void ratio, shrinkage, and swelling. Section 1 summarizes the state of the art. Section 2 presents the properties of the material, specimen preparation, and the research methodology. Section 3 discusses the results. Section 4 summarizes the major conclusions and points out future research directions.

2. Materials and methods

2.1. Soil properties

The Berrechid plain is located in the centre of Morocco (Fig. 1). It extends to 1500 km². This region is characterized by an arid to semi-arid climate, with an annual average temperature of 18 °C. The annual average rainfall varies from 280 to 310 mm/year (El Assaoui et al., 2015). As shown in Fig. 1, the aquifer's supply is mainly through direct rainfall infiltration and by wadi flows in the southern limit during flood events. El Himmer wadi extends 27 km in length, mainly supplied by flows from rainfall and releases from the dam upstream. This wadi has, since 2008, been equipped with a MAR system: two percolation tanks (S1 and S3) and two recharge releases (S2 and S4). After more than 10 years of use and despite some curing operations carried out to remove sediments transported by the flows, a high volume of these sediments settles along the wadi, particularly in percolation basins, thereby limiting groundwater recharge. A study conducted by Zaidi et al. (2020) showed that, despite the low rainfall (less than 1.4 mm/day) and short period (91 days) of the study, the deposit thickness exceeds 3 cm in a large part of the MAR. The hydraulic conductivity of the soil containing

cracks, measured in situ during the drying period, ranged from 10^{-5} to 10^{-6} m/s, while the hydraulic conductivity of the cake formed without cracks, measured in the laboratory, was 10–8 m/s.

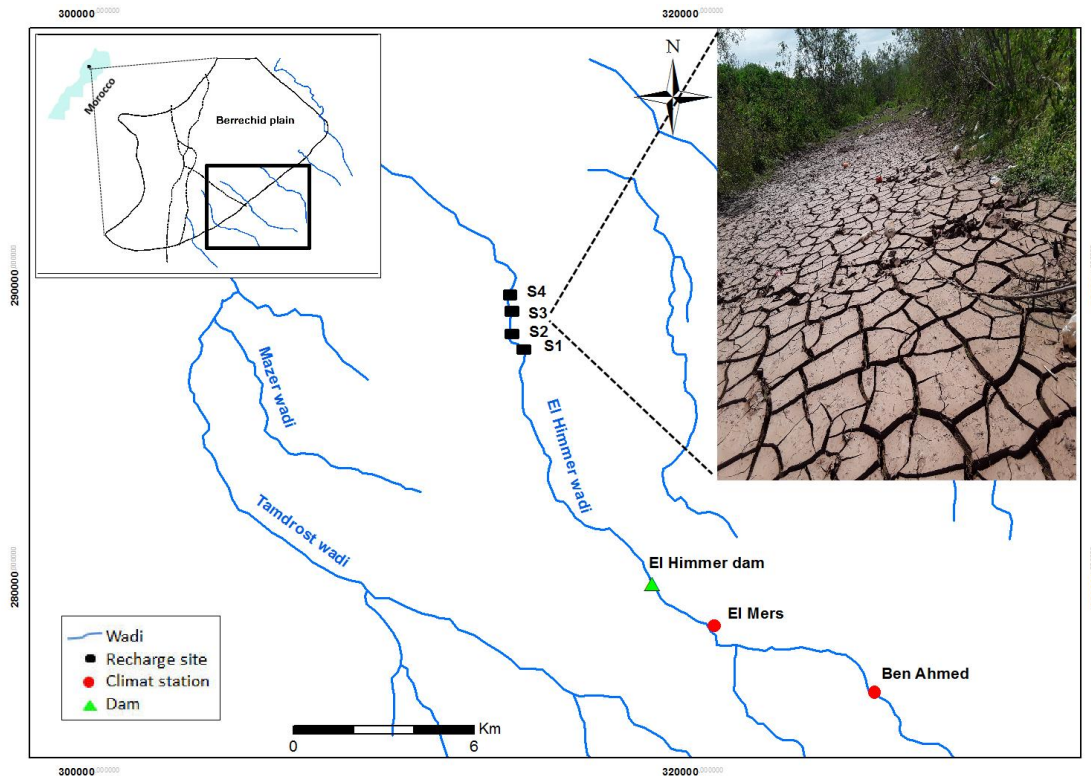


Figure 1. Managed aquifer recharge sites located along El Himmer wadi. Inset photo indicates the desiccation cracks of the cake formed in the wadi bed

The soil used in the present study was collected from recharge site S1. Its properties are summarized in Table 1. According to the French standard for the classification of materials for earthworks, NF EN 16907–2 (2018), the soil of the cake is type F3-FH (High plasticity fine soil). The clayey fraction of the soil, analysed with the help of X-ray diffraction, is composed of vermiculite, interstratified illite-vermiculite, and two kaolinite polytypes (halloysite 7Å and dickite). The halloysite: dickite ratio was estimated using the RIR method as 15:2 (Zaidi et al., 2020). The physical properties of the soil, such as liquid limit w_L , plastic limit w_P , and plasticity index IP were measured according to NF EN ISO 17892-12 (E) (2018).

Table 1. Properties of the soil

Soil property	Value
Density of solid grains (g/cm ³)	2.7
Atterberg limit	
Liquid limit (%)	66
Plastic limit (%)	32
Plasticity index (%)	34
Bulk- rock mineralogy (%)	
Quartz	50
Calcite	20
Dolomite	10
Clay	20
Grain size (µm)	
<i>d</i> ₉₀	400
<i>d</i> ₆₀	48
<i>d</i> ₅₀	25
<i>d</i> ₁₀	2.4
Organic matter content MO (%)	3

In order to characterize the sensitivity to soil dispersion due to wetting, three soil specimens were tested by the Crumb test method (ASTM D6572-20, 2020). The Crumb test was used to assess the reaction of the soil (dispersion) during the wetting phase. In this study, the Crumb test is used to evaluate the possibility of cracks filling with solid particles resulting from soil dispersion. The experimental process permits the temporal follow-up of the geometry of a centimetric dry specimen soil placed in distilled water without any external mechanical effort, and recording images of it over time. The tendency of soil particles to disperse in the colloidal suspension is estimated by observing the suspended cloud formed 2 min, 1 h, and 6 h after submerging. The results showed a partial collapse (disaggregation) after 2 min of hydration and total collapse after 1 h, without observing dispersive particles, which can classify this soil as non-dispersive.

2.2. Specimen preparation protocols

The soil collected was oven-dried at 105 °C, crushed, and sieved through a 2 mm mesh sieve. To obtain the cake specimen, dry soil was homogeneously mixed with water to reach an initial water content of 200% corresponding to about three times the liquid limit. The water content of 200% was chosen to obtain homogeneous liquid slurry allowing cake formation. The liquid slurry was placed in Plexiglas columns of 50 mm inner diameter and 200 mm in height. The final height of each prepared sample was about 180 mm. Porous caps and filter paper were placed at the bottom of the columns to allow drainage. The surface was kept open to ensure water evaporation at ambient temperature. A total of five specimens were prepared.

2.3. Testing methods

2.3.1. Drying path

The slurry specimens were kept in the laboratory to allow settling of the solid particles by gravity to form the cake (to simulate in situ cake formation). Specimens were conserved vertically under a constant temperature of 18.5 ± 0.5 °C. The surface layer of water (head) in the columns partially infiltrated through the specimen; the rest evaporated. This stage of cake formation took 3 weeks. Afterwards, the specimens were scanned by X-ray CT at different time intervals. The specimens were scanned eight times, during 49 days of the drying path. The scans were performed on the 4th, 11th, 18th, 21st, 29th, 33rd, 39th, and 49th days (Fig. 2). Also, the samples were regularly weighed with a balance (accuracy of 0.001 g) to determine the cumulative water loss and current total water content (w) of each specimen. The drying path was stopped when $w = 12\%$.

2.3.2. Wetting path

After the drying path, the specimens were immersed in water (from $w = 12\%$). Note that the quantity of water used to immerse the specimens corresponds to the quantity necessary to obtain a water content of $w = 100\%$ corresponding to $1.5w_L$. A syringe was used to fill the columns carefully to avoid damaging the specimens. After that, the specimens were scanned with X-ray CT after 24 h and 7 and 15 days of immersion (Fig. 2).

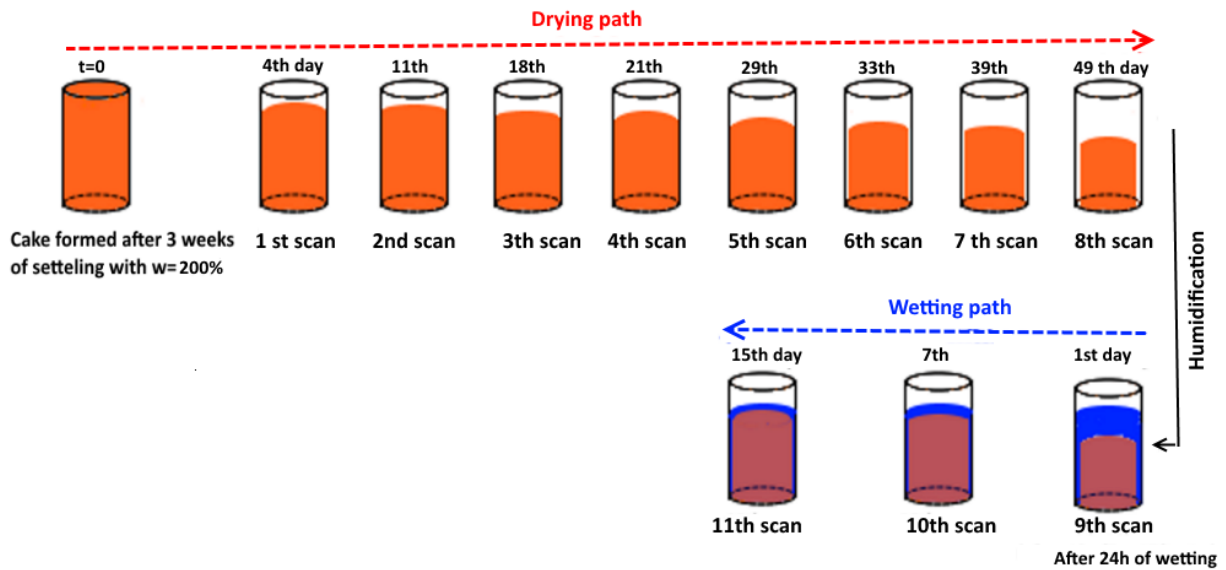


Figure 2. Schematic drawing of D-W paths applied to the specimens

2.4. X-ray computed tomography

The internal cracks formed during D-W paths were quantified using X-ray CT scanning (Fig. 3) and image processing with ImageJ software (Fiji). This non-destructive technique consists of measuring the progressive attenuation of X-rays due to absorption and scattering when the beam traverses a material placed in its pathway. The X-ray CT technique produces 3D images of the X-ray absorption distribution in a specimen.

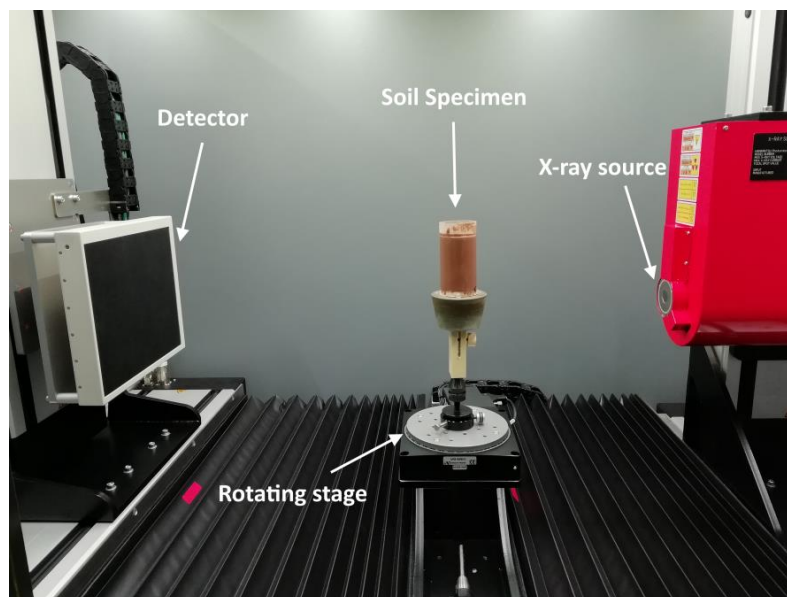


Figure 3. Inner view of the X-ray tomography scanner used in this study

X-ray scanning experiments were performed using an EasyTom 150 scanner (RX Solutions, France) at the LOMC laboratory (University of Le Havre-Normandie). The scanner was equipped with a 150 kV tungsten X-ray tube. In this study, samples were operated with an accelerating voltage of 110 kV and a current of 376 μA . The data acquisition system recorded 1440 projections distributed over 360° along the vertical axis of the soil specimen with an average of 10.5 images per second. The spatial resolution was 45 μm . Reconstruction of projections was achieved with a cone-beam filtered back-projection algorithm (Feldkamp et al., 1984) implemented in XAct software (RX Solutions) and the circular artefacts were attenuated with a polynomial function for enhancing the image quality. 3D projections were reconstructed from cross sections of horizontal and vertical planes.

2.5. Image Processing

Image processing was performed using the open-source software ImageJ and a collection of plugins included in Fiji (Schindelin et al., 2012). Several image processing techniques were used to quantifying cracks propagation and soil structure (Chaduvula et al., 2007; Lakshmikantha et al., 2009; Liu et al., 2011; Levatti et al., 2017).

As mentioned in section 2.3, eleven scans were performed during the D-W paths. However, for the present paper, only five scans were selected based on the water content in order to better represent the different D-W stages of the specimens. A total of 50 (± 3) slices (2D) representing the horizontal cross sections of each specimen were chosen at equal distances along the depth of the sample for further analysis. Sometimes, the contrast of an image was not sufficient to view the image in detail. Therefore, the quality of the images was improved by increasing the brightness and contrast, and a median filter with a radius of 2 voxels was then applied to reduce noise in the images. A set scale was applied to all images based on the resolution imposed during X-ray CT scanning (45 $\mu\text{m}/\text{pixel}$). The outline of the columns has been removed to allow visualization of the specimens' volume in 3D as well as the distribution and connectivity of deep cracks.

An image obtained by X-ray CT is a digital image of the grey values (matrix). The histogram of the grey value distribution can be extracted from a reconstructed 3D volume. The internal voids (cracks and pores) can be extracted when a suitable segmentation value is fixed in this histogram by using the image thresholding technique (Duan et al., 2020). Many thresholding approaches available in Fiji software were tested on all 3D images (stacks) to identify a global representative threshold value. Most of each thresholding method was validated by visually inspecting all the processed images. The majority of the methods provided good results for the

images obtained during drying paths. However, for the wetting path images, and due to the presence of water in cracks, neither of the automatic methods showed acceptable results. Therefore, a manual thresholding method was chosen, by giving a set value for all images obtained during the drying path and a set value for images obtained during the wetting path.

2.6. Analysis of cracks

To quantify the variation of crack shape and change in specimen volume according to the water content during the D-W paths, the following parameters were calculated for each slice of X-ray CT images:

i. Specimen area

The specimen area represents the total area of the specimen.

ii. Crack ratio

The crack ratio is defined as the ratio between the surface area of the cracks and total area of the specimen (Peng et al., 2016; Zhang et al., 2013). This parameter reflects the extent of cracking in the soil.

iii. Average crack width and total crack length

Crack width is one of the important indices for characterizing the shape of a crack. It is closely related to crack propagation (Cheng et al., 2020). Crack width was calculated using the product of the distance map and the skeleton of the thresholded binary image (Fig. 4). The distance map shows for every pixel inside the crack the distance to its outer contour (edge of the crack). This distance has its maximum in the middle of the crack (Fig. 4c). This maximum value showed the distance from the mid-line to the edge of the crack. In other words, it represents the half-width of the crack. The maximum line can be obtained using the function Skeletonize. However, the skeleton image showed only the position of the maximum line and did not contain any distance information. That is why the skeleton image was changed to a binary image with an intensity = 0 for the background and an intensity = 1 for the points of the line. Then, the distance information in 'distance map image' was multiplied by the line position in 'skeleton image'. All information about the maximum, the mean of the half-width of the crack, and the crack length were obtained from the histogram image.

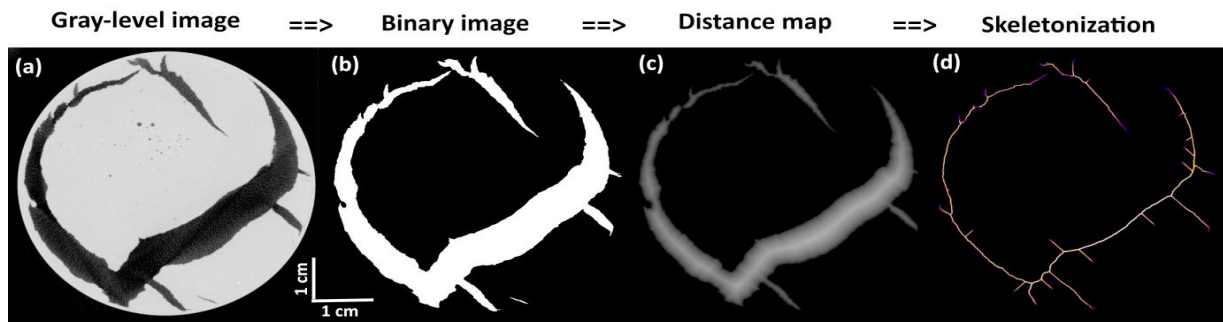


Figure 4. Procedure of CT images processing, (a) original CT image, (b) binary image, (c) maximum distance, and (d) crack skeleton

To visualize the network of cracks in depth and the change in specimen volume during the drying and wetting paths, 3D images were reconstructed from 2D projections using the volume Viewer plugin available in ImageJ.

2.7 Drying-wetting paths

To highlight the shrinkage and swelling behaviour of the soil (cake), experiments on D-W paths were carried out. The drying path consisted of imposing on the saturated slurry, prepared with an initial water content equal to 1.3 times the liquid limit w_L , a series of increasing suctions until reaching a dry state. The wetting path consisted of imposing on the dry soil a series of decreasing suctions until quasi-saturation was achieved.

In order to sweep a wide range of suction pressure, two experimental techniques were used: i) the osmotic control technique for suction varying from 50 kPa to 8 MPa, and ii) the saturated salt solution technique for suction varying from 13 to 300 MPa. A brief description of the theoretical principle of these two techniques is given by Blatz et al. (2008) and Fleureau et al. (1993).

The osmotic technique is based on the use of semi-permeable membranes and an aqueous solution of polyethylene glycol (PEG) organic molecules. Since water can pass through the membrane, while PEG molecules in solution cannot because of their large size, a specimen is brought into contact with a semi-permeable membrane behind which PEG solution flows subjected to osmotic suction. As the suction increases, PEG concentration also increases. Two PEG solutions, PEG 20,000 and PEG 6000, with an appropriate semi-permeable membrane, respectively SPECTRA/POR No. 4 and No. 3, were used (Kassiff and Ben, 1973; Zur, 1966). The saturated salt solution technique that controls suction through the vapour phase is based on Kelvin's law relating the suction to the relative humidity. It consists of placing a sample in a confined atmosphere with controlled relative humidity in a desiccator and allowing water

transfers in the vapour phase until equilibrium is reached. Relative humidity can be controlled using a given saturated salt solution (Blatz et al., 2008; Delage et al., 1998; Tang and Cui, 2005). In the present study, the saturated salt solutions used are summarized in Table 2.

Table 2. Used saturated salt solutions

Salt	Relative moisture (%)	Suction (MPa)
CaSO₄	90.2	13.1
NaCl	75.8	38.1
NH₄Cl	42.0	113.5
LiCl	12.7	296.4

Once equilibrium was reached, the specimens were weighed and then were submerged in non-wetting oil (Commercial Kerdane) for a minimum of 2 h to fill the pores without swelling the specimens. The volume of the specimens was then determined from the difference between the weight after imbibition and the apparent weight when immersed in oil. Finally, the dry weight was obtained after evaporation of the oil and water at 105 °C for 24 h in an oven. Then, the void ratio (e), the degree of saturation (S_r), and the water content (w) were deduced.

3. Results and discussion

3.1. Shrinkage and swelling on drying-wetting paths

In this section, the behaviour of soils during D-W paths is analysed in order to highlight the shrinkage and swelling behaviour of the cake in relation to water content (w), suction (s), void ratio (e), and degree of saturation (S_r).

Fig. 5a shows the shrinkage curve in the $[w, e]$ plane. On the drying path, the slurry first follows the saturation line ($e = \left(\frac{\gamma_s}{\gamma_w}\right) w$) as the water content decreases (γ_s is the solid bulk density and γ_w the water bulk density). The void ratio becomes quasi-constant when the water content reaches the shrinkage limit ($w_{SL} = 20\%$) which is located at the intersection of the saturation line with the asymptote of the constant void ratio plateau. The wetting path, starting from zero water content, is overlaid with the drying path.

Fig. 5b presents the compressibility curve, i.e. variation of the void ratio as a function of the logarithm of suction $[\log(s), e]$. On the drying path, a change in void ratio results in a quasi-linear decrease in $\log(s)$, corresponding to a normally consolidated compressibility path, to also reach a horizontal plateau. The intersection of drying and wetting paths defines the

suction of shrinkage limit $s_{SL} = 10^4$ kPa and corresponds to stabilization of the void ratio. The wetting path from 296 MPa indicates quasi-reversibility of the drying path along this horizontal step until $s_{SL} = 10^4$ kPa. For suctions lower than s_{SL} , there is a hysteresis between the drying and wetting paths, due to the plastic strain undergone by the soil. As reported by Goh et al. (2014), under the same state of stress, a soil can behave differently during drying and wetting cycles because of hysteresis. The relationship between D-W paths and hysteresis cycle was discussed in detail by several authors (Auvray et al., 2004; Fleureau et al., 1993; Wang et al., 2017; Wheeler et al., 2003).

The evolution of the degree of saturation (S_r) as a function of water content (Fig. 5c) highlights the domain where $S_r = 100\%$. When the water content decreases below the air entry point (w_{AE}), the degree of saturation drops significantly almost linearly with the water content, as long as the void ratio stays roughly constant (Fig. 5a). The air entry point ($w_{AE} = 20\%$) is equal to the shrinkage limit ($w_{SL} = 20\%$). Other researchers have reported this quasi-equality between w_{AE} and w_{SL} (Fleureau et al., 2002; Li et al., 2017).

Fig. 5d shows the variation in the degree of saturation (S_r) with suction ($\log(s)$). The cake remained saturated between 50 and 300 kPa, and the degree of saturation decreased to about 5% when suction reached 296 MPa. It appears that the suction effect on the void ratio is largely related to the saturation of the soil: the stage of maximum compressibility occurs when the soil is practically saturated, whereas the void ratio becomes almost constant for a degree of saturation below about 95%. The air-entry suction ($s_{AE} = 10^4$ kPa) is roughly equal to the shrinkage limit suction ($s_{SL} = 10^4$ kPa). Therefore, the shrinkage limit may be considered as the transition point between the quasi-saturated and unsaturated domains.

Fig. 5e corresponds to the soil–water characteristic curve (SWCC). Changes in the water content are mainly due to variations in the void ratio for suction below 10^4 kPa. Above this value, the water content decreases significantly and a large reduction in the degree of saturation leads to a drop in the water content of the soil below the shrinkage limit, with a corresponding change in the slope of the curve. The wetting path in the $[\log(s), w]$ plane shows hysteresis when the suction is lower than the s_{SL} value, and is due to an increase in the void ratio (Fig. 5b) and to the so-called ‘ink bottle’ phenomenon (Fleureau et al., 1993; Horgan and Ball, 2005).

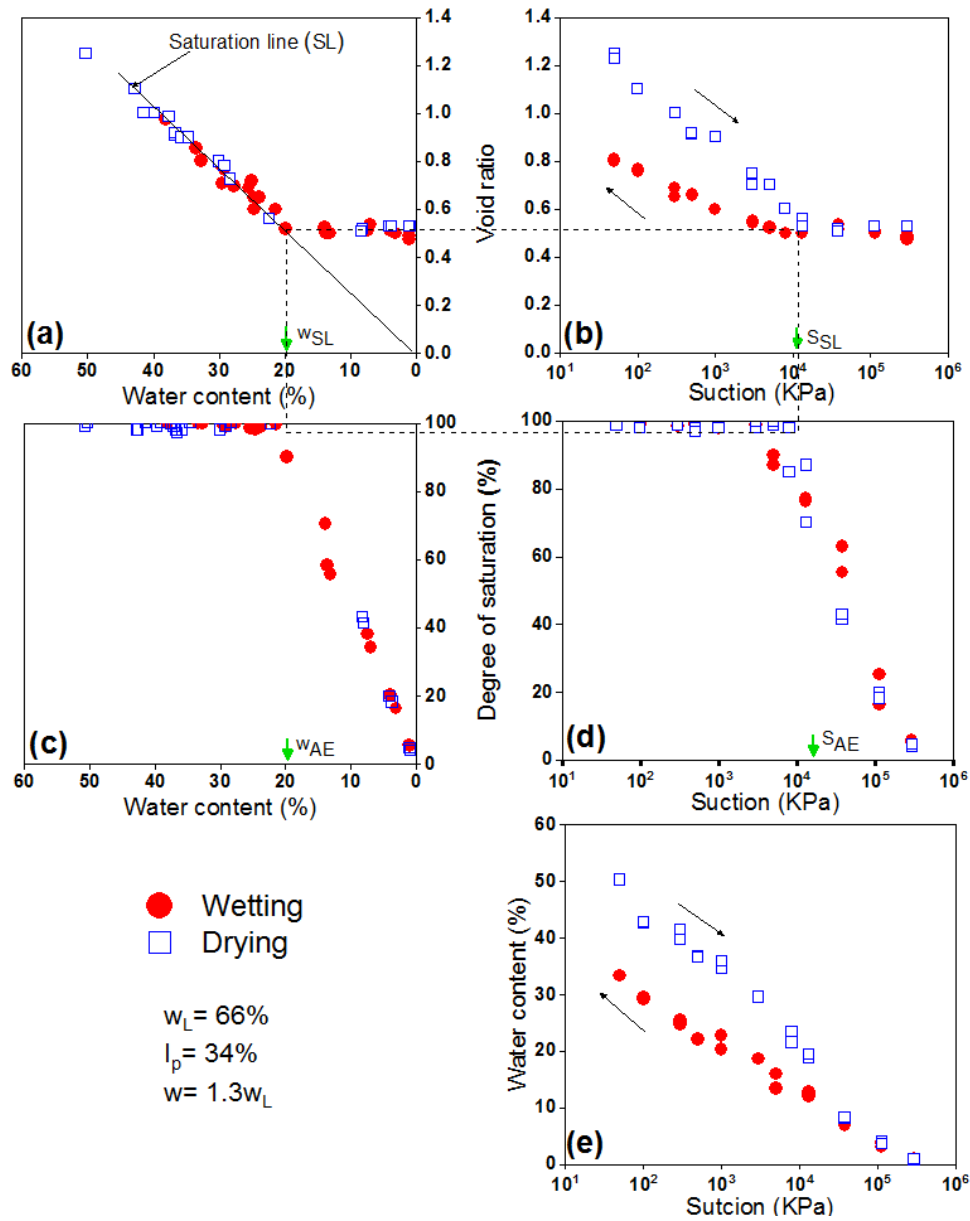


Figure 5. Synthesis of drying-wetting paths of the cake

The analysis of the whole curves in Fig. 5 shows that the drainage path indicates two fundamentally different phases: (i) the first one, where variations in the void ratio are important, correspond to a saturated state of the soil where water is continuous inside the sample and fills the entire pore space. The effect of suction, in this case, is identical to the isotropic stress which results in inclined contact forces that tend to rearrange the particles, causing plastic volume variations. (ii) In the second part, where the void ratio is almost constant, the water is discontinuous and localized at the points of contact between particles. The presence of the meniscus generates forces normal to the tangent planes at the contacts

that compress the particles without causing a rearrangement of the particles, thus stopping the plastic volumetric variation that reaches the shrinkage limit. From the shrinkage limit, the increase in capillary pressure no longer affects the volume variations but continues to increase the contact forces between particles, thus stiffening the soil.

3.2. Crack propagation

3.2.1 Shrinkage and cracking during drying path

A time series of 20 projections is shown in Fig. 6 to highlight the evolution of crack propagation during the drying path as a function of water content. For clarity, only projections for four water content (64%, 52%, 35%, and 12%) are presented. Also, the X-ray CT images projected were chosen at 0% (top surface), 25%, 50%, 75%, and 100% depth (bottom surface). The first crack appeared when the water content (w) decreased to 68% (noting that the liquid limit, $w_L = 66\%$). As shown in images corresponding to $w = 64\%$, the first crack was initiated at the bottom surface and then progressed inside the specimen. A second major crack propagated laterally and joined the first crack, separating the specimen into two portions (cf. images for $w = 52\%$ and $w = 35\%$). With the continuing drying process, secondary cracks appeared as ramifications of the major cracks, and propagated in different directions along the primary crack ($w = 35\%$ and $w = 12\%$). Cracks reached their maximum opening after 49 days of drying, corresponding to a water content of 12%. Note that the initiation, propagation, and expansion of the cracks developed in the saturated condition of the cake up to a water content of about 20% (cf. Fig. 5c).

Drying resulted in an overall volumetric shrinkage, with a significant reduction in the average height of the specimen from 44 to 36 mm between $w = 64\%$ and $w = 12\%$, respectively. As shown in Fig. 5a, void ratio becomes quasi-constant when the water content is less than 20%. That is why the drying process was stopped when the water content reached 12%.

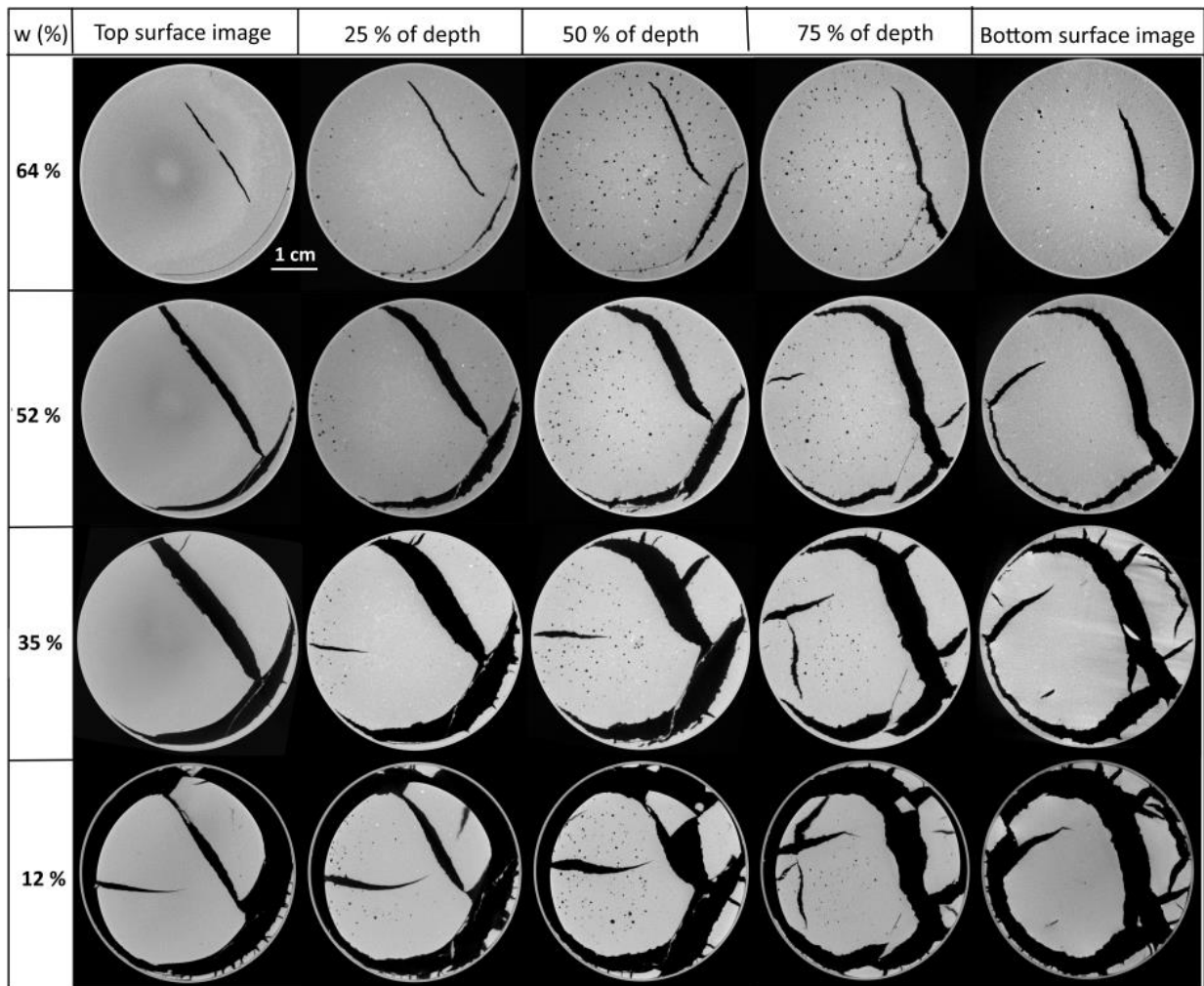


Figure 6. X-ray CT scan of horizontal cracking pattern during drying path at different depths of the specimen for different water content

3.2.2 Crack pattern evolution during wetting path

Once the specimen reached $w = 12\%$, it was wetted until $w = 100\%$. To achieve that, the specimen was submerged under a few centimetres of water head, simulating water loading conditions in recharge sites. Three scans were performed during the wetting path: after 1, 7, and 15 days. Fig. 7a shows the morphology of the desiccation cracks in the dry state ($w = 12\%$) with the presence of two separate portions and a major open crack. After wetting, the small portion of the specimen immediately collapsed (Fig. 7b). Fig. 7c and 7d represent the area of the non-collapsed portion. Several factors may be responsible for specimen collapse (disaggregation) associated with hydration, such as mineralogy, initial water content, wetting rate, and particle size (Truman et al., 1990; Zhang and Norton, 2002). In the case of rapid wetting, which is the case in the present study, differential swelling and air compression

coupled with the weakening of interparticle forces may cause aggregate failure (Grant and Dexter, 1990).

Desiccation cracks tend to close increasingly due to swelling of the specimen (Fig. 7b and 7d). However, some new micro-cracks induced by wetting appeared after 24 h at the edges of the major crack and the edges of the specimen (yellow and blue circles in Fig. 7d). Differential swelling pressures and internal stresses during the wetting process are among the main factors that cause these new cracks to appear. During drying process, the water contained in the pores is replaced by air. The trapping and compression of air in the capillary openings cause tensile forces. However, during wetting, the specimen adsorbs water, differential stresses are created, causing weakness of specimen and the appearance of new cracks (Doostmohammadi et al., 2009; Seedsman, 1993; Taylor and Spears, 1993).

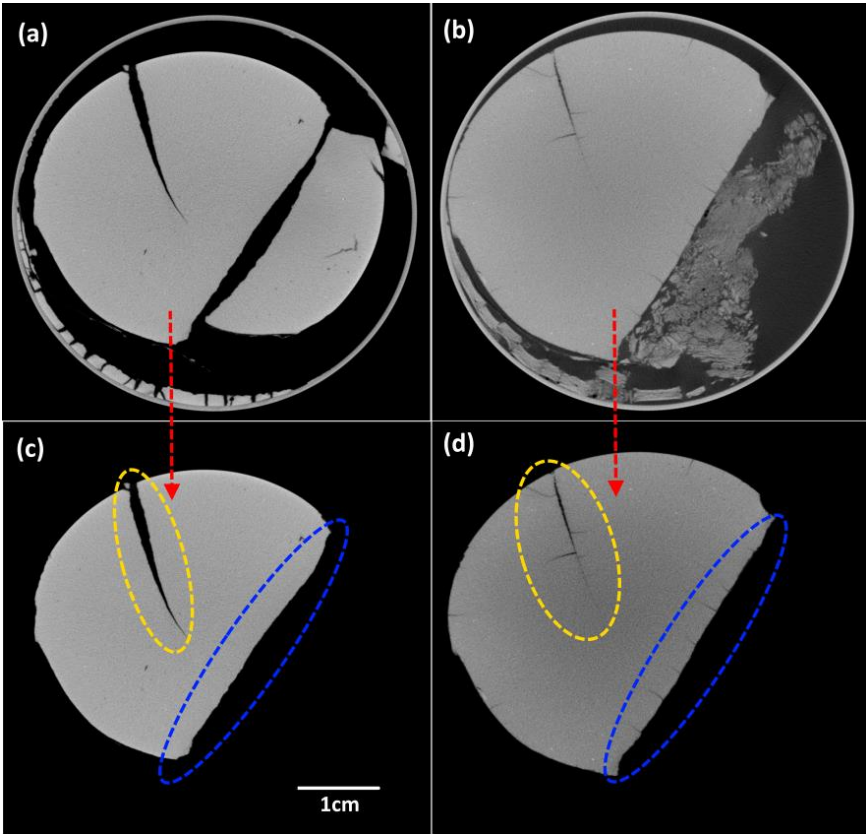


Figure 7. Image of cracks (a) at $w=12\%$, and (b) after 24h wetting. Images (c) and (d) represent the area of the non-collapsed portion

Fig. 8 shows images from the wetted specimen after 1, 7, and 15 days. The major crack tended to close progressively with the wetting time. Also, the micro-cracks that appeared at the edges of the specimen after 15 days of wetting were totally healed (Fig. 8c). As the clay

specimen was wetted, water infiltrated and penetrated the interparticle spaces, causing a decrease in suction between particles and resulting in progressive swelling of the specimen as shown on the wetting path in Fig. 5.

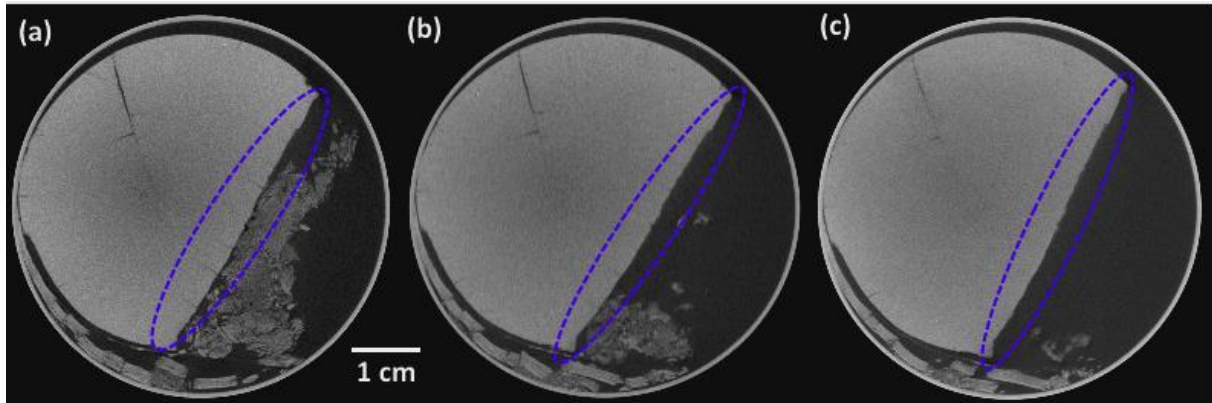


Figure 8. Evolution of crack healing during the wetting path after (a) 24 hours, (b) 7 days, and (d) 15 days

To understand crack sealing following wetting processes, many studies have referred to the phenomenon of self-healing and its relationship to the physical parameters of soil particles. Rayhani et al. (2008) studied crack closure by measuring the permeability of soils of different plasticity index during the drying and wetting cycles. Their results showed that for some highly plastic soils, hydraulic conductivity decreases with an increase in permeation time, which is attributed to self-healing of the cracks. As reported by Cripps and Parmar (2015), although more cracks develop in high-plasticity clay soils, the self-healing phenomenon when the specimen is wetted is greater than in low-plasticity clays.

In the present study, the plasticity index I_p equals 34% (cf. Table 1). The crack closure, calculated from the average crack widths, indicates an average reduction of 38% between $w = 12\%$ (dry path) and $w = 100\%$ (after 15 days of wetting). Thus, the high plasticity index of the specimens tested in this study probably had a significant effect on the self-healing of the cracks.

3.3. Volume variation

Two-dimensional reconstructed projections were transformed to three dimensions to obtain a full 3D volume of the specimen. As indicated above (cf. section 3.2.2), only the large portion of the specimen remaining after wetting was retained for this analysis. Fig. 9 shows the variation in the volumetric deformation with D-W paths of the soil specimen (cake) at

different water content (52%, 35%, 12%, and 100% after 24 h of wetting). It is clearly shown that the volumetric shrinkage of the cake was considerably accentuated during the drying path. The total volume decreased from 56, 49, and 34 cm³, respectively, for the water content of 52%, 35%, and 12%. During the wetting path, the cake swelled up. The volume of the specimen was increased by 41% after 15 days of wetting compared to the last scan at $w = 12\%$ (Fig. 10). In the absence of expanding clay minerals such as smectite and montmorillonite in the studied soil, swelling of the specimen was mainly related to an increase in the void ratio during wetting due to the decrease in suction which attracted soil particles (Fig. 5a). The crack network obtained from the 3D images provided a new insight into the appearance and development of desiccation cracks in the cake, which was more interesting than the classical two-dimensional analysis based on surface cracks only. It can also be mentioned that 90% of the specimen swelling occurs after 24 h of wetting.

Usually, desiccation cracks are initiated at the top surface of the soil and continue to progress inside the specimen (Julina and Thyagaraj, 2019; Tang et al., 2019). This is mainly explained by the continuous removal of water from the surface by evaporation (Tran et al., 2019; Wan et al., 2018) and tensile stress being at its maximum at the surface (Jenkins, 2005). Furthermore, the formation and propagation of cracks are conditioned by (i) the evaporation process governed by atmospheric conditions, (ii) the material properties, (iii) the specimen dimensions (e.g. size, shape), (iv) and the existing or imposed physical boundary conditions (An et al., 2020; Bažant, 1984; García-Álvarez, 1997; Gui and Zhao, 2015; Lakshmikantha et al., 2012 & 2018; Lin et al., 2020; Sánchez et al., 2014; Shit et al., 2015). The nominal strength of geometrically similar structures can decrease with increasing size; and the crack patterns may be controlled by the existing boundary conditions and the type of soil-boundary interface (Lakshmikantha et al., 2012 & 2018).

In the present study, it is clearly shown from Fig. 9a and 9b that desiccation cracks are initiated at depth and propagate upwards to the surface, even though the water content at the bottom of the specimen is higher than that at the top surface. As mentioned in section 2.2, a filter paper was placed at the bottom of each specimen, allowing drainage during the drying path. This filter paper generated friction (stress concentration) with the bottom surface of the specimen. This suggests that, although water evaporation begins at the exposed top surface, cracks nucleate at the bottom due to friction between the specimen and the filter paper. This behaviour has already been observed by Zeng et al. (2020).

Fig. 9c shows that when the water content reaches 12%, the development of lateral cracks is observed. After wetting the specimen (Fig. 9d), these cracks opened significantly, and others appeared. As mentioned above (section 3.2.2), the appearance of these new lateral cracks is probably due to rapid hydration of the specimen, and the opening of pre-existing cracks is due to the increase in the specimen volume. These new lateral cracks may not participate in water infiltration because, as reported by Wang et al. (2018), cracks normal to the direction of infiltration block continuous capillary flow, like an air barrier, and retard water infiltration, whereas longitudinal cracks (propagating in the direction of infiltration) serve as preferential flow paths and facilitate initial infiltration.

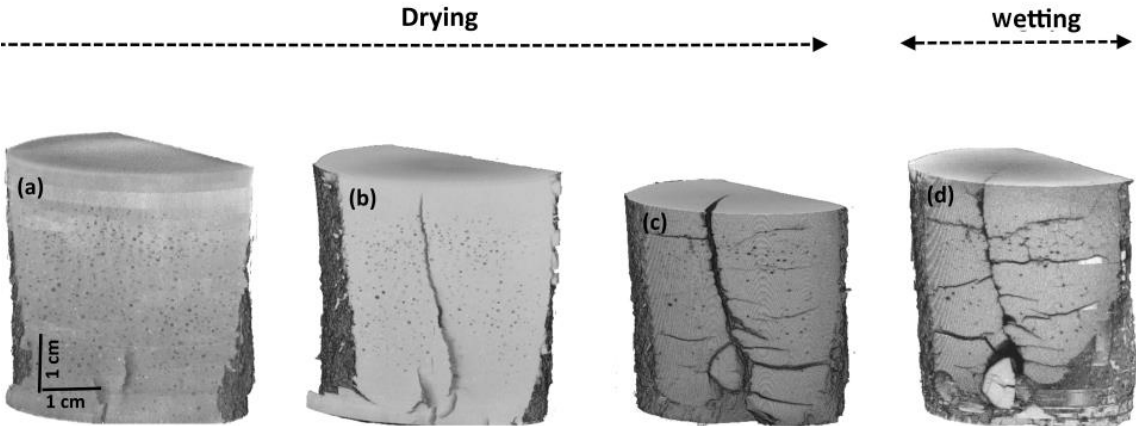


Figure 9. 3D reconstruction of the soil specimen (cake) during D-W paths at different water content (w): (a) w= 52%, (b) w=35%, (c) w=12%, and (d) w=100% (after 24 h of wetting)

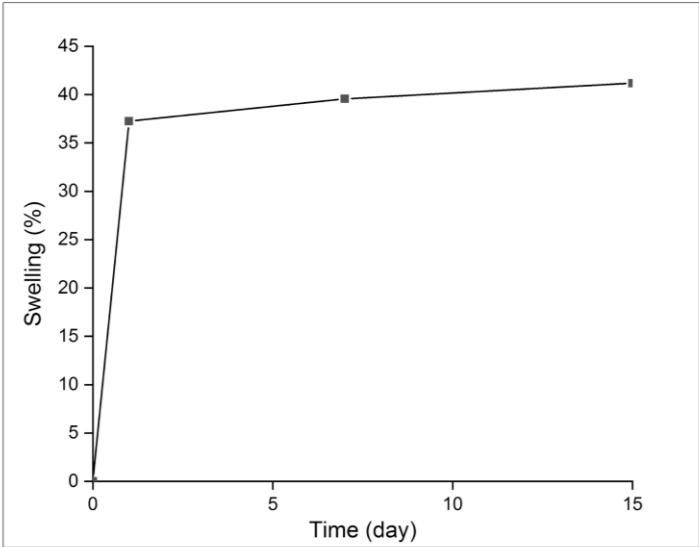


Figure 10. Global swelling kinetics during wetting path

3.4. Quantitative analysis of cracks evolution

A series of crack measurements were performed to assess the effects of D-W paths on the development of cracks in the soil specimen (cake). The geometrical parameters used in the analysis were introduced in section 2.6 (see also Fig. 4). The shrinkage of the cake, and the crack network were analysed in terms of surface area change, crack ratio, total crack length, and average crack width. This last parameter represents the average width measured along the entire crack length. A detailed data of surface area change, crack ratio, total crack length, and average crack width were presented in Table A3 and A4 in “Annexes”. As shown in Fig. 11a, the surface area decreased with a decrease in water content. The decrease was 11% for $w = 35\%$ and 37% for $w = 12\%$, compared to the state at $w = 52\%$. Therefore, in wet conditions with $w = 100\%$, the specimen swelled to reach, after 15 days of wetting, a surface area close to that at $w = 35\%$.

The crack ratio for different water contents revealed similar trends (Fig. 11b), increasing with decreasing water content. Between 0 and 27 mm depth, the crack ratio is zero for $w = 52\%$ because the cracks have not fully propagated to the top surface of the specimen (Fig. 9a). Beyond this depth, the crack ratio curves change drastically due to damage of the cake at the bottom. The crack ratio decreases after wetting the specimen and evolves in the same way as during the drying path.

Fig. 11c and 11d show, as discussed in section 3.3. (Fig. 9a), that the cracks started at the bottom and continued to propagate to the top surface of the specimen (cf. the curve for $w = 52\%$). During the drying path, for depth between 0 and 27 mm, opening of the desiccation cracks increased with decreasing water content (Fig 11c) while, for depth between 27 and 45 mm, crack opening did not change much, particularly for $w = 35\%$ and $w = 12\%$. This behaviour can be explained by the difference in water content between the top and bottom of each specimen tested in this study. In other words, during the drying path, crack width and length are sensitive to the local water content (the specimen was drier on the top than on the bottom). During the wetting process, the average crack width decreased over all depths of the cake specimen (Fig. 11c). However, it was observed that the crack length increased (Fig. 11d) after 1 day of wetting then decreased after 15 days. This increase in crack length can be explained by the appearance of instantaneous new cracks due to rapid wetting of the specimen, as discussed in sections 3.2.2 and 3.3. Between 1 and 15 days of wetting, the cake

was swollen and the cracks gradually shortened until reaching the same length as for $w = 12\%$.

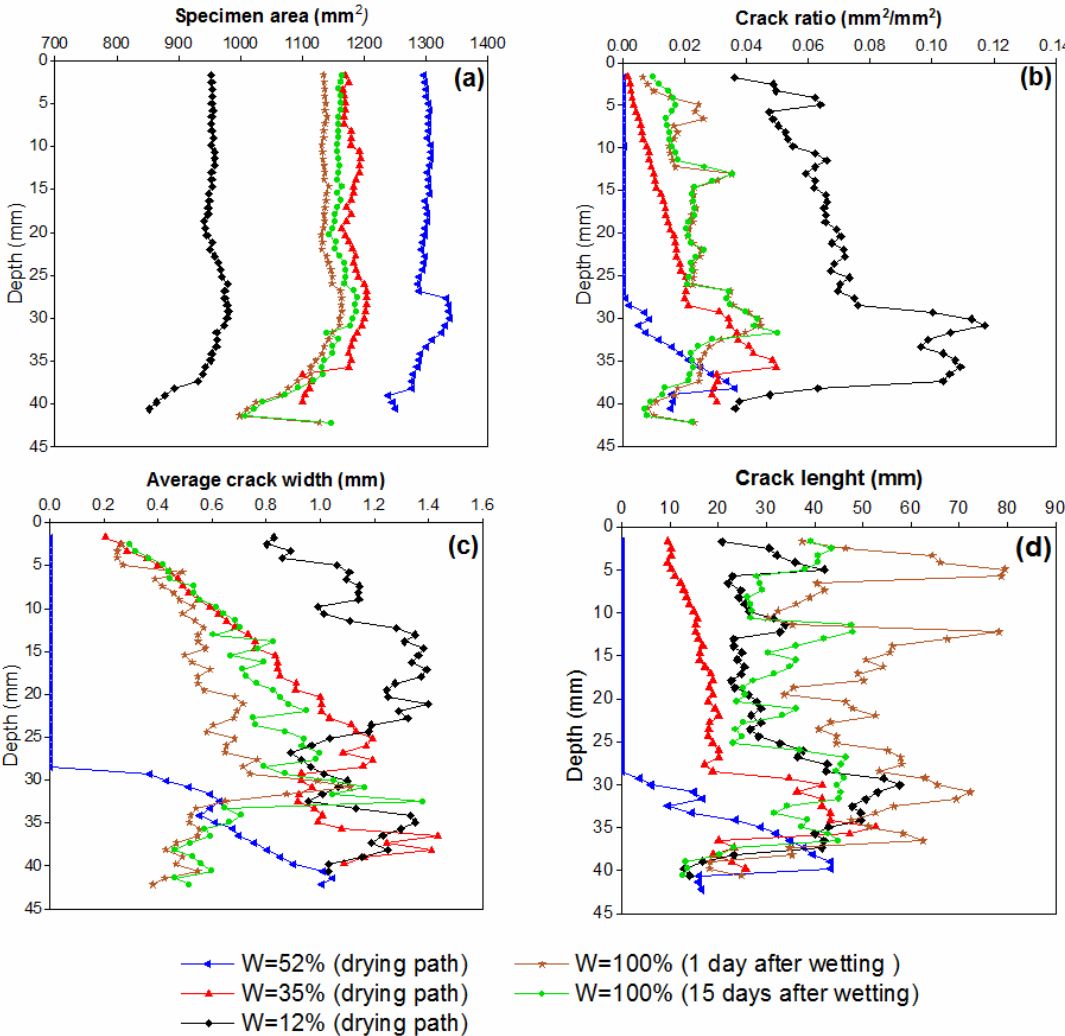


Figure 11: Evolution of the crack parameters of the soil specimen (cake) during D-W paths. (a) Specimen area, (b) crack ratio, (c) average crack width, and (d) total crack length

4. Conclusion

A series of experimental investigations were conducted to study the cracking of the cake formed in MAR. Desiccation cracking and self-healing of the cake were analysed using X-ray CT during drying and wetting paths, respectively. An image processing technique was used to quantify the crack network and changes in cake volume. The results showed that, during the drying path, cracks were initiated at the base of the specimen due to friction with the bottom of the column, and then propagated to the top surface of the cake. As the drying time

increased, evaporation at the top surface led to more cracks growing from the surface than from the bottom of the cake. However, the cracks in the cake bottom tended to stabilize because the water content was more important than at the top surface. The initiation, propagation, and expansion of the cracks developed in the saturated state of the cake.

During the wetting path, rapid wetting of the specimen generated lateral cracks and the vertical ones were partially closed. In the absence of expanding clay minerals such as smectite and montmorillonite in the studied soil, swelling of the specimen was mainly related to an increase in the void ratio due to the decrease in suction between particles. The cracks tended to close progressively with the wetting time, highlighting the self-healing phenomenon, probably due to the high plasticity index (34%) of the cake's soil.

The results presented in this investigation show that the cake formation in MAR, even after a period of dryness and therefore cracking, can have a harmful effect on water infiltration during wet periods. As shown in this study, after only 24 h of humidification, the cake swelled by almost 40%, and crack openings were reduced by 38%. Considering the in situ factors present during wet periods, such as the contribution of fine particles deposited in these cracks and eventually cake collapse, it is probably that the infiltrability of these sites (MAR) will be greatly affected.

The results demonstrate the capacity of the X-ray CT technique to investigate the evolution of the cracks during D-W paths. However, to complete this study, further experiments are necessary, such as to increase the number of D-W cycles. Also, during wetting paths, it is important to evaluate the effect of water content at the beginning of the wetting process on cake self-healing.

Conclusion générale et perspectives

Dans les pays arides et semi arides, et au Maroc en particulier, les eaux souterraines revêtent une importance capitale pour le développement socio-économique. La combinaison des effets de la sécheresse, la croissance économique et démographique ont conduit à une mobilisation de plus en plus croissante de ressources souterraines en eau.

La nappe de Berrechid située au centre du Maroc, connaît une intensification des pompages liés surtout au développement agricole et une diminution des apports pluviométriques. Les études effectuées par les autorités dans la plaine ont montré l'intérêt de la recharge artificielle des nappes (RAN) par la mise en place de systèmes favorisant l'infiltration dans les lits des oueds. La technique la plus adaptée pour les eaux de crues est la mise en place de seuils dans les oueds pour retarder les écoulements et augmenter la surface de contact eau-sol. Les eaux de recharge sont chargées de particules solides minérales et organiques en suspension. Il s'ensuit que lors de la mise en eau de ces dispositifs de recharge le dépôt des particules en suspension en surface (cake) et en profondeur modifie la perméabilité de la surface d'infiltration provoquant ainsi son colmatage. Le colmatage peut être d'origine biologique, chimique et/ou physique. Ce dernier est généralement le plus dominant pour les RAN. De ce fait, il est important d'étudier le colmatage physique et son impact sur la recharge afin de proposer, aux décideurs et aux gestionnaires, des outils d'aide à la décision pour la maintenance de ces ouvrages.

Dans ce cadre, notre étude s'est intéressée à i) la quantification du colmatage, à l'échelle de l'ouvrage, dans les conditions naturelles de son fonctionnement. Une étude expérimentale a été menée sur des sites de recharge artificielle, au niveau d'oued El Himmer (plaine de Berrechid) ; ii) l'étude au laboratoire de l'effet du temps de pause d'injection des particules solides sur les mécanismes de transport et de rétention dans un milieu poreux modèle ; iii) l'étude des effets de séchage-humidification sur la fissuration et de l'auto-cicatrisation du cake en utilisant la technique de la tomographie à rayons X.

Les résultats de cette étude peuvent être résumés comme suit :

Suite à l'investigation in-situ, malgré la faible pluviométrie (<1,4 mm/j) et la courte durée de l'investigation in-situ (91 jours), le colmatage des sites de recharge est important. L'épaisseur du cake suite au dépôt des particules solides transportées par les écoulements dépasse 3 cm en moyenne.

Le cake impacte considérablement l'infiltration. La conductivité hydraulique à saturation du cake mesurée au laboratoire, sans fissuration, est de l'ordre de 10^{-8} m/s. Cependant, in-situ, la

présence des fissures de dessiccation favorisent l'infiltration ; la conductivité hydraulique saturée mesurée par un infiltromètre à double anneau est de l'ordre de 10^{-5} m/s.

Les investigations sur les colonnes implantées in-situ montrent que le milieu poreux (sable) est endommagé par le colmatage en surface et en profondeur. Le principal mécanisme impliqué dans le colmatage est le *straining*. En raison de la grande distribution granulométrique des particules transportées par l'écoulement, plus de 50 % des particules déposées à la surface des sites de la RAN varient entre 30 et 400 μm . La chute de conductivité hydraulique à saturation estimée dépasse 90% à l'entrée immédiate des colonnes.

Les expériences d'injection de particules dans des colonnes de laboratoire, avec et sans pauses d'injection, ont montré que les temps de pauses influent peu sur le taux de restitution des particules injectées. Cependant, pour les expériences avec des temps de pause, des pics de concentrations ont été observés à la reprise des injections après les pauses. Les pics sont plus élevés lorsque la durée de la pause est élevée. Ces pics sont dus à la mobilisation des particules déposées dans le milieu poreux par le cisaillement hydrodynamique. La mobilisation des particules est le résultat de la perturbation liée au flux transitoire, après la reprise de l'injection, à différentes interfaces air-eau, eau-solide et air-eau-solide.

Les profils de rétention ont montré que plus de 55 % des particules en suspensions injectées sont retenues dans les 3 premiers cm des milieux poreux quel que soit le type d'expérience (avec ou sans pause). La formation d'un cake interne et en surface ont eu pour conséquence la chute drastique de la conductivité hydraulique des milieux poreux. Une chute quasi-linéaire de la conductivité hydraulique avec le temps d'injection pour les expériences sans pause est observée. Après 35 volumes de pores injectés, la conductivité hydraulique du milieu a chuté de 90%. Cette chute de la conductivité hydraulique mesurée au laboratoire est proche de celle estimée sur les colonnes implantées in-situ. Pour les injections avec pause, la conductivité hydraulique diminue brutalement après chaque temps de pause. Cette baisse brutale peut être liée au blocage de l'écoulement d'eau par la présence des bulles d'air dans le milieu poreux. Les mesures de la pression interstitielle, à l'entrée et à la sortie de la colonne, confirment l'effet du dépôt sur le changement des caractéristiques du milieu poreux (structure, porosité). Les pressions interstitielles diminuent avec l'augmentation du volume de pores injecté.

La distribution granulométrique dans le temps des particules restituées a montré une tendance similaire pour toutes les expériences, avec et sans pauses. Globalement, les grosses particules sont mieux restituées au début des injections ($3V_p$) et au-delà on ne restitue que les fines.

L'analyse granulométrique des particules déposées à différents horizons des milieux poreux a montré qu'un temps pause long (48h) favorise le transfert des grosses particules en profondeur.

Les résultats de l'étude sur la fissuration du cake reconstitué au laboratoire ont montré que pendant le chemin de séchage, des fissures ont été initiées à la base de l'échantillon en raison du frottement avec la base de la colonne, puis se sont propagées à la surface supérieure du cake. Au fur et à mesure que le temps de séchage augmentait, l'évaporation à la surface supérieure entraînait plus de fissures à la surface qu'au fond du cake. Les fissures au fond du cake, où la teneur en eau était plus importante qu'à la surface, avaient tendance à se stabiliser. L'initiation, la propagation et l'expansion des fissures se sont développées à l'état saturé du cake.

Pendant la phase d'humidification, le mouillage rapide de l'échantillon a généré des fissures latérales, alors que les fissures verticales ont été partiellement fermées. En l'absence de particules argileuses gonflantes, tels que la smectite et la montmorillonite, dans le sol étudié, le gonflement de l'échantillon était principalement lié à une augmentation de l'indice des vides due à une diminution de la succion entre les particules. Les fissures avaient tendance à se refermer progressivement avec le temps d'humidification, mettant en évidence le phénomène d'auto-cicatrisation, probablement dû à la plasticité élevée du sol constituant le cake ($I_p = 34\%$). Les résultats présentés dans cette étude montrent que la formation du cake dans les RAN, même après une période de sécheresse et donc de fissuration, peut avoir un effet néfaste sur l'infiltration d'eau pendant les périodes humides. Comme le montre cette étude, après seulement 24h d'humidification, le cake a gonflé de près de 40% et les ouvertures des fissures ont été réduites de 38%. Compte tenu des facteurs in-situ présents pendant les périodes humides, comme la contribution des fines particules déposées dans les fissures et éventuellement l'effondrement du cake, il est probable que l'infiltrabilité de ces sites de la RAN sera grandement affectée.

La recharge artificielle par les systèmes d'infiltration est une option avantageuse pour l'alimentation des nappes. Dans cette étude nous avons développé une approche pour évaluer le colmatage d'une part dans les conditions réelles de fonctionnement des RAN et d'autre part en laboratoire. Cependant, la durée de l'étude in-situ étant très courte un grand nombre de questions restent posées. Une telle problématique nécessite une étude à long terme, pour pouvoir répondre aux différentes questions sur l'impact du colmatage sur la recharge de la

nappe. Aussi, il serait intéressant d'étudier la mise en place de solutions pour réduire les effets néfastes du colmatage et augmenter l'infiltrabilité des eaux dans les sols. Un curage régulier des couches de sols colmatées est nécessaire pour prolonger la durée de vie des ouvrages. Vu l'épaisseur du cake mesuré pendant la durée d'étude (91 jours), on pense qu'au moins une opération de curage de 10 à 20 cm par an est nécessaire. La plantation d'arbustes à l'amont des sites de recharge et sur les berges des oueds pourrait réduire l'érosion des sols et donc l'arrachement et le transport des particules fines et leur dépôt, et par conséquent réduire le nombre d'interventions de curage sur les sites. Selon certaines études, la culture de l'arbuste *Stipa Tenacissima* (*Alfa* en arabe) qui est adaptée aux sols limoneux et aux climats arides et semi-arides représente une solution hydro-écologique, propre, et moins coûteuse pour réduire l'arrachement et le transfert par l'écoulement des particules et préserver l'infiltrabilité dans les sites de la RAN. La construction de tranchées de décantation en amont des sites de recharge, seraient utiles pour réduire les concentrations des particules transportées et donc la sédimentation dans les sites de recharge.

Aussi, un modèle expérimental (planche à essais) devrait être développé avant même la conception du projet de la RAN, dans le but d'estimer l'impact du colmatage dans le projet. Les données générées par le modèle peut être facilement intégré dans le rapport coûts-avantages du modèle, permettant de prévoir la méthode de maintenance la plus rentable afin d'améliorer la durée de vie de ces ouvrages.

Une étude plus approfondie des effets de pause d'injection, avec des temps de pause plus importants que ceux explorés ici, sur le colmatage est nécessaire. L'utilisation de la tomographie à rayons-X pour quantifier l'endommagement des milieux poreux (changement de la porosité) suite aux dépôts des particules en surface et en profondeur serait intéressante.

Les résultats de l'étude sur la fissuration ont montré la capacité de la tomographie à rayons X pour suivre l'évolution de la propagation de la fissuration durant les chemins de séchage-mouillage. Cependant, d'autres expériences sont nécessaires pour étudier les effets du nombre de cycles séchage-mouillage, la compacité et la teneur en eau initiale sur la fissuration.

Références bibliographiques

- Abu-Sharar, T.M., Bingham, F.T., Rhoades, J.D., 1987. Reduction in Hydraulic Conductivity in Relation to Clay Dispersion and Disaggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 342–346
<https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100020015x>
- Agence du Bassin hydraulique de Bouregrag et Chaouia (ABHBC), 2010. Mission II : Elaboration du modèle mathématique et de l'étude de la gestion des ressources en eau de la nappe de Berrechid
- Ahfir, N.-D., Hammadi, A., Alem, A., Wang, H., Le Bras, G., Ouahbi, T., 2017. Porous media grain size distribution and hydrodynamic forces effects on transport and deposition of suspended particles. *J. Environ. Sci.* 53, 161–172. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.01.032>
- Ait Kadi, M., Ziyad, A., 2018. Integrated Water Resources Management in Morocco, in: *Global Water Security: Lessons Learnt and Long-Term Implications*, Water Resources Development and Management. Springer, Singapore, pp. 143–163. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7913-9_6
- Albrecht, B. A., & Benson, C. H., 2001. Effect of desiccation on compacted natural clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 127(1), 67-75.
- Alem, A., Ahfir, N.-D., Elkawafi, A., Wang, H., 2015. Hydraulic Operating Conditions and Particle Concentration Effects on Physical Clogging of a Porous Medium. *Transp. Porous Media* 106, 303–321. <https://doi.org/10.1007/s11242-014-0402-8>
- Alem, A., Elkawafi, A., Ahfir, N.-D., Wang, H., 2013. Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. *Hydrogeol. J.* 3, 573–586. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0948-x>
- An, N., Tang, C. S., Cheng, Q., Wang, D. Y., & Shi, B., 2020. Application of electrical resistivity method in the characterization of 2D desiccation cracking process of clayey soil. *Engineering Geology*, 265, 105416
- Asano, T., 2016. *Artificial Recharge of Groundwater*. Elsevier.
- ASTM D6572 - 20, 2020. Test Methods for Determining Dispersive Characteristics of Clayey Soils by the Crumb Test. ASTM International. <https://doi.org/10.1520/D6572-20>
- Auvray, R., Rosin-Paumier, S., Abdallah, A., & Masrouri, F., 2014. Quantification of soft soil cracking during suction cycles by image processing. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 18(1), 11-32.
- Baram, S., Kurtzman, D., Dahan, O., 2012. Water percolation through a clayey vadose zone. *J. Hydrol.* 424–425, 165–171. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.040>
- Baveye, P., Vandevivere, P., Hoyle, B.L., DeLeo, P.C., Lozada, D.S. de, 1998. Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 28, 123–191. <https://doi.org/10.1080/10643389891254197>
- Bažant, Z. P., 1984. Size effect in blunt fracture: concrete, rock, metal. *Journal of engineering mechanics*, 110(4), 518-535.

- Blaschke, A.P., Steiner, K.-H., Schmalfuss, R., Gutknecht, D., Sengschmitt, D., 2003. Clogging Processes in Hyporheic Interstices of an Impounded River, the Danube at Vienna, Austria. *Int. Rev. Hydrobiol.* 88, 397–413. <https://doi.org/10.1002/iroh.200390034>
- Bouchaou, L., Tagma, T., Boutaleb, S., Hssaisoune, M., El Morjani, Z.E.A., 2011. Climate change and its impacts on groundwater resources in Morocco: The case of the Souss- Massa basin, in: *Climate Change Effects on Groundwater Resources: A Global Synthesis of Findings and Recommendations*. pp. 129–144.
- Bouri, S., Dhia, H.B., 2010. A thirty-year artificial recharge experiment in a coastal aquifer in an arid zone: the Teboulba aquifer system (Tunisian Sahel). *Comptes Rendus Geosci.* 342, 60–74.
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeol. J.* 10, 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>
- Bouwer, H., 2000. Integrated water management: emerging issues and challenges. *Agric. Water Manag.* 45, 217–228. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(00\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(00)00092-5)
- Bradford, S.A., Simunek, J., Bettahar, M., van Genuchten, M.Th., Yates, S.R., 2003. Modeling Colloid Attachment, Straining, and Exclusion in Saturated Porous Media. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2242–2250. <https://doi.org/10.1021/es025899u>
- Brake, B. te, Ploeg, M.J. van der, Rooij, G.H. de, 2013. Water storage change estimation from in situ shrinkage measurements of clay soils. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 1933–1949. <https://doi.org/10.5194/hess-17-1933-2013>
- Brosi, P., Stuessi, A., Verdun, F.R., Vock, P., Wolf, R., 2011. Copper filtration in pediatric digital X-ray imaging: its impact on image quality and dose. *Radiol. Phys. Technol.* 4, 148–155. <https://doi.org/10.1007/s12194-011-0115-4>
- Brown, R.F., Signor, D.C., 1974. Artificial Recharge — State of the Arta. *Groundwater* 12, 152–160. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1974.tb03015.x>
- Cacak, R.K., Hendee, W.R., 1979. Performance Evaluation Of A Fourth-Generation Computed Tomography (CT) Scanner, in: *Application of Optical Instrumentation in Medicine VII. Presented at the Application of Optical Instrumentation in Medicine VII, International Society for Optics and Photonics*, pp. 194–207. <https://doi.org/10.1117/12.957143>
- Chaduvula, U., Viswanadham, B. V. S., & Kodikara, J., 2017. A study on desiccation cracking behavior of polyester fiber-reinforced expansive clay. *Applied Clay Science*, 142, 163-172.
- Chatterjee, A., Ebina, T., Onodera, Y., Mizukami, F., 2004. Effect of exchangeable cation on the swelling property of 2:1 dioctahedral smectite—A periodic first principle study. *J. Chem. Phys.* 120, 3414–3424. <https://doi.org/10.1063/1.1640333>
- Chertkov, V.Y., 2005. The Shrinkage Geometry Factor of a Soil Layer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1671–1683. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0343>
- Chertkov, V.Y., Ravina, I., 1998. Modeling the Crack Network of Swelling Clay Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1162–1171. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050002x>

- Conway, B.D., 2016. Land subsidence and earth fissures in south-central and southern Arizona, USA. *Hydrogeol. J.* 24, 649–655. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1329-z>
- Cordero, J., Cuadrado, A., Ledesma, A. and Prat, P.C. 2014. Patterns of cracking in soils due to drying and wetting cycles. In 6th International Conference on Unsaturated Soils (UNSAT 2014). Edited by N. Khalili, A. Russell and A. Khoshghalb, Sydney, Australia, 2-4 July. Taylor and Francis, pp. 381-387.
- Costa, S., Kodikara, J. K., & Shannon, B., 2013. Salient factors controlling desiccation cracking of clay in laboratory experiments. *Géotechnique*, 63(1), 18-29.
- Cripps, J.C., Parmar, K.K., 2015. Investigations into the Self-Healing of Desiccation Cracks in Compacted Clays, in: Lollino, G., Manconi, A., Guzzetti, F., Culshaw, M., Bobrowsky, P., Luino, F. (Eds.), *Engineering Geology for Society and Territory - Volume 5*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1327–1331. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09048-1_253
- Daher, W., 2011. Étude de faisabilité de recharge artificielle dans un aquifère karstique côtier 214.
- Detay, M., 1995. Rational Ground Water Reservoir Management: The Role of Artificial Recharge. Presented at the Artificial Recharge of Ground Water II, ASCE, pp. 231–240.
- Detay, M., Bersillon, J.-L., 1996. La réalimentation artificielle des nappes profondes : faisabilité et conséquences. *Houille Blanche* 57–61. <https://doi.org/10.1051/lhb/1996040>
- Dexter, A.R., Czyż, E.A., Gałę, O.P., 2004. Soil structure and the saturated hydraulic conductivity of subsoils. *Soil Tillage Res., Soil Physical Quality* 79, 185–189. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.007>
- De Zwart, A., 2007. Investigation of clogging processes in unconsolidated aquifers near water supply wells. PhD dissertation, Delft University of Technology. The Netherlands
- Dikinya, O., Hinz, C., Aylmore, G., 2008. Decrease in hydraulic conductivity and particle release associated with self-filtration in saturated soil columns. *Geoderma* 146, 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.014>
- Dillon, P., 2005. Future management of aquifer recharge. *Hydrogeol. J.* 13, 313–316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>
- Dillon, P., Arshad, M., 2016. Managed Aquifer Recharge in Integrated Water Resource Management, in: Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.-D., Ross, A. (Eds.), *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges*. Springer International Publishing, Cham, pp. 435–452. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_17
- Dillon, P., Page, D., Vanderzalm, J., Pavelic, P., Toze, S., Bekele, E., Sidhu, J., Prommer, H., Higginson, S., Regel, R., Rinck-Pfeiffer, S., Purdie, M., Pitman, C., Wintgens, T., 2008. A critical evaluation of combined engineered and aquifer treatment systems in water recycling. *Water Sci. Technol.* 57, 753–762. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.168>
- Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lloria, M., Pyne, R.D.G., Jain, R.C., Bear, J., Schwarz, J., Wang, W., Fernandez, E., Stefan, C., Pettenati, M., Gun, J. van der, Sprenger, C., Massmann, G., Scanlon, B.R., Xanke, J., Jokela, P., Zheng, Y., Rossetto, R., Shamruk, M., Pavelic, P., Murray, E., Ross, A.,

- Bonilla Valverde, J.P., Palma Nava, A., Ansems, N., Posavec, K., Ha, K., Martin, R., Sapiano, M., 2019. Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeol. J.* 27, 1–30. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>
- Dillon, P.J., Hickinbotham, M.R., Pavelic, P., 1994. Review of International Experience in Injecting Water into Aquifers for Storage and Reuse. *Water 94 Groundw. Pap. Prepr. Pap.* 13.
- Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau (DRPE), 2014. *Eaux Souterraines Au Maroc Comment Concilier Satisfaction Des Besoins et Développement Durable Des Ressources En Eau Souterraines; Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Eau: Rabat, Maroc; pp. 1–53, Unpublished Report*
- Direction de la Recherche et de la Planification de l'eau (DRPE), 2018. *Etude d'évaluation des projets de recharge artificielle des nappes d'eau souterraines au maroc pour le compte de la direction de la recherche et de la planification de l'eau; Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Eau: Rabat, Maroc, Unpublished Report*
- Doostmohammadi, R., Moosavi, M., Mutschler, T., & Osan, C., 2009. Influence of cyclic wetting and drying on swelling behavior of mudstone in south west of Iran. *Environmental Geology*, 58(5), 999. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1579-3>
- Du, X., Ye, X., Zhang, X., 2018. Clogging of saturated porous media by silt-sized suspended solids under varying physical conditions during managed aquifer recharge. *Hydrol. Process.* 32, 2254–2262. <https://doi.org/10.1002/hyp.13162>
- Dunkerley, D.L., 2008. Bank permeability in an Australian ephemeral dry-land stream: variation with stage resulting from mud deposition and sediment clogging. *Earth Surf. Process. Landf.* 33, 226–243. <https://doi.org/10.1002/esp.1539>
- Eigenbrod, K.D., 2003. Self-healing in fractured fine-grained soils. *Can. Geotech. J.* 40, 435–449. <https://doi.org/10.1139/t02-110>
- El Assaoui, N., Amraoui, F., El Mansouri, B., 2015. Modeling of Climate Changes Impact on Groundwater Resources of Berrechid Aquifer 4, 15. <https://doi.org/10.15680/IJRSET.2015.0407118>
- El Ghali, T., Marah, H., Qurtobi, M., Raibi, F., Bellarbi, M., Amenzou, N., El Mansouri, B., 2020. Geochemical and isotopic characterization of groundwater and identification of hydrogeochemical processes in the Berrechid aquifer of central Morocco. *Carbonates Evaporites* 35, 37. <https://doi.org/10.1007/s13146-020-00571-y>
- El Gasmi, E.H., 2015. *Caractérisation hydrogéophysique des systèmes aquifères de la zone de transition plateau de Settât Ben Ahmed et plaine de Berrechid, Thèse de Doctorat, Université Ibn Tofail de kénitra.*
- El Gasmi, E.H., EL Mansouri, B., Tammal, M., 2014. Surface flows in the plate of Settât-Ben Ahmed and the plain of Berrechid: Endoreic hydrography. *Int. J. Innov. Sci. Res.* 9, 40–53.
- El Mansouri, B., 1993. *Structure et modélisation quantitative de l'aquifère de Berrechid (Maroc): Validation par l'approche géostatistique Doctorat de l'Université en géosciences, option :*

Hydrogéologie quantitative, Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille, 232p.

El-Farhan, Y.H., DeNovio, N.M., Herman, J.S., Hornberger, G.M., 2000. Mobilization and Transport of Soil Particles during Infiltration Experiments in an Agricultural Field, Shenandoah Valley, Virginia. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3555–3559. <https://doi.org/10.1021/es991099g>

Erol, A.O., Dhowian, A., 1990. Swell behaviour of arid climate shales from Saudi Arabia. *Q. J. Eng. Geol. Hydrogeol.* 23, 243–254. <https://doi.org/10.1144/GSL.QJEG.1990.023.03.06>

Falkenmark, M., 1989. The Massive Water Scarcity Now Threatening Africa: Why Isn't It Being Addressed? *Ambio* 18, 112–118.

Fao (Ed.), 2003. Review of world water resources by country, Water reports. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Fernández Escalante, E., 2015. Practical management to minimize the effects of clogging in managed aquifer recharge wells at two sites in the Guadiana Basin, Spain. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(3), B5014002.

Fleureau, J.-M., Kheirbek-Saoud, S., Soemitro, R., Taibi, S., 1993. Behavior of clayey soils on drying–wetting paths. *Can. Geotech. J.* 30, 287–296. <https://doi.org/10.1139/t93-024>

Gaaloul, N., Cary, L., Casanova, J., Guerrot, C., Chaieb, H., 2012. Effect of artificial recharge by treated wastewater on the quality and quantity of the Korba-Mida coastal aquifer (Cap Bon, Tunisia). *Houille Blanche - Rev. Int. Eau* 24–33. <https://doi.org/10.1051/lhb/2012027>

Gerber, G., Rodts, S., Aïmediou, P., Faure, P., Coussot, P., 2018. Particle-Size-Exclusion Clogging Regimes in Porous Media. *Phys. Rev. Lett.* 120, 148001. <https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.120.148001>

Goh, S. G., Rahardjo, H., & Leong, E. C., 2014. Shear strength of unsaturated soils under multiple drying-wetting cycles. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 140(2), 06013001.

Gompel, G.V., Slambrouck, K.V., Defrise, M., Batenburg, K.J., Mey, J. de, Sijbers, J., Nuyts, J., 2011. Iterative correction of beam hardening artifacts in CT. *Med. Phys.* 38, S36–S49. <https://doi.org/10.1118/1.3577758>

Greve, A., Andersen, M.S., Acworth, R.I., 2010. Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil. *J. Hydrol., Soil Architecture and Preferential Flow across Scales* 393, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.03.007>

Grünheid, S., Amy, G., Jekel, M., 2005. Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. *Water Res.* 39, 3219–3228. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.030>

Gui, Y., and Zhao, G. F., 2015, "Modelling of laboratory soil desiccation cracking using DLSSM with a two-phase bond model," *Computers and Geotechnics*, Vol. 69, pp. 578-587.

- Hatch, C.E., Fisher, A.T., Ruehl, C.R., Stemler, G., 2010. Spatial and temporal variations in streambed hydraulic conductivity quantified with time-series thermal methods. *J. Hydrol.* 389, 276–288. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.05.046>
- Horgan, G. W., and Ball, B. C., 2005. Modelling the effect of water distribution and hysteresis on air-filled pore space. *European journal of soil science*, 56(5), 647-654.
- Hsieh, J., 2003. *Computed Tomography: Principles, Design, Artifacts, and Recent Advances*. SPIE Press.
- Hu, L., Péron, H., Hueckel, T., Laloui, L., 2012. Numerical and Phenomenological Study of Desiccation of Soil 166–173. [https://doi.org/10.1061/40860\(192\)17](https://doi.org/10.1061/40860(192)17)
- Iwasaki, T., Slade, J. J., & Stanley, W. E. (1937). Some notes on sand filtration [with discussion]. *Journal (American Water Works Association)*, 29(10), 1591-1602.
- Jacobsen, O.H., Moldrup, P., Larsen, C., Konnerup, L., Petersen, L.W., 1997. Particle transport in macropores of undisturbed soil columns. *J. Hydrol.* 196, 185–203. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03291-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03291-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>
- Jonge, L.W. de, Moldrup, P., Rubæk, G.H., Schelde, K., Djurhuus, J., 2004. Particle Leaching and Particle-Facilitated Transport of Phosphorus at Field Scale. *Vadose Zone J.* 3, 462–470. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0462>
- Julina, M., Thyagaraj, T., 2019. Quantification of desiccation cracks using X-ray tomography for tracing shrinkage path of compacted expansive soil. *Acta Geotech.* 14, 35–56. <https://doi.org/10.1007/s11440-018-0647-4>
- Julina, M., & Thyagaraj, T., 2020. Combined effects of wet-dry cycles and interacting fluid on desiccation cracks and hydraulic conductivity of compacted clay. *Engineering Geology*, 267, 105505.
- Kahil, M.T., Dinar, A., Albiac, J., 2015. Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. *J. Hydrol.* 522, 95–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.12.042>
- Kaplan, D.I., Bertsch, P.M., Adriano, D.C., Miller, W.P., 1993. Soil-borne mobile colloids as influenced by water flow and organic carbon. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1193–1200. <https://doi.org/10.1021/es00043a021>
- Kassiff, G., Shalom, A.B., 1971. Experimental Relationship Between Swell Pressure and Suction. *Géotechnique* 21, 245–255. <https://doi.org/10.1680/geot.1971.21.3.245>
- Ketcham, R.A., Carlson, W.D., 2001. Acquisition, optimization and interpretation of X-ray computed tomographic imagery: applications to the geosciences. *Comput. Geosci., 3D reconstruction, modelling & visualization of geological materials* 27, 381–400. [https://doi.org/10.1016/S0098-3004\(00\)00116-3](https://doi.org/10.1016/S0098-3004(00)00116-3)

- Kim, J.-W., Choi, H., Pachepsky, Y.A., 2010. Biofilm morphology as related to the porous media clogging. *Water Res., Transport and Fate of Colloids and Microbes in Granular Aqueous Environments* 44, 1193–1201. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.05.049>
- Kjaergaard, C., Moldrup, P., Jonge, L.W. de, Jacobsen, O.H., 2004. Colloid Mobilization and Transport in Undisturbed Soil Columns. II. The Role of Colloid Dispersibility and Preferential Flow. *Vadose Zone J.* 3, 424–433. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0424>
- Lado, M., Paz, A., Ben-Hur, M., 2004. Organic Matter and Aggregate-Size Interactions in Saturated Hydraulic Conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 234–242. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.2340>
- Lakshmikantha, M. R., Prat, P. C., and Ledesma, A., 2009, "Image analysis for the quantification of a developing crack network on a drying soil," *Geotechnical Testing Journal*, Vol. 32, No. 6, pp. 505-515.
- Lakshmikantha, M. R., Prat, P. C., & Ledesma, A., 2012. Experimental evidence of size effect in soil cracking. *Canadian Geotechnical Journal*, 49(3), 264-284.
- Lakshmikantha, M. R., Prat, P. C., & Ledesma, A., 2018. Boundary effects in the desiccation of soil layers with controlled environmental conditions. *Geotechnical Testing Journal*, 41(4), 675-697.
- Leeds-Harrison, P.B., Shipway, C.J.P., Jarvis, N.J., Youngs, E.G., 1986. The influence of soil macroporosity on water retention, transmission and drainage in a clay soil. *Soil Use Manag.* 2, 47–50. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1986.tb00678.x>
- Le Page, M., Berjamy, B., Fakir, Y., Bourgin, F., Jarlan, L., Abourida, A., Benrhanem, M., Jacob, G., Huber, M., Sghrer, F., Simonneaux, V., Chehbouni, G., 2012. An Integrated DSS for Groundwater Management Based on Remote Sensing. The Case of a Semi-arid Aquifer in Morocco. *Water Resour. Manag.* 26, 3209–3230. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0068-3>
- Levatti, H.U., Prat, P.C., Ledesma, A., Cuadrado, A. and Cordero, J.A. 2017. Experimental analysis of 3D cracking in drying soils using Ground Penetrating Radar. *Geotechnical Testing Journal* 40(2):221-243.
- Lichner, L., Hallett, P.D., Drongová, Z., Czachor, H., Kovacik, L., Mataix-Solera, J., Homolák, M., 2013. Algae influence the hydrophysical parameters of a sandy soil. *CATENA, Soil Water Repellency* 108, 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.02.016>
- Lin, Z. Y., Wang, Y. S., Tang, C. S., Cheng, Q., Zeng, H., Liu, C., & Shi, B., 2021. Discrete element modelling of desiccation cracking in thin clay layer under different basal boundary conditions. *Computers and Geotechnics*, 130, 103931.
- Liu, C.-W., Cheng, S.-W., Yu, W.-S., Chen, S.-K., 2003. Water infiltration rate in cracked paddy soil. *Geoderma* 117, 169–181. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00165-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00165-4)
- Liu, C., Shi, B., Zhou, J., and Tang, C.-S., 2011, "Quantification and characterization of microporosity by image processing, geometric measurement and statistical methods: Application on SEM images of clay materials," *Applied Clay Science*, Vol. 54, No. 1, pp. 97-106.

- Long, W., Hilpert, M., 2009. A Correlation for the Collector Efficiency of Brownian Particles in Clean-Bed Filtration in Sphere Packings by a Lattice-Boltzmann Method. *Environ. Sci. Technol.* 43, 4419–4424. <https://doi.org/10.1021/es8024275>
- Louati, F., Trabelsi, H., Jamei, M., Taibi, S., 2018. Impact of wetting-drying cycles and cracks on the permeability of compacted clayey soil. *Eur. J. Environ. Civ. Eng.* 0, 1–26. <https://doi.org/10.1080/19648189.2018.1541144>
- Lyazidi, A., Wartiti, M.E., Fadli, D., 2003. Évolution géodynamique du bassin triasique de Berrechid-ElGara-BenSlimane : Dynamique sédimentaire et géométrie des dépôts (Méséta nord occidentale, Maroc) Geodynamic evolution of the Berrechid-ElGara-BenSlimane triassic basin (north-western Meseta, Morocco): Depositional dynamics and geometry of sedimentary bodies. *Pangea Infos* 39/40, 23–36.
- Lyckegaard, A., Johnson, G., Tafforeau, P., 2011. Correction of ring artifacts in X-ray tomographic images. *Int. J. Tomogr. Stat.* 18, 1–9.
- Lyu, Q., Ranjith, P.G., Long, X., Kang, Y., Huang, M., 2015. A review of shale swelling by water adsorption. *J. Nat. Gas Sci. Eng.* 27, 1421–1431. <https://doi.org/10.1016/j.jngse.2015.10.004>
- Ma, E., Ouahbi, T., Wang, H., Ahfir, N.-D., Alem, A., Hammadi, A., 2017. Modeling of retention and re-entrainment of mono- and poly-disperse particles: Effects of hydrodynamics, particle size and interplay of different-sized particles retention. *Sci. Total Environ.* 596–597, 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.254>
- Majdalani, S., Michel, E., Di-Pietro, L., Angulo-Jaramillo, R., 2008. Effects of wetting and drying cycles on in situ soil particle mobilization. *Eur. J. Soil Sci.* 59, 147–155. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00964.x>
- Malki, M., Choukr-Allah, R., Bouchaou, L., Hirich, A., Ait Brahim, Y., Krimissa, S., Hssaisoune, M., Nghira, A., Barceló, D., 2017. Assessment of Groundwater Quality: Impact of Natural and Anthropogenic Contamination in Souss-Massa River Basin, in: Choukr-Allah, R., Ragab, R., Bouchaou, Lhoussaine, Barceló, Damià (Eds.), *The Souss-Massa River Basin, Morocco, The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer International Publishing, Cham, pp. 143–162. https://doi.org/10.1007/698_2016_72
- Marino, M.A., 1975. Artificial groundwater recharge, I. Circular recharging area. *J. Hydrol.* 25, 201–208. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(75\)90021-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(75)90021-9)
- Martinez-Carvajal, G. D., 2020. Study of vertical flow treatment wetlands by x-ray tomography. (thesis). Lyon 1.
- Mays, D.C., Hunt, J.R., 2007. Hydrodynamic and Chemical Factors in Clogging by Montmorillonite in Porous Media. *Environ. Sci. Technol.* 41, 5666–5671. <https://doi.org/10.1021/es062009s>
- McDowell-Boyer, L.M., Hunt, J.R., Sitar, N., 1986. Particle transport through porous media. *Water Resour. Res.* 22, 1901–1921. <https://doi.org/10.1029/WR022i013p01901>

- Michel, E., Majdalani, S., Di-Pietro, L., 2010. How Differential Capillary Stresses Promote Particle Mobilization in Macroporous Soils: A Novel Conceptual Model. *Vadose Zone J.* 9, 307–316. <https://doi.org/10.2136/vzj2009.0084>
- MILLETTE, J.A., BROUGHTON, R.S., 2011. THE EFFECT OF WATER TABLE DEPTH IN ORGANIC SOIL ON SUBSIDENCE AND SWELLING. *Can. J. Soil Sci.* <https://doi.org/10.4141/cjss84-028>
- Morodome, S., Kawamura, K., 2009. Swelling Behavior of Na- and Ca-Montmorillonite up to 150°C by in situ X-ray Diffraction Experiments. *Clays Clay Miner.* 57, 150–160. <https://doi.org/10.1346/CCMN.2009.0570202>
- NF EN ISO 17892-12 (E), 2018. Geotechnical investigation and testing - Laboratory testing of soil - Part 12: Determination of liquid and plastic limits.
- NF EN 16907-2 (2018) : Earthworks - Part 2 : classification of materials
- Nie, J.Y., Zhu, N.W., Zhao, K., Wu, L., Hu, Y.H., 2011. Analysis of the bacterial community changes in soil for septic tank effluent treatment in response to bio-clogging. *Water Sci. Technol.* 63, 1412–1417. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.319>
- Ouassissou, R., Kuper, M., Dugue, P., El Amrani, M., Ameer, F., 2019. Rivalités et arrangements coopératifs pour l'accès à l'eau souterraine dans la plaine de Berrechid au Maroc. *Cah. Agric.* <https://doi.org/10.1051/cagri/2019006>
- Page, D., Bekele, E., Vanderzalm, J., Sidhu, J., 2018. Managed aquifer recharge (MAR) in sustainable urban water management. *Water*, 10(3), 239.
- Pavelic, P., Dillon, P.J., 1997. Review of international experience in injecting natural and reclaimed waters into aquifers for storage and reuse.
- Pavelic, P., Dillon, P.J., Barry, K.E., Vanderzalm, J.L., Correll, R.L., Rinck-Pfeiffer, S.M., 2007. Water quality effects on clogging rates during reclaimed water ASR in a carbonate aquifer. *J. Hydrol.* 334, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.08.009>
- Pavelic, P., Dillon, P.J., Mucha, M., Nakai, T., Barry, K.E., Bestland, E., 2011. Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. *Water Res.* 45, 3153–3163. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.027>
- Pavelic, P., Ragusa, S.R., Flower, R.L., Rinck-Pfeiffer, S.M., Dillon, P.J., 1998. Diffusion chamber method for in situ measurement of pathogen inactivation in groundwater. *Water Res.* 32, 1144–1150. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00297-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00297-2)
- Peng, X., Horn, R., Smucker, A., 2007. Pore Shrinkage Dependency of Inorganic and Organic Soils on Wetting and Drying Cycles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1095–1104. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0156>
- Peron, H., Hueckel, T., Laloui, L., and Hu, L. B., 2009, "Fundamentals of desiccation cracking of fine-grained soils: experimental characterisation and mechanisms identification," *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 46, No. 10, pp. 1177-1201.

- Pholkern, K., Srisuk, K., Grischek, T., Soares, M., Schäfer, S., Archwichai, L., Saraphirom, P., Pavelic, P., Wirojanagud, W., 2015. Riverbed clogging experiments at potential river bank filtration sites along the Ping River, Chiang Mai, Thailand. *Environ. Earth Sci.* 73, 7699–7709. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4160-x>
- Raats, P.A.C., 1984. *Mechanics of cracking soils* 16.
- Rao, S.M., Reddy, B.V.V., Muttharam, M., 2001. The impact of cyclic wetting and drying on the swelling behaviour of stabilized expansive soils. *Eng. Geol., Geoenvironmental Engineering* 60, 223–233. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(00\)00103-4](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(00)00103-4)
- Rayhani, M.H.T., Yanful, E.K., Fakher, A., 2008. Physical modeling of desiccation cracking in plastic soils. *Eng. Geol.* 97, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2007.11.003>
- Reddi, L.N., Ming, X., Hajra, M.G., Lee, I.M., 2000. Permeability Reduction of Soil Filters due to Physical Clogging. *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.* 126, 236–246. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2000\)126:3\(236\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:3(236))
- Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajn bok, P., Vandeveld, T., 2000. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Res.* 34, 2110–2118. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00356-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00356-5)
- Rousseau, M., Pietro, L.D., Angulo-Jaramillo, R., Tessier, D., Cabibel, B., 2004. Preferential Transport of Soil Colloidal Particles: Physicochemical Effects on Particle Mobilization. *Vadose Zone J.* 3, 247–261. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.2470>
- Roy, S.B., Dzombak, D.A., 1997. Chemical Factors Influencing Colloid-Facilitated Transport of Contaminants in Porous Media. *Environ. Sci. Technol.* 31, 656–664. <https://doi.org/10.1021/es9600643>
- Ryan, J.N., Illangasekare, T.H., Litaor, M.I., Shannon, R., 1998. Particle and Plutonium Mobilization in Macroporous Soils during Rainfall Simulations. *Environ. Sci. Technol.* 32, 476–482. <https://doi.org/10.1021/es970339u>
- Sadiki, M. I Hassan, El Mansouri, B., Benseddik, B., Chao, J., Kili, M., El Mezouary, L., 2019. Improvement of groundwater resources potential by artificial recharge technique: A case study of Charf El Akab aquifer in the Tangier region, Morocco. *J. Groundw. Sci. Eng.* 7, 224–236. <https://doi.org/DOI: 10.19637/j.cnki.2305-7068.2019.03.003>
- SAINT-PÉ, M.A., 1971. Alimentation Artificielle Des Nappes. *Int. Assoc. Sci. Hydrol. Bull.* 16, 7–25. <https://doi.org/10.1080/02626667109493045>
- Sakthivadivel, R., Einstein, H.A., 1970. Clogging of Porous Column of Spheres by Sediment. *J. Hydraul. Div.* 96, 461–472.
- Sánchez, M., Manzoli, O. L., and Guimarães, L. N., 2014, "Modeling 3-D desiccation soil crack networks using a mesh fragmentation technique," *Computers and Geotechnics*, Vol. 62, pp. 27-39.

- Sang, W., Morales, V.L., Zhang, W., Stoof, C.R., Gao, B., Schatz, A.L., Zhang, Y., Steenhuis, T.S., 2013. Quantification of Colloid Retention and Release by Straining and Energy Minima in Variably Saturated Porous Media. *Environ. Sci. Technol.* 47, 8256–8264. <https://doi.org/10.1021/es400288c>
- Saripalli, K.P., Meyer, P.D., Bacon, D.H., Freedman, V.L., 2001. Changes in Hydrologic Properties of Aquifer Media Due to Chemical Reactions: A Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31, 311–349. <https://doi.org/10.1080/20016491089244>
- Schelde, K., Moldrup, P., Jacobsen, O.H., Jonge, H. de, Jonge, L.W. de, Komatsu, T., 2002. Diffusion-Limited Mobilization and Transport of Natural Colloids in Macroporous Soil. *Vadose Zone J.* 1, 125–136. <https://doi.org/10.2136/vzj2002.1250>
- Schilling, J., Freier, K.P., Hertig, E., Scheffran, J., 2012. Climate change, vulnerability and adaptation in North Africa with focus on Morocco. *Agric. Ecosyst. Environ.* 156, 12–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.021>
- Schindelin, J., Arganda-Carreras, I., Frise, E., Kaynig, V., Longair, M., Pietzsch, T., Preibisch, S., Rueden, C., Saalfeld, S., Schmid, B., Tinevez, J.-Y., White, D.J., Hartenstein, V., Eliceiri, K., Tomancak, P., Cardona, A., 2012. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nat. Methods* 9, 676–682. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2019>
- Schubert, J., 2002. Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. *J. Hydrol., Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration* 266, 145–161. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00159-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00159-2)
- Seedsman, R. W., 1993. Characterizing clay shales. In *Rock Testing and Site Characterization* (pp. 151-165). Pergamon.
- Seki, K., Miyazaki, T., Nakano, M., 1998. Effects of microorganisms on hydraulic conductivity decrease in infiltration. *Eur. J. Soil Sci.* 49, 231–236.
- Shang, J., Flury, M., Chen, G., Zhuang, J., 2008. Impact of flow rate, water content, and capillary forces on in situ colloid mobilization during infiltration in unsaturated sediments. *Water Resour. Res.* 44. <https://doi.org/10.1029/2007WR006516>
- Shang, J., Flury, M., Deng, Y., 2009. Force measurements between particles and the air-water interface: Implications for particle mobilization in unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007384>
- Shit, P. K., Bhunia, G. S., and Maiti, R., 2015, "Soil crack morphology analysis using image processing techniques," *Modeling Earth Systems and Environment*, Vol. 1, No. 4, pp. 1-7.
- Siegrist, R.L., 1987. Soil Clogging During Subsurface Wastewater Infiltration as Affected by Effluent Composition and Loading Rate 1. *J. Environ. Qual.* 16, 181–187. <https://doi.org/10.2134/jeq1987.00472425001600020016x>
- Siriwardene, N.R., Deletic, A., Fletcher, T.D., 2007. Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. *Water Res.* 41, 1433–1440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.040>

- Stein, P. C., 1940. A study of the theory of rapid filtration of water through sand. *D. Sc. Dissertation*.
- Taina, I. A., Heck, R. J., & Elliot, T. R., 2008. Application of X-ray computed tomography to soil science: A literature review. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(1), 1-19.
- Tang, C., Shi, B., Liu, C., Zhao, L., Wang, B., 2008. Influencing factors of geometrical structure of surface shrinkage cracks in clayey soils. *Eng. Geol.* 101, 204–217.
<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2008.05.005>
- Tang, C.-S., Cui, Y.-J., Tang, A.-M., Shi, B., 2010. Experiment evidence on the temperature dependence of desiccation cracking behavior of clayey soils. *Eng. Geol.* 114, 261–266.
<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2010.05.003>
- Tang, C.-S., Zhu, C., Leng, T., Shi, B., Cheng, Q., Zeng, H., 2019. Three-dimensional characterization of desiccation cracking behavior of compacted clayey soil using X-ray computed tomography. *Eng. Geol.* 255, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2019.04.014>
- Taylor, R. K., & Spears, D. A., 1970. The breakdown of British coal measure rocks. In *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences & Geomechanics Abstracts* (Vol. 7, No. 5, pp. 481-501). Pergamon.
- Topp, G.C., Davis, J.L., 1981. Detecting infiltration of water through soil cracks by time-domain reflectometry. *Geoderma* 26, 13–23. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(81\)90073-2](https://doi.org/10.1016/0016-7061(81)90073-2)
- Tufenkji, N., Elimelech, M., 2004. Correlation Equation for Predicting Single-Collector Efficiency in Physicochemical Filtration in Saturated Porous Media. *Environ. Sci. Technol.* 38, 529–536.
<https://doi.org/10.1021/es034049r>
- Wheeler, S. J., Sharma, R. S., & Buisson, M. S. R., 2003. Coupling of hydraulic hysteresis and stress–strain behaviour in unsaturated soils. *Géotechnique*, 53(1), 41-54.
- Villar, M.V., Lloret, A., 2008. Influence of dry density and water content on the swelling of a compacted bentonite. *Appl. Clay Sci.* 39, 38–49. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2007.04.007>
- Volk, E., Iden, S.C., Furman, A., Durner, W., Rosenzweig, R., 2016. Biofilm effect on soil hydraulic properties: Experimental investigation using soil-grown real biofilm. *Water Resour. Res.* 52, 5813–5828. <https://doi.org/10.1002/2016WR018866>
- Wada, Y., Beek, L.P.H. van, Kempen, C.M. van, Reckman, J.W.T.M., Vasak, S., Bierkens, M.F.P., 2010. Global depletion of groundwater resources. *Geophys. Res. Lett.* 37.
<https://doi.org/10.1029/2010GL044571>
- Wan, J., Wilson, J.L., 1994. Visualization of the role of the gas-water interface on the fate and transport of colloids in porous media. *Water Resour. Res.* 30, 11–23.
<https://doi.org/10.1029/93WR02403>
- Wang, C., Zhang, Z., Fan, S., Mwiya, R., Xie, M., 2018. Effects of straw incorporation on desiccation cracking patterns and horizontal flow in cracked clay loam. *Soil Tillage Res.* 182, 130–143.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.006>

- Wang, C., Zhang, Z., Liu, Y., Fan, S., 2017. Geometric and fractal analysis of dynamic cracking patterns subjected to wetting-drying cycles. *Soil Tillage Res.* 170, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.02.005>
- Wang, L.-L., Tang, C.-S., Shi, B., Cui, Y.-J., Zhang, G.-Q., Hilary, I., 2018. Nucleation and propagation mechanisms of soil desiccation cracks. *Eng. Geol.* 238, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.03.004>
- Weinberger, R., 1999. Initiation and growth of cracks during desiccation of stratified muddy sediments. *J. Struct. Geol.* 21, 379–386. [https://doi.org/10.1016/S0191-8141\(99\)00029-2](https://doi.org/10.1016/S0191-8141(99)00029-2)
- Wildenschild, D., Sheppard, A.P., 2013. X-ray imaging and analysis techniques for quantifying pore-scale structure and processes in subsurface porous medium systems. *Adv. Water Resour.*, 35th Year Anniversary Issue 51, 217–246. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.07.018>
- You, Z., Bedrikovetsky, P., Kuzmina, L., 2013. Exact Solution for Long-Term Size Exclusion Suspension-Colloidal Transport in Porous Media [WWW Document]. *Abstr. Appl. Anal.* <https://doi.org/10.1155/2013/680693>
- Zabat, M., Vayer-Besançon, M., Harba, R., Bonnamy, S., Van Damme, H., 1997. Surface topography and mechanical properties of smectite films, in: Rosenholm, J.B., Lindman, B., Stenius, P. (Eds.), *Trends in Colloid and Interface Science XI, Progress in Colloid & Polymer Science*. Steinkopff, Darmstadt, pp. 96–102. <https://doi.org/10.1007/BFb0110970>
- Zaidi, M., Ahfir, N.-D., Alem, A., El Mansouri, B., Wang, H., Taibi, S., Duchemin, B., Merzouk, A., 2020. Assessment of clogging of managed aquifer recharge in a semi-arid region. *Sci. Total Environ.* 730, 139107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139107>
- Zeng, H., Tang, C.-S., Cheng, Q., Zhu, C., Yin, L.-Y., Shi, B., 2020. Drought-Induced Soil Desiccation Cracking Behavior With Consideration of Basal Friction and Layer Thickness. *Water Resour. Res.* 56, e2019WR026948. <https://doi.org/10.1029/2019WR026948>
- Zhang, T.Y., Suen, C.Y., 1984. A fast parallel algorithm for thinning digital patterns. *Commun. ACM* 27, 236–239. <https://doi.org/10.1145/357994.358023>
- Zhuang, J., McCarthy, J.F., Tyner, J.S., Perfect, E., Flury, M., 2007. In Situ Colloid Mobilization in Hanford Sediments under Unsaturated Transient Flow Conditions: Effect of Irrigation Pattern. *Environ. Sci. Technol.* 41, 3199–3204. <https://doi.org/10.1021/es062757h>
- Zhuang, J., Tyner, J.S., Perfect, E., 2009. Colloid transport and remobilization in porous media during infiltration and drainage. *J. Hydrol.* 377, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.011>

Annexes

Figure A1 represents the evolution of the flow rate at the outlet of the columns during injection, for the continuous injection and with 24 h pause. For all experiments, the initial flow rate was around 95 (± 5) mL/min.

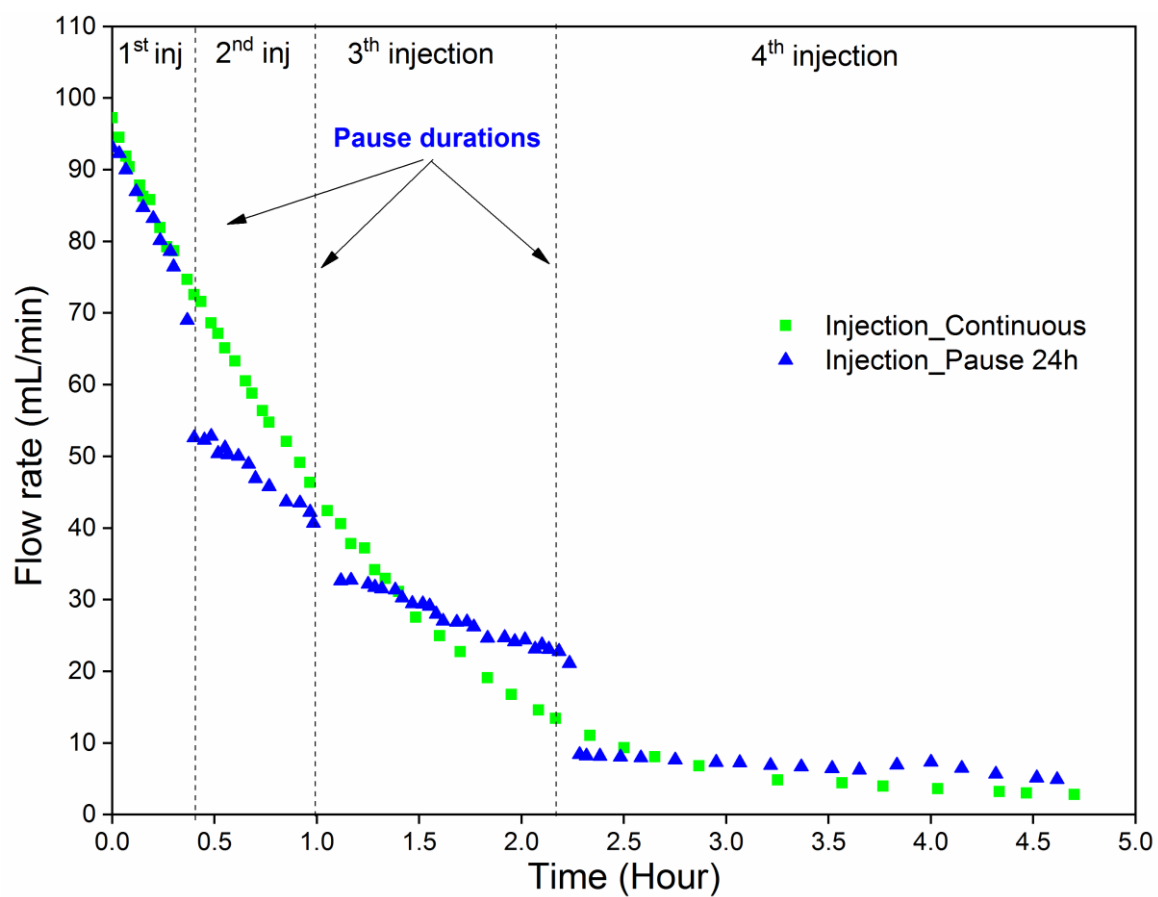


Fig. A1. Evolution of the flow rate at the outlet of the columns during injection, for the continuous injection and with 24 h pause

Figure A2 represents the evolution of the pore water pressure of the two tensiometers placed in the inlet (red) and the outlet (black) of the column tested in the dry sand before suspended particles injection. Immediately after injection, a time lag is recorded between the response of the tensiometer at the inlet and the one placed at the outlet. This lag corresponds to the infiltration time of the water along the test column. This time is equal to 2 minutes.

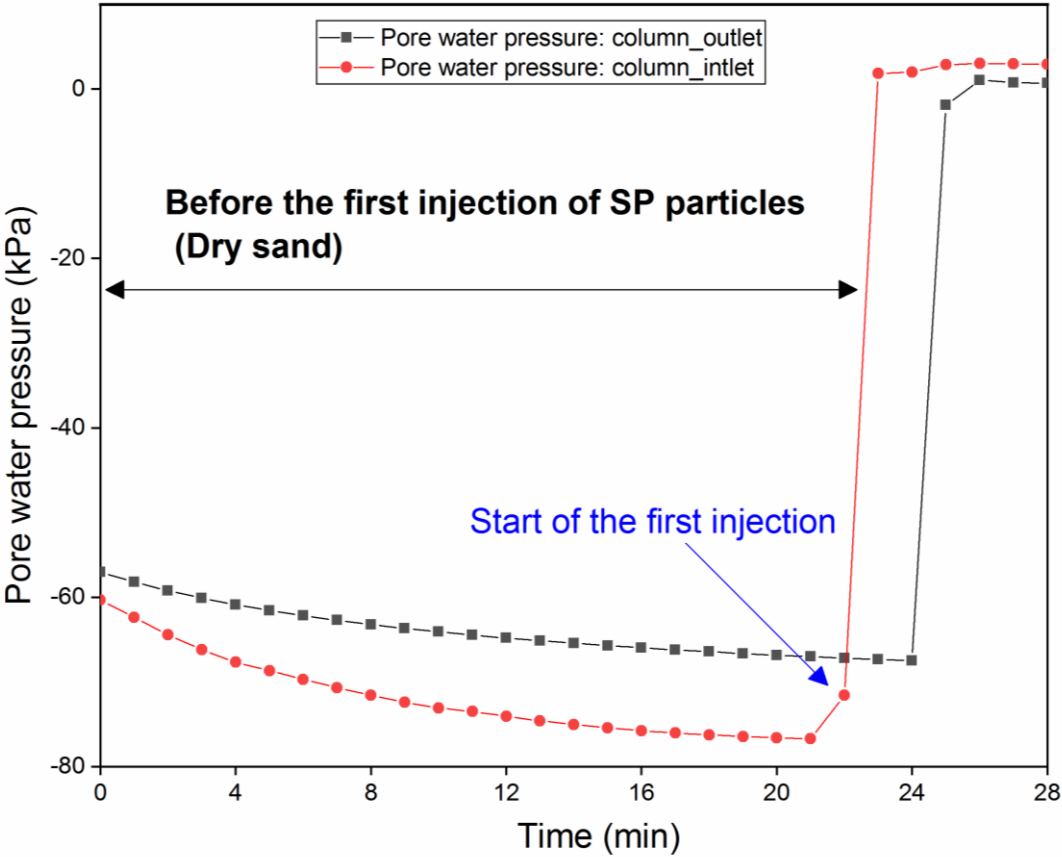


Fig. A2. Evolution of the pore water pressure for the experiment before the first injection of the suspended particles (dry sand)

Table A3. Evolution of the surface area and the crack ratio as a function of the cake's depth for different water contents

Depth (mm)	Average crack width (mm)					Crack length (mm)				
	W=52%	W=35%	W=12%	W=100% (1 day)	W=100% (15 days)	W=52%	W=35%	W=12%	W=100% (1 day)	W=100% (15 days)
1.70	0.00	0.21	0.83	--	--	0.00	9.59	20.84	37.49	39.20
2.51	0.00	0.26	0.80	0.27	0.29	0.00	10.31	30.60	46.40	43.56
3.32	0.00	0.29	0.89	0.25	0.32	0.00	10.31	32.18	64.49	40.77
4.13	0.00	0.36	0.86	0.25	0.37	0.00	9.50	36.05	66.06	40.73
4.94	0.00	0.40	1.06	0.27	0.42	0.00	10.26	42.03	79.47	38.03
5.75	0.00	0.44	1.11	0.49	0.44	0.00	10.98	22.95	78.75	28.08
6.56	0.00	0.47	1.10	0.39	0.45	0.00	12.24	22.14	40.50	28.67
7.37	0.00	0.49	1.14	0.42	0.53	0.00	12.92	24.66	42.08	29.21
8.18	0.00	0.51	1.14	0.46	0.53	0.00	13.50	24.30	39.02	26.10
8.99	0.00	0.55	1.14	0.48	0.56	0.00	14.04	25.61	36.14	26.69
9.80	0.00	0.59	0.99	0.53	0.62	0.00	14.94	26.42	32.40	27.09
10.61	0.00	0.62	1.01	0.49	0.64	0.00	15.80	31.46	30.38	26.82
11.42	0.00	0.66	1.11	0.54	0.69	0.00	15.39	33.93	35.51	47.70
12.23	0.00	0.69	1.28	0.57	0.70	0.00	15.39	32.76	78.30	47.97
13.04	0.00	0.73	1.35	0.55	0.61	0.00	15.93	23.18	67.55	41.99
13.85	0.00	0.76	1.31	0.55	0.83	0.00	16.83	23.22	56.12	36.18
14.66	0.00	0.76	1.38	0.58	0.77	0.00	16.25	24.93	55.62	30.33
15.47	0.00	0.83	1.36	0.50	0.67	0.00	16.20	23.99	50.67	36.23
16.28	0.00	0.84	1.34	0.53	0.79	0.00	17.33	25.47	54.23	34.97
17.09	0.00	0.84	1.39	0.59	0.71	0.00	18.50	24.84	48.96	31.59
17.90	0.00	0.85	1.37	0.55	0.73	0.00	18.86	22.77	50.31	27.27
18.71	0.00	0.91	1.27	0.55	0.77	0.00	18.23	23.45	35.73	25.20
19.52	0.00	0.91	1.24	0.57	0.83	0.00	18.95	26.33	33.75	25.61
20.33	0.00	1.00	1.25	0.69	0.85	0.00	18.00	28.04	46.53	23.85
21.14	0.00	1.00	1.40	0.72	0.88	0.00	19.35	28.80	47.88	36.14
21.95	0.00	1.00	1.29	0.69	0.95	0.00	20.12	26.82	52.61	33.35
22.76	0.00	1.04	1.32	0.68	0.75	0.00	18.23	28.80	43.25	25.25
23.57	0.00	1.11	1.19	0.61	0.76	0.00	18.09	26.69	40.91	23.63
24.38	0.00	1.13	1.18	0.58	0.87	0.00	17.96	28.35	44.60	24.98
25.19	0.00	1.19	1.04	0.68	0.94	0.00	18.90	32.81	44.51	23.18
26.00	0.00	1.17	0.97	0.65	0.93	0.00	20.25	37.62	55.22	36.95
26.81	0.00	1.08	0.89	0.65	1.00	0.00	20.16	36.50	57.87	46.49
27.62	0.00	1.19	0.93	0.77	0.98	0.00	17.28	42.62	58.05	45.50
28.43	0.00	1.16	0.96	0.72	0.79	0.00	18.90	42.35	53.42	44.55
29.24	0.37	0.93	1.01	0.74	0.87	3.74	34.74	54.32	62.87	46.17
30.05	0.43	0.93	1.10	0.99	1.05	6.12	41.63	57.65	65.48	44.64
30.86	0.52	0.97	1.07	1.11	1.17	15.08	36.32	53.15	72.27	45.50
31.67	0.59	0.92	1.01	0.88	1.05	16.70	41.63	50.58	69.39	45.00
32.48	0.63	0.92	0.96	0.65	1.38	9.68	41.49	47.84	56.48	34.38
33.29	0.59	0.98	1.13	0.54	0.65	14.63	43.29	49.55	52.65	31.64
34.10	0.56	1.01	1.33	0.52	0.71	23.72	43.34	49.64	47.61	38.52
34.91	0.61	0.99	1.35	0.52	0.67	28.94	52.65	42.93	51.21	37.31
35.72	0.68	1.08	1.30	0.55	0.57	31.91	47.25	40.05	58.37	42.84
36.53	0.70	1.43	1.23	0.55	0.59	34.88	20.07	41.94	62.51	44.96
37.34	0.76	1.25	1.19	0.47	0.52	37.76	23.31	41.49	34.83	23.27
38.15	0.80	1.41	1.25	0.43	0.46	39.56	19.08	23.31	35.33	20.34
38.96	0.85	1.16	1.16	0.49	0.53	43.25	22.91	16.83	18.36	13.32
39.77	0.90	1.09	1.03	0.47	0.56	43.34	25.70	12.96	18.18	13.64
40.58	1.01		1.03	0.55	0.60	16.16		14.04	24.84	12.65
41.39	1.05			0.42	0.46	15.98				
42.20	1.01			0.38	0.52	16.61				

Table A4. Evolution of the average crack width and the crack length as a function of the cake's depth for different water contents.

Depth (mm)	Specimen area (mm ²)					Crack ratio (mm ² /mm ³)				
	W=52%	W=35%	W=12%	W=100% (1 day)	W=100% (15 days)	W=52%	W=35%	W=12%	W=100% (1 day)	W=100% (15 days)
1.70	1298.75	1188.78	952.27	1154.19	1185.18	0.00	0.00	0.04	0.01	0.01
2.51	1298.38	1174.61	953.31	1155.32	1161.95	0.00	0.00	0.05	0.01	0.01
3.32	1300.10	1165.63	954.12	1155.92	1159.01	0.00	0.00	0.05	0.01	0.01
4.13	1300.97	1167.41	954.06	1155.88	1161.75	0.00	0.00	0.06	0.02	0.02
4.94	1304.00	1168.93	953.50	1137.80	1163.06	0.00	0.00	0.06	0.02	0.02
5.75	1305.98	1169.48	955.26	1136.92	1161.84	0.00	0.00	0.05	0.02	0.02
6.56	1303.52	1167.84	953.43	1139.73	1158.11	0.00	0.01	0.05	0.03	0.01
7.37	1304.26	1167.31	953.12	1136.51	1159.62	0.00	0.01	0.05	0.02	0.01
8.18	1303.59	1178.47	953.56	1134.95	1158.23	0.00	0.01	0.05	0.02	0.02
8.99	1302.64	1179.33	955.60	1135.04	1159.08	0.00	0.01	0.05	0.02	0.02
9.80	1308.24	1179.31	953.04	1131.66	1155.84	0.00	0.01	0.06	0.02	0.02
10.61	1308.03	1191.78	958.55	1132.97	1157.53	0.00	0.01	0.06	0.02	0.02
11.42	1307.64	1193.66	957.89	1133.65	1158.26	0.00	0.01	0.07	0.02	0.02
12.23	1305.68	1191.70	957.62	1135.75	1160.13	0.00	0.01	0.06	0.02	0.03
13.04	1301.99	1191.62	953.18	1135.78	1159.02	0.00	0.01	0.06	0.04	0.04
13.85	1304.40	1187.33	953.36	1135.76	1156.46	0.00	0.01	0.06	0.03	0.03
14.66	1305.07	1182.98	954.02	1143.31	1164.14	0.00	0.01	0.06	0.02	0.02
15.47	1305.58	1182.33	948.80	1139.16	1157.14	0.00	0.01	0.07	0.02	0.02
16.28	1299.09	1178.27	949.32	1138.96	1162.65	0.00	0.01	0.07	0.02	0.02
17.09	1300.03	1171.62	947.85	1136.93	1157.51	0.00	0.01	0.07	0.02	0.02
17.90	1302.05	1179.13	947.63	1135.47	1153.29	0.00	0.01	0.07	0.02	0.02
18.71	1302.43	1172.01	941.66	1136.27	1152.78	0.00	0.01	0.07	0.02	0.02
19.52	1297.93	1164.12	942.53	1134.07	1149.75	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
20.33	1297.44	1169.19	945.64	1130.02	1143.51	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
21.14	1293.93	1175.30	953.75	1132.72	1154.25	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
21.95	1292.94	1181.26	949.98	1131.64	1153.10	0.00	0.02	0.07	0.03	0.03
22.76	1297.76	1185.72	958.41	1139.50	1159.94	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
23.57	1296.55	1182.25	963.39	1142.57	1168.66	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
24.38	1295.26	1187.56	967.36	1146.13	1170.86	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
25.19	1288.84	1190.54	969.32	1148.71	1170.90	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
26.00	1287.17	1200.42	978.94	1148.66	1167.94	0.00	0.02	0.07	0.02	0.02
26.81	1288.36	1204.25	974.44	1161.54	1183.20	0.00	0.02	0.07	0.03	0.03
27.62	1332.91	1203.95	974.52	1164.05	1188.99	0.00	0.02	0.07	0.03	0.03
28.43	1335.89	1204.31	978.37	1163.05	1184.80	0.00	0.02	0.08	0.04	0.03
29.24	1337.30	1202.30	980.50	1164.22	1187.50	0.01	0.03	0.10	0.04	0.04
30.05	1339.57	1199.69	978.18	1160.26	1181.47	0.01	0.03	0.11	0.04	0.04
30.86	1330.33	1195.85	973.57	1160.50	1178.68	0.01	0.03	0.12	0.04	0.04
31.67	1325.67	1188.37	961.05	1149.04	1140.25	0.01	0.04	0.11	0.04	0.05
32.48	1310.44	1183.17	962.72	1142.75	1158.66	0.01	0.04	0.10	0.03	0.03
33.29	1299.51	1179.72	961.00	1135.57	1149.59	0.02	0.04	0.10	0.03	0.02
34.10	1291.11	1174.07	953.43	1132.06	1149.27	0.02	0.04	0.10	0.03	0.02
34.91	1289.43	1179.50	951.66	1122.02	1135.86	0.02	0.05	0.11	0.03	0.02
35.72	1286.04	1174.26	942.61	1113.79	1131.29	0.03	0.05	0.11	0.03	0.02
36.53	1278.82	1101.10	938.53	1112.98	1133.44	0.03	0.03	0.11	0.02	0.02
37.34	1276.78	1114.52	931.71	1092.04	1117.97	0.03	0.03	0.10	0.02	0.02
38.15	1276.83	1111.54	892.48	1077.13	1092.80	0.04	0.03	0.06	0.02	0.01
38.96	1259.50	1103.68	877.58	1064.15	1072.19	0.02	0.03	0.05	0.02	0.01
39.77	1245.82	1100.02	863.39	1025.25	1036.45	0.02	0.03	0.04	0.01	0.01
40.58	1250.24		852.96	1010.59	1022.75	0.02		0.04	0.01	0.01
41.39				998.71	1008.17				0.01	0.01
42.20				1128.03	1147.90				0.02	0.02
				1130.67	1150.75				0.02	0.02