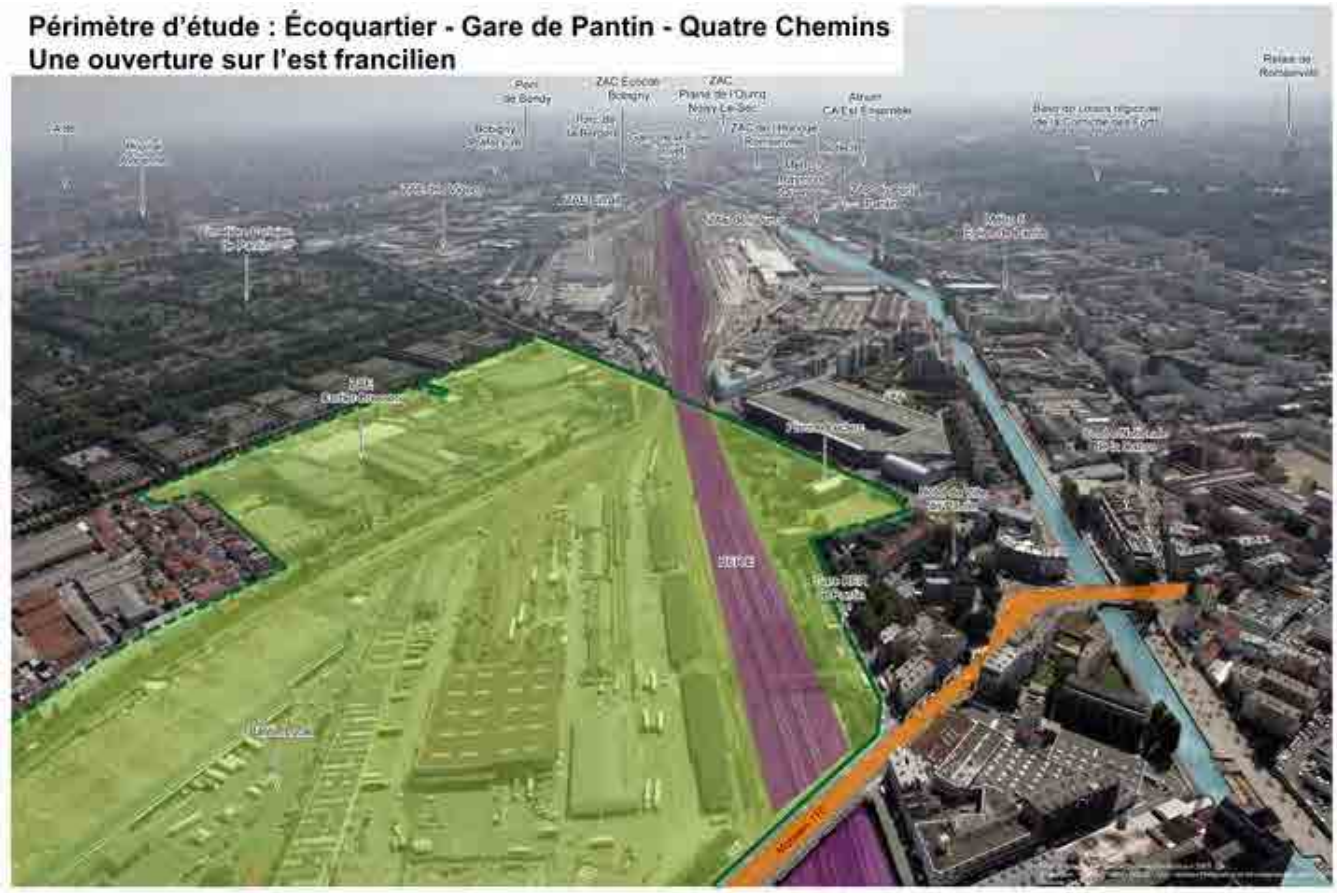
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

Cerema
CLIMAT & TERRITOIRES DE DEMAIN

RAPPORT DU PROJET DE RECHERCHE

Janvier 2022



Convention Cerema - EPT Est Ensemble

Faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales en zone d'aléa dissolution du gypse - cas de l'Ecoquartier de la Gare à Pantin

Est Ensemble Grand Paris

eau seine NORMANDIE

Rapport de recherche du Cerema

Convention Cerema - EPT Est Ensemble

Faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales en zone d'aléa dissolution du gypse - cas de l'Ecoquartier de la Gare à Pantin

Historique des versions du document

Version	Date	Commentaire
V0	04/05/2021	
V1	16/06/2021	
V2	27/09/2021	
V3	21/01/2021	

Affaire suivie par

Emmanuel DUMONT - Département Infrastructures Risques Matériaux
Tél. : +33(0)1 48 38 81 04
Courrier : **emmanuel.dumont@cerema.fr**
Site de Fontenay-sous-Bois - 58 Rue Roger Salengro – 94120 Fontenay-sous-Bois

Références
n° d'affaire : C16PR0040
Partenaire(s) : Etablissement Public Territorial Est Ensemble ; Agence de l'Eau Seine-Normandie

Rapport	Nom	Date	Visa
Établi par	P. Branchu, E. Dumont, J. Sage		
Avec la participation de	P. Guezennec, C. Kreziak, L. Meffray, C. Mingoïa, C. Payet, G. Petillon, V. Pratesi, I. Soubeyrand		
Contrôlé par	M. Perrot, E. Berthier		
Validé par	C. Maurel		

Résumé de l'étude :

La faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales vis-à-vis du risque de dissolution du gypse a été étudiée dans le cadre du projet d'Ecoquartier de la Gare à Pantin. Les travaux du projet de recherche ont consisté à quantifier le gypse réellement présent, caractériser le fonctionnement hydrogéologique de la zone et modéliser l'impact des aménagements futurs sur la recharge, en vue d'optimiser les dispositifs de gestion des eaux pluviales.

Des représentants de l'EPT Est Ensemble, de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, de la Ville de Pantin, de la Direction régionale et interdépartementale de l'environnement, de l'aménagement et des transports d'Île-de-France (DRIEAT, ex-DRIEE), du Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis (CD93), de l'Ineris, de l'Inspection Générale des Carrières (IGC), de l'Agence Régionale de Santé (ARS), du Syndicat des Eaux d'Île-de-France (SEDIF) et de la SNCF ont contribué à ce projet en participant à un comité de pilotage.

SOMMAIRE

Table des matières

1 Introduction....6
1.1 Contexte....6
1.2 Le projet d'écoquartier de la gare à Pantin....7
1.3 Programme de travail....9
2 Contextes géologique et hydrogéologique....11
2.1 Contexte géologique et formation du gypse....11
2.1.1 Contexte géographique et géologique....11
2.1.2 Géologie strucurale....12
2.1.3 Stratigraphie....13
2.1.4 Profil de Radioactivité Naturelle (RAN) de référence....15
2.1.5 Genèse du gypse....17
2.2 Contexte hydrogéologique....19
2.2.1 Description des formations aquifères....19
2.2.2 Fluctuations des niveaux piézométriques et remontées de nappe....20
2.2.3 Cartes piézométriques anciennes et modification des écoulements....22
2.3 Mouvements de terrains liés au phénomène de dissolution du gypse....25
3 Action 1 : Caractérisation géologique, hydrogéologique et géochimique du site....29
3.1 Méthodologie....29
3.1.1 Programme d'investigation in-situ....29
3.1.1.1 Campagne de reconnaissances hydrogéologiques....29
3.1.1.2 Suivi piézométrique....33
3.1.1.3 *Suivi physico-chimique*....37
3.1.1.4 Suivi des eaux d'infiltration : dispositif de plaques poreuses....41
3.1.2 Expérimentations en laboratoire....44
3.1.3 Elaboration d'un modèle géologique 3D....47
3.2 Caractérisation de la géologie du site et des propriétés du gypse....49
3.2.1 Caractérisation en laboratoire des propriétés du gypse....49
3.2.1.1 Constantes d'équilibre de solubilité....50
3.2.1.2 Cinétique de dissolution....51
3.2.2 Modélisation des épaisseurs des formations géologiques....52
3.2.3 Analyse des données relatives à la présence de gypse....57
3.2.4 Synthèse sur la présence de gypse au droit du site....64
3.3 Caractérisation hydrogéologique du site....65
3.3.1 Fluctuation des niveaux piézométriques....65
3.3.2 Propriétés hydrodynamiques des formations aquifères....70
3.3.3 Cartographie de la surface piézométrique....72
3.3.4 Faciès physico-chimiques des nappes....73
3.3.5 Synthèse sur le fonctionnement hydrogéologique....79
3.4 Caractérisation des eaux d'infiltration et des remblais....80
3.4.1 Perméabilité de la partie supérieure de la zone non saturée....80
3.4.2 Minéralisation des eaux d'infiltration en zone non-saturée....80
3.4.3 Physico-chimie des Remblais....81

4 Action 2 : Estimation de l'impact des scénarios d'aménagement sur la recharge et la dissolution du gypse....83
4.1 Démarche générale....83
4.2 Modélisation de la recharge....83
4.2.1 Objectifs....83
4.2.2 État de l'art....84
4.2.3 Méthodologie....85
4.2.3.1 Cadre de modélisation....85
4.2.3.2 Définition des scénarios de modélisation....97
4.2.3.3 Possibilité d'évaluation du modèle à l'état initial....107
4.2.4 Résultats....107
4.2.4.1 État initial....107
4.2.4.2 État aménagé avec gestion centralisée des eaux pluviales....111
4.2.4.3 État aménagé avec gestion diffuse des eaux pluviales....115
4.2.5 Synthèse et discussion....120
4.2.5.1 Impact de l'aménagement sur la recharge....120
4.2.5.2 Implications pour la gestion des eaux pluviales....121
4.2.5.3 Limites méthodologiques....122
4.3 Impact de l'infiltration sur les eaux souterraines....123
4.3.1 Objectifs....123
4.3.2 Méthodologie....123
4.3.2.1 Domaine de modélisation....123
4.3.2.2 Géométrie du modèle....125
4.3.2.3 Propriétés hydrodynamiques....128
4.3.2.4 Conditions aux limites....129
4.3.2.5 Calage du modèle....130
4.3.2.6 Tests de sensibilité....135
4.3.2.7 Modélisation des scénarios....137
4.3.3 Résultats....138
4.3.3.1 *Etat initial*....139
4.3.3.2 Sensibilité du modèle....142
4.3.3.3 Etat pré-aménagement : profil espace-vert....144
4.3.3.4 État aménagé avec gestion centralisée des eaux pluviales....147
4.3.3.5 État aménagé avec gestion diffuse des eaux pluviales....150
4.3.3.6 Impact d'une discontinuité (type fontis)....153
4.3.4 Synthèse et discussion....156
4.3.4.1 Impact de l'aménagement sur les équilibres physico-chimiques....156
4.3.4.2 Implication pour la gestion des eaux pluviales....157
4.3.4.3 Limites méthodologiques....158
5 Conclusion....160
5.1 Synthèse....160
5.2 Perspectives....161
Références bibliographiques....163
Annexes....167
Annexe 1 – Calibration des sondes de conductivité....167

Annexe 2 – Profils de conductivité dans les piézomètres.....168
Annexe 3 – Chroniques piézométriques.....171
Annexe 4 – Profils géologiques.....179
Annexe 5 – Analyse du gypse mentionné dans les sondages carottés.....181
Annexe 6 – Description du modèle URBS.....187
Annexe 7 – Relation de Brooks et Corey.....188
Annexe 8 – Évaluation du modèle I2RS – résultats additionnels.....189
Annexe 9 – Variabilité temporelle de la recharge et possibilité d'évaluation du modèle.....190
Annexe 10 – Incidence de l'hypothèse d'une répartition diffuse des flux d'eau dans les ouvrages…194
Annexe 11 – Résultats des tests de sensibilité du modèle hydrogéologique.....195
Annexe 12 – Résultats modélisations hydrogéologiques avec prise en compte d'une discontinuité de type fontis.....202

1 Introduction

1.1 Contexte

Avec l'insuffisance des systèmes d'assainissement traditionnels, les dernières décennies ont vu s'accélérer le développement d'une gestion des eaux pluviales « alternative au réseau », via des dispositifs ou aménagements à ciel ouvert et intégrés à l'espace urbain. De telles solutions peuvent contribuer à limiter les volumes de ruissellement dirigés vers les réseaux en favorisant les processus d'infiltration et (dans une moindre mesure) d'évapotranspiration. Aujourd'hui, le recours à des ouvrages ou aménagements permettant une infiltration « à la source » des eaux pluviales est donc largement encouragé. L'infiltration des pluies courantes (contribuant à la majorité du volume annuel de ruissellement) est en particulier envisagée comme une approche à privilégier pour une maîtrise des flux d'eau et des polluants associés en amont des réseaux.

Cependant, diverses contraintes sont susceptibles d'empêcher ou de limiter la mise en œuvre de dispositifs d'infiltration des eaux pluviales. Ainsi, le risque de dissolution du gypse présent dans le sous-sol constitue dans de nombreuses zones d'Île-de-France un obstacle récurrent à l'infiltration des eaux pluviales. Le gypse est une roche composée de sulfate de calcium hydraté ($CaSO_4$, $2H_2O$), caractérisée par une forte solubilité, et qui est utilisée pour la production de plâtre. Les territoires dont le sous-sol renferme du gypse peuvent être soumis au risque de mouvement de terrain en raison de la présence de cavités anthropiques (anciennes carrières pour la production de plâtre) ou de phénomènes de dissolution du gypse, qui peuvent provoquer la destructuration du sous-sol, voire la création de cavités naturelles.

En Île-de-France, les enjeux d'aménagement du territoire ont poussé de nombreux auteurs à s'intéresser, depuis longtemps, à la problématique des mouvements de terrain liés à la dissolution du gypse. Une bibliographie importante a donc été produite, traitant des aspects géologiques (Toulemont, 1987 ; Robelin et al., 2014) et plus rarement hydrogéologiques et hydrochimiques (Toulemont, 1981 ; Thierry et al. 2009 ; Charmoille, 2011) de cette problématique. Depuis une dizaine d'années, l'Ineris et le Cerema ont réalisé un certain nombre de travaux sur cette thématique, qui ont abouti, en 2018, à la publication commune Ineris-Cerema d'un guide de recommandations sur la méthode d'évaluation des aléas mouvements de terrain en contexte de dissolution du gypse (Charmoille et al., 2019). Ce guide met l'accent sur l'importance de prendre en compte le contexte hydrogéologique dans l'appréciation des contextes de dissolution lorsque l'on souhaite évaluer l'aléa de manière fine et proportionnée. Par ailleurs, dans le cadre d'un partenariat de recherche et développement avec la Société du Grand Paris, le Cerema et l'Ineris ont poursuivi leurs travaux sur les processus de dissolution du gypse et les mouvements de terrain associés, en prenant comme cas d'étude la Plaine de France, traversée par les lignes 15 Est et 16 du Grand Paris Express (Charmoille et al., 2021). Ces travaux ont été menés à différentes échelles (laboratoire, zone d'étude resserrée sur la commune de Sevran, et zone d'étude élargie sur la Plaine de France).

Bien que la compréhension des phénomènes de dissolution du gypse ait significativement progressé ces dernières années, l'incidence réelle de l'infiltration des eaux pluviales sur la dissolution du gypse reste mal caractérisée. Les collectivités ou les services de l'Etat se retrouvent ainsi dans des situations complexes, pouvant « opposer » les acteurs de la prévention des risques et ceux de la gestion de l'eau. Face à cet antagonisme entre deux objectifs de « politique publique », il est apparu nécessaire de lancer des actions pour mener une politique de gestion des eaux pluviales ambitieuse tout en garantissant une juste prévention des risques.

L'Établissement Public Territorial Est Ensemble et le Cerema ont ainsi signé une convention de partenariat de recherche et d'échanges de données, subventionnée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie, dont l'objectif est d'étudier la faisabilité d'une politique d'infiltration des eaux pluviales urbaines dans des contextes hydrogéologiques sensibles, en particulier vis-à-vis du risque de dissolution du gypse. Le présent document fait la synthèse de ces travaux. En parallèle, la DRIEE a

créé avec le Cerema en 2016 un groupe de travail sur l'infiltration des eaux pluviales en zone gypseuse, réunissant des services de l'Etat (DRIEE), des collectivités (Ville de Paris, Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis, EPT Est Ensemble), ainsi que des établissements publics spécialisés dans les risques naturels et anthropiques (Cerema et Ineris).

Les travaux de recherche de la convention Cerema - Est Ensemble ont pour objectif de répondre aux questionnements suivants :

- comment améliorer les méthodes et les pratiques pour caractériser de façon fine les épaisseurs de gypse réellement présentes et évaluer la prédisposition d'un site aux phénomènes de dissolution ?

- quel va être l'impact d'une politique d'infiltration des eaux pluviales sur la recharge des nappes, et par extension, comment cela va-t-il modifier les équilibres physico-chimiques et ainsi potentiellement affecter les risques de dissolution du gypse ?

- comment adapter la gestion des eaux et assurer l'objectif d'abattement des pluies courantes dans des contextes hydrogéologiques sensibles?

Le projet d'aménagement de la ZAC Écoquartier de la gare à Pantin a été choisi comme cas d'étude.

1.2 Le projet d'écoquartier de la gare à Pantin

Le territoire de l'Établissement Public Territorial Est Ensemble est soumis à de multiples contraintes, telles que le risque de dissolution du gypse, mais aussi la présence d'anciennes carrières, le risque de retrait gonflement des argiles, des nappes phréatiques peu profondes, des zones de fortes pentes, ou encore la présence de sites et sols pollués, qui constituent autant de frein à l'infiltration des eaux pluviales. Ainsi, une proportion importante du territoire est considérée dans le Règlement Départemental d'Assainissement comme des zones où l'infiltration superficielle (Figure 1) et/ou l'injection profonde (Figure 2) sont proscrites.

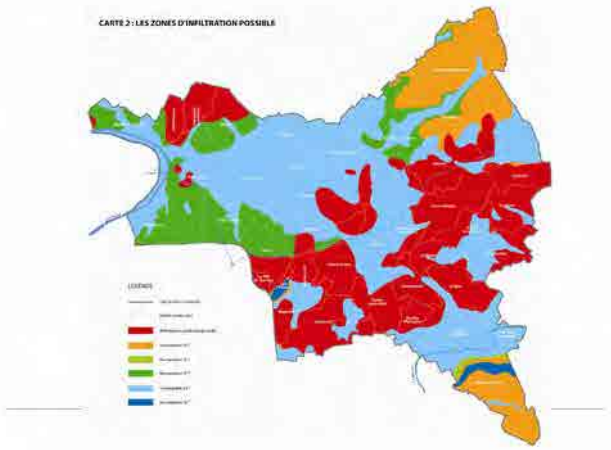


Figure 1: Carte des zones d'infiltration possibles

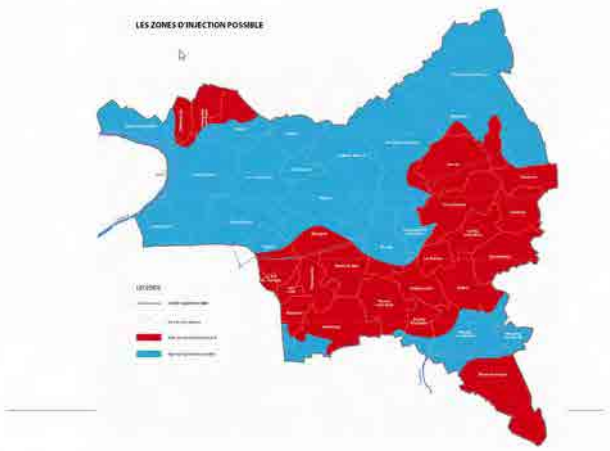


Figure 2: Carte des zones d'injection possibles

Le risque de dissolution du gypse est l'une des contraintes les plus souvent invoquées par les aménageurs et leurs bureaux d'étude pour écarter l'infiltration des eaux pluviales, et cela même en dehors des zones où l'infiltration superficielle est proscrite dans le Règlement Départemental d'Assainissement. En effet, plusieurs communes d'Est Ensemble ont fait l'objet de Plans de Prévention des Risques (Montreuil) – ou de périmètres de risques liés à la dissolution du gypse (Bobigny, Noisy-Le-Sec, Pantin), qui ont valeur de PPR conformément à l'ancien article R. 111-3 du code de l'urbanisme. Ainsi, l'existence sur une commune d'un périmètre de risques liés à la dissolution du gypse est souvent invoquée pour écarter de facto l'infiltration des eaux pluviales, sans

qu'il y ait de réel travail pour estimer le risque associé, comme cela peut être illustré par le projet d' « Ecoquartier de la gare » à Pantin.

L'« Écoquartier de la gare » à Pantin (93) est une zone d'aménagement située aux portes de Paris. Le périmètre de la future ZAC s'étend sur 45,2 hectares, représentant 9% du territoire de la Ville de Pantin. Le site se trouve à la jonction de cinq pièces urbaines : le quartier des Quatre-Chemins, le quartier Mairie-Ourcq et les zones d'activités économiques Cartier-Bresson, Citrail et Ourcq. Le principal secteur à aménager, dit secteur « central », est majoritairement composé d'emprises de RFF et de la SNCF. On y trouve un important faisceau ferroviaire ainsi qu'une gare de marchandise, comportant de nombreux entrepôts.

Figure 3: Plan d'implantation (Dossier de création de la ZAC)

Figure 4: Le périmètre d'étude Ecoquartier Gare de Pantin –Quatre Chemin, vue aérienne en direction de l'Est (Dossier de création de la ZAC)

En 2013, lors de l'élaboration du dossier de création de la ZAC, Est Ensemble et la Ville de Pantin affichent leur volonté de mener un projet exemplaire, avec un engagement fort en matière de développement durable. La ZAC doit comprendre une forte proportion d'espaces verts et l'objectif visé initialement pour la gestion des eaux pluviales sur la ZAC est le « zéro rejet », c'est-à-dire la gestion à la source de la totalité des eaux pluviales, en priorité par infiltration. Il est ainsi prévu de rediriger les eaux pluviales des espaces publics et des espaces privés (sur lesquels une gestion des pluies courantes est également effectuée) vers un bassin d'infiltration situé dans un espace vert au centre de la ZAC (Figure 5).

Figure 5 : Plan guide de l' « Ecoquartier de la gare » à Pantin (Source : TGT-FP 2019)

Les premières études opérationnelles ont toutefois montré que le site du projet était susceptible d'être concerné par des risques de dissolution du gypse, remettant en cause le principe de l'infiltration. Bien que situé dans une zone où l'infiltration superficielle et l'injection profonde sont autorisées selon le Règlement Département d'Assainissement, l'Écoquartier se trouve également dans un périmètre de risque lié à la dissolution du gypse antéludien.

Une telle préconisation, qui suit la logique du principe de précaution, se retrouve régulièrement sur le territoire d'Est Ensemble. Elle constitue un vrai frein à une politique d'infiltration des eaux pluviales, alors que c'est généralement le manque de connaissances et d'informations précises sur la présence de gypse et l'hydrogéologie qui bloquent les projets d'infiltration, plus qu'une réelle incompatibilité technique. Le site de l'Écoquartier de la Gare a donc été choisi pour servir de cas d'étude afin d'élaborer des outils permettant d'améliorer la gestion du risque de dissolution du gypse sur l'ensemble du territoire.

1.3 Programme de travail

Le programme de travail s'est décomposé en trois actions principales :

- Action 1 : Caractérisation géologique, hydrogéologique et géochimique du site
- Action 2 : Estimation de l'impact des scénarios d'aménagement sur la recharge et la dissolution du gypse
- Action 3 : Faisabilité de l'infiltration des EP pour des opérations en cours

La structure du présent reprend ce programme de travail.

Après un rappel des contextes géologique et hydrogéologique, ainsi que du phénomène de dissolution du gypse (chapitre 2), le chapitre 3 est consacré à la caractérisation fine de la géologie ainsi que des fonctionnements hydrogéologiques et géochimiques du site. Cette caractérisation s'est appuyée sur une analyse critique des données géologiques disponibles, un programme de suivi hydrogéologique et géochimique, ainsi que des expérimentations en laboratoire sur des échantillons de gypse. Un suivi en continu des niveaux de nappe et de la conductivité, complété par des prélèvements d'eau mensuels, a notamment été mis en place dans huit piézomètres. Un dispositif de plaques poreuses destiné à recueillir les eaux d'infiltration a également été installé afin d'étudier, d'un point de vue quantitatif et qualitatif, les eaux pluviales percolant à travers des sols en place représentatifs de la zone urbaine.

Les données recueillies ont par la suite été utilisées pour des travaux de modélisation numérique, visant à étudier les impacts du projet d'aménagement sur la recharge (simulation des écoulements dans la zone non-saturée), ainsi que sur les écoulements souterrains et les équilibres physico-chimiques (simulation des écoulements et du transport conservatif dans la zone saturée). Deux scénarios d'aménagement, l'un basé sur une infiltration diffuse et l'autre sur une infiltration concentrée, ont ainsi pu être comparés à la situation actuelle, avant aménagement. Ces travaux font l'objet du chapitre 4.

Les enseignements tirés de ces différents travaux ont par ailleurs été appliqués à deux projets d'aménagement pour y étudier la faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales. Il s'agit des espaces publics entourant le futur collège Jean Lolive, situé rue Cartier Bresson, et du projet de construction d'un nouveau conservatoire et l'extension de la piscine Leclerc, situé avenue du Général Leclerc. Le Cerema a également été sollicité par Est Ensemble lors de l'enquête publique relative à la délimitation des périmètres de protection des captages de l'usine de production d'eau potable de Pantin et, aux prescriptions associées à ces périmètres. Ces avis ont fait l'objet de livrables séparés, et ne sont pas évoqués dans le présent rapport.

Un comité de pilotage a été mis en place pour suivre les travaux de la convention. Outre des représentants de l'EPT Est Ensemble et du Cerema, ce comité de pilotage comprend des membres de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, de la Ville de Pantin, de la Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie (DRIEE), du Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis (CD93), de l'Ineris, de l'Inspection Générale des Carrières (IGC), de l'Agence Régionale de Santé (ARS), du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France (SEDIF) et de la SNCF.

Le comité de pilotage s'est réuni à quatre reprises : le 20 février 2017, le 12 juin 2018, le 7 octobre 2019 et le 13 octobre 2020.

2 Contextes géologique et hydrogéologique

2.1 Contexte géologique et formation du gypse

2.1.1 Contexte géographique et géologique

La commune de Pantin se situe en Seine-Saint-Denis, au nord-est de Paris. Le territoire communal, compris entre 112 et 41 m NGF se décompose en deux zones bien distinctes, dont la séparation correspond approximativement au tracé de la RN3 : au sud le versant nord du Plateau de Romainville et au nord la Plaine de France (Figure 6).

La Plaine de France englobe une grande partie du département de Seine-Saint-Denis, et elle appartient entièrement au bassin versant de la Seine en rive droite. Cette plaine est entourée de nombreuses buttes-témoin, vestiges de l'intense érosion fluviatile, éolienne et glaciaire depuis la fin de l'Ere Tertiaire. Les anciens rus qui parcouraient autrefois la plaine sont de nos jours en grande partie recouverts et canalisés. Il existe en revanche plusieurs canaux, dont le canal de l'Ourcq qui traverse la ville de Pantin.

Le plateau de Romainville est une butte témoin qui culmine à environ 127 m NGF. La quasi-totalité des formations tertiaires, qui se sont mises en place à la suite de transgressions et de régressions marines, est représentée. En partie supérieure, on y trouve une succession de formations perméables et imperméables : Sables de Fontainebleau, Marnes à Huîtres, Calcaire de Brie, Argiles Vertes, Marnes Supragypseuses. Les formations argileuses et marneuses ont protégé de la dissolution les formations gypseuses sous-jacentes (Masses et Marnes du Gypse), en retenant les eaux d'infiltration. Dans les versants, les Masses-et-Marnes du Gypse affleurent, et ont été exploitées pour la production de plâtre.

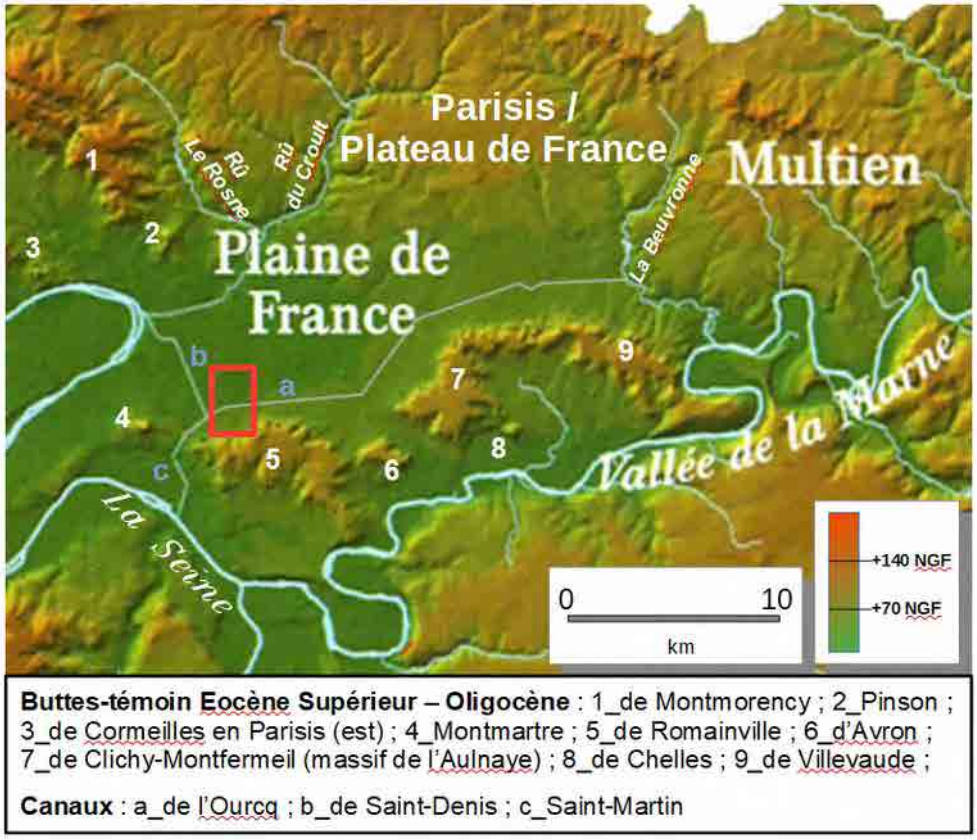


Figure 6: Carte altimétrique centrée sur la petite couronne au NE de Paris localisant la zone d'étude (rectangle rouge) (Cerema, d'après MNT Atlas rural et agricole IDF, 2004)

L'Ecoquartier de la gare se situe dans la plaine, au nord du canal de l'Ourcq. Les Masses-et-Marnes du Gypse ont été érodées, et seul subsiste un reliquat de cette formation, appelé Marnes Infragypseuses, sous une importante épaisseur de remblais. Le log stratigraphique au droit du site est représenté sur la Figure 7 au côté d'un extrait de la carte géologique de Paris. Les formations géologiques présentes au droit du site font l'objet d'une description détaillée par la suite (partie 2.1.3). Parmi ces formations, quatre d'entre elles sont susceptibles de contenir du gypse : Les Marnes Infragypseuses, le Marno-Calcaire de Saint-Ouen (Bartonien), les Sables de Beauchamp (Bartonien) et les Marnes et Caillasses (Lutétien).

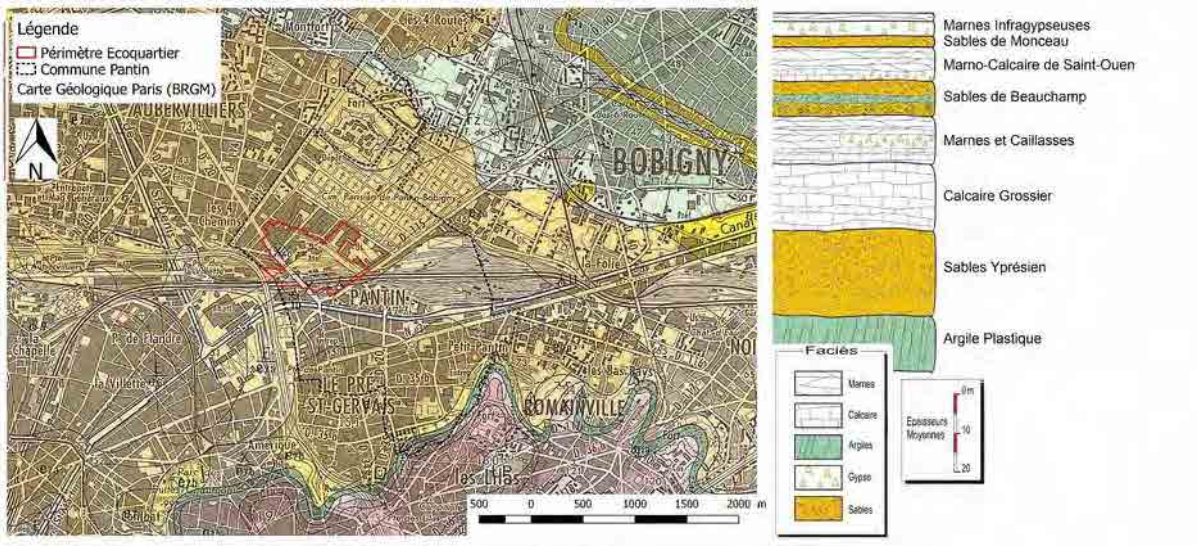


Figure 7: Localisation du site (en rouge) sur fond de carte géologique (Feuille de Paris, BRGM) à gauche. Log stratigraphique au droit du site à droite (d'après Fouché et al., 2007)

2.1.2 Géologie strucurale

Au tertiaire, le bassin parisien s'est comporté comme un golfe peu profond, bordé par un arrière-pays plat, où de faibles variations du niveau de la mer pouvait provoquer des mouvements transgressifs et régressifs sur de grandes étendues. Le dépôt des couches sédimentaires n'était cependant pas uniforme et dépendait aussi des mouvements tectoniques (Caron, 1976).

La flexuration du bassin de Paris au Tertiaire est la conséquence des orogénèses pyrénéenne puis alpine. Elle s'enregistre par la mise en place d'une succession d'anticlinaux et synclinaux d'orientation E-W et SE-NW (Guillocheau et al., 2000 ; Briais, 2015). L'anticlinal de Meudon et le synclinal de la Seine sont des structures associées à cette phase de déformation (Figure 8). Ces structures expriment clairement leur mise en place synsédimentaire du Lutétien au Ludien par la juxtaposition de fosses sédimentaires le long des synclinaux et des diminutions d'épaisseur couplées à des variations de faciès en crête des anticlinaux (Brisebarre, 2010).

Une interprétation tridimensionnelle des données géologiques sur le plateau de Romainville a également révélé la présence d'une ride anticlinale (structure en voûte) à l'axe de cette butte et à l'aplomb de la ligne de crête.

Dans la zone d'étude, la présence de ces différentes structures tectoniques se traduit par de légers pendages des couches géologiques, ainsi que des variations d'épaisseur et des changements de faciès, comme, par exemple, la présence ou non de gypse dans certaines formations.

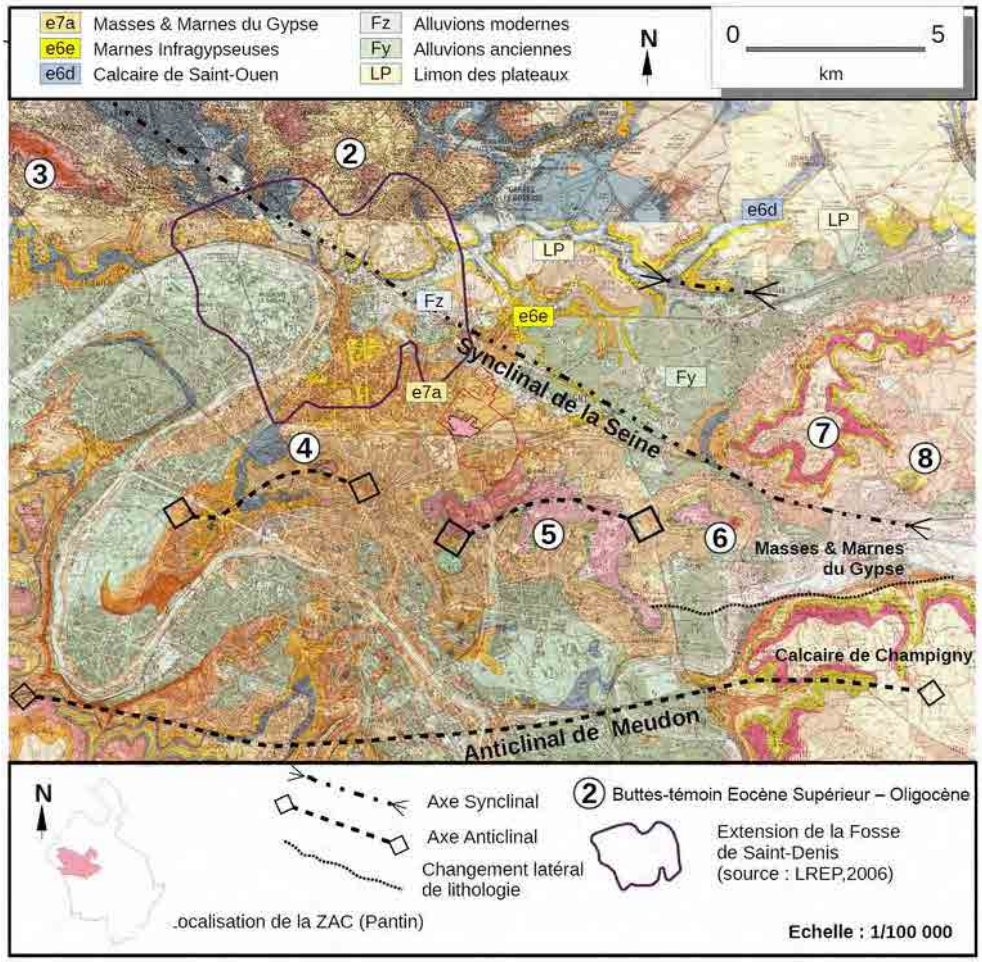


Figure 8: Carte géologique englobant la zone d'étude (Ecoquartier en rose, et limites de la commune de Pantin en rouge). Numérotation des buttes-témoin selon la Figure 6 (source : BRGM, cartes géologiques 1/50000 n° 153, 154, 183 & 184)

2.1.3 Stratigraphie

Au niveau de l'Ecoquartier, les Masses-et-Marnes du Gypse ont été presque entièrement érodés, laissant place à un reliquat de cette formation ou directement aux Marnes Infra-Gypseuses.

Les formations géologiques suivantes sont rencontrées :

- Les **Marnes Infra-Gypseuses (e7a_Bartonien Supérieur)** :

Elles constituent le faciès d'altération des Masses et Marnes du Gypse du Ludien, depuis les Marnes à Lucines (mur de la Deuxième Masse de Gypse) jusqu'au mur de la Quatrième Masse de Gypse. Les Masses et Marnes du Gypse disparaissent au nord de la butte de Romainville, et les Marnes Infra-Gypseuses se retrouvent au niveau de la plaine, érodées, intercalées entre un recouvrement superficiel et la couche de terrain en place qu'elles supplantent. Sous l'action des précipitations, de phénomènes de cryoturbation et d'érosion par le réseau hydrographique, les masses gypseuses ont été dissoutes, la formation résiduelle étant essentiellement constituée d'une marne argileuse intercalée de lits d'argile et contenant des rognons calcaires parfois siliceux. A la faveur des ondulations des niveaux calcaires sous-jacents, des sur-épaisseurs des Marnes Infragypseuses peuvent être rencontrées, et l'on peut y trouver du gypse préservé de la dissolution.

- Les **Sables Verts de Monceau (e6e_Bartonien Inférieur)** :

Les anciennes descriptions géologiques affublent ces terrains du nom de Sables Infra-Gypseux, par le fait qu'ils sont recouverts par la Quatrième et dernière Masse de Gypse.

Ce sont des sables à granulométrie moyenne de couleur beige verdâtre à kaki. En local, le faciès peut être marneux verdâtre de consistance molle, et il est fréquent de trouver à la base un lit d'argile pâteuse à compacte d'un vert moyen à foncé. La présence de gypse est rare dans cette couche

- Le **Marno-Calcaire de Saint-Ouen (e6d_Bartonien inférieur)** :

Largement répandue en Ile-de-France, et particulièrement sous le territoire de la Seine-Saint-Denis, cette formation est constituée d'une alternance de marnes et de calcaires ou s'intercalent des niveaux d'argile magnésienne. Elle est subdivisée en trois niveaux successifs (Saint-Ouen Supérieur, Moyen et Inférieur), et l'on peut y rattacher l'Horizon de Mortefontaine et le Calcaire de Ducy.

a) Le Saint-Ouen Supérieur débute par une passée d'argile brune molle appelée sépiolite, suivi d'un banc de calcaire lacustre assez dur beige rosâtre appelée la couronne. Il est ensuite constitué de plusieurs mètres de marne blanc-rosée pâteuse à molle avec quelques petits bancs de calcaire lacustre beige tendre.

b) Le Saint-Ouen Moyen, d'une épaisseur moyenne de 1 à 2 m, est un marno-calcaire de couleur plus beige saumoné foncé, encadré et veiné de lits d'argile brune feuilletée.

c) Le Saint-Ouen Inférieur est un marno-calcaire crème saumoné qui s'enrichit de bancs de calcaire de plus en plus siliceux et durs, en s'approchant de la base. Des occurrences gypseuses sont parfois notables à la base du Saint-Ouen, quand les conditions de dépôt en environnement lagunaire étaient ponctuellement réunies.

La partie basale du Marno-calcaire de Saint-Ouen est représenté tout d'abord localement par un calcaire gréseux lenticulaire (**Horizon de Mortefontaine (e6c)**, 0-1m d'épaisseur) beige-saumoné grisâtre avec présence de fossiles coquilliers blanchâtres et drapé en toit et mur par un lit d'argile brune feuilletée. Elle se poursuit par le **Calcaire de Ducy (e6b)** qui est un niveau calcaire siliceux gris saumoné très dur, fossilifère et parfois substitué par une marne crème molle. Cet horizon correspond à la base du Saint-Ouen au sens large. Il comporte des minéralisations de strontianite (sels de radium) sous forme de mouchetures verdâtres entourées d'une auréole plus noircie, qui produisent un pic caractéristique de radioactivité (Figure 9). Il est aussi susceptible de renfermer du gypse saccharoïde fortement altéré du fait du caractère aquifère de la formation.

- Les **Sables de Beauchamp (e6a_Bartonien inférieur)** :

Une couche lenticulaire et peu épaisse (Les Sables d'Ezanville) est parfois reconnue au toit de la formation. La lithologie est celle d'un sable très fin incohérent, jaune à blond, très clair, comportant des bancs de grès fossilifères. Un lit gypseux est occasionnellement observé. A la base, une passée argileuse beige verdâtre compacte la sépare des Sables de Beauchamp au sens strict, qui est une couche de terrain séparée en trois parties distinctes, avec de haut en bas :

a) Les Sables de Beauchamp Supérieurs constitués de sables fins à moyens plus ou moins argileux, de couleur gris-bleu, meubles à incohérents.

b) Les Sables de Beauchamp Médians constitués d'argile légèrement sableuse, bleue à verdâtre pâteuse, cohérente, pouvant comporter au milieu des traces de gypse finement cristallisé en fer de lance. Le gypse en chevrons, protégé par le niveau argileux imperméable, ne montre habituellement pas de signe d'altération.

c) Les Sables de Beauchamp Inférieurs constitués de sable quartzeux assez grossier de couleur gris-verdâtre et comportant de nombreux bancs de grès grossier ou bancs de sable en voie de grésification.

- Les **Marnes et Caillasses (e5d_Lutétien Supérieur)** :

La formation est annoncée par un lit d'argile brune feuilletée puis s'ensuit une alternance de bancs de marne blanc-crème molle à compacte intercalée avec des bancs de calcaire lacustre et lagunaire beige assez durs et de calcaire siliceux (caillasse) gris-beige très dur. Quelques passées de silice noirâtre dure sont observables, ainsi que de calcite cristallisée blanc-rosée.

Le faciès marno-calcaire, intercalé d'argile magnésienne feuilletée, est le faciès le plus répandu et généralement unique lorsque l'épaisseur totale de la formation reste limitée à une douzaine de mètres. Au-dessus de cette épaisseur, des bancs de gypse albastroïde d'un blanc laiteux, de quelques centimètres à quelques mètres d'épaisseur, alternent avec des bancs marneux.

A la base, un ou deux bancs de calcaire siliceux beige-rosé très dur et fossilifère (« rochettes »), séparés par des lits de marne blanche à blocs calcaires et d'argile brune sont observables, annonçant la couche inférieure du Calcaire Grossier.

- Le **Calcaire Grossier (e5c_Lutétien Supérieur à Inférieur)** :

Il s'agit d'une manière générale d'une succession rocheuse constituée de bancs massifs montrant une alternance de niveaux indurés et tendres et reposant à sa base sur un niveau sableux grossier. Le caractère marquant est l'abondance de fossiles marins et de coquillages. Le faciès principal est un calcaire gréseux beige, parfois gris-verdâtre, tantôt oxydé rouille.

La formation est subdivisée en trois parties :

a) Le Calcaire Grossier Supérieur (Lutétien Supérieur) est marqué par une superposition de bancs d'épaisseur métrique et parfois moindre, constitué en premier lieu par le « banc de Roche », gréseux et fossilifère, puis de calcaire soit sableux gris-beige, soit à pâte fine gris-verdâtre. Le « Banc Vert » et le « Banc Royal » des carriers se retrouvent à la base de cette première partie.

b) Le Calcaire Grossier Moyen (Lutétien Inférieur) est constitué de bancs pluri-métriques de calcaire tendre gris beige à oxydé, toujours fossilifère.

c) Le Calcaire Grossier Inférieur (Lutétien Inférieur) se caractérise par des bancs de 1 à 3 m d'un calcaire de plus en plus glauconieux vers le bas, de couleur grise, oxydé et piqueté de points verdâtres de glauconie. La consistance est tendre à friable. Vers la base, des lits de sable glauconieux beige grisâtre à kaki verdâtre avec galets de silex sont visibles.

- **Formations de l'Yprésien :**

Il s'agit de formations majoritairement sableuses, où l'on peut distinguer du haut vers le bas : les Sables de Cuise, les Sables du Soissonnais, les Fausses Glaisses et les Argiles Plastiques.

L'Argile de Laon peut être rencontrée en partie supérieure de ces formations, sous le Calcaire Grossier, mais elle n'est pas toujours présente. Elle se présente sous la forme de lentilles d'argile noirâtre compacte à raide très pauvre en fossiles.

Les Sables de Cuise sont fins, propres, quartzeux, glauconieux, bien classés et souvent fossilifères. Ils peuvent être localement mélangés à des sables argileux verdâtres à smectites. Les Sables du Soissonnais sont constitués d'une couche épaisse de sable quartzeux gris moyen incohérents, meubles, et montrant quelques lamines d'argile noire, parfois brune dans la masse. A l'approche de la couche sous-jacente des Fausses Glaises, la présence d'argile sableuse se fait sentir.

Les Argiles Plastiques sont quant à elles l'une des rares formations du tertiaire réellement imperméable, au même titre que les Argiles Vertes.

2.1.4 Profil de Radioactivité Naturelle (RAN) de référence

La diagraphie de radioactivité naturelle (RAN ou γ ray) est une technique de diagraphie utilisée en sondage pour mesurer les contrastes de radioactivité naturelle des matériaux. Les roches sont en effet naturellement plus ou moins radioactives, les argiles constituant les matériaux courants les plus

radioactifs, alors que le gypse est très peu radioactif. Il est ainsi possible d'associer des signatures de radioactivité aux différentes séries sédimentaires, et d'identifier les limites stratigraphiques grâce à la réalisation de tels profils. Ces mesures sont également utilisées pour identifier la présence de gypse. La figure 9 présente un profil de RAN réalisé dans un sondage carotté à Sevran, dans le cadre des travaux du Grand Paris Express (Charmoille et al., 2021), et qui peut être considéré comme représentatif de la série stratigraphique la Plaine de France.

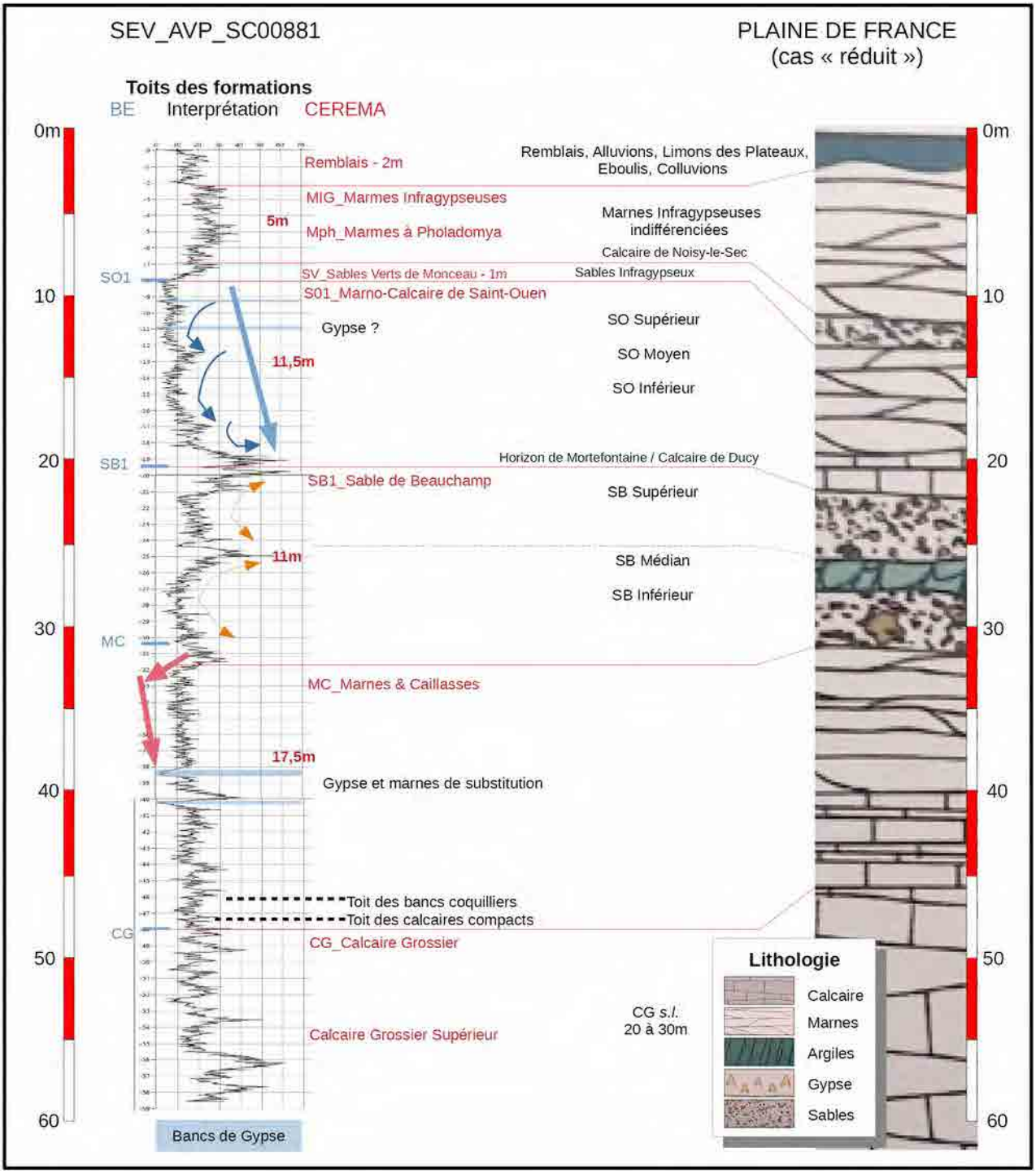


Figure 9 : Profil RAN de référence réalisé dans un sondage carotté de Sevran (Source : Cerema d'après les données de la société du Grand Paris Express)

On notera que la formation du Calcaire de Saint-Ouen est globalement peu radioactive, sans que cela signifie pour autant que du gypse soit présent.

2.1.5 Genèse du gypse

Les formations éocènes de la région parisienne renferment d'importantes quantités de gypse réparties sous la forme de masses épaisses et régulières dans le Ludien, mais aussi en interstrates lenticulaires de taille plus réduite dans les dépôts lagunaires du Lutétien supérieur (Marnes et Caillasses) et du Bartonien inférieur (Calcaire de Saint-Ouen et Sables de Beauchamp) (Toulemont, 1970). Le territoire d'Est Ensemble est concerné par ces deux épisodes évaporitiques.

Le gypse ludien essentiellement saccharoïde est associé à des phases sédimentaires évaporitiques en milieu strictement lagunaire (LREP, 2006). Les niveaux évaporitiques lutétiens sont constitués principalement de gypse albastroïde déposé dans un environnement laguno-lacustre. Tous ces niveaux gypseux résultent de l'accumulation et de l'évaporation de saumures concentrées en sulfate de calcium (Toulemont 1987).

Les apports en sulfate de calcium sont fréquemment puisés dans le réservoir marin (Figure 10). L'alternance des phases d'ennoiement et d'évaporation en conditions arides conduit à la mise en place de plusieurs bancs de gypse superposés dans les zones où l'espace disponible à la sédimentation augmente (zones subsidentes ; Figure 10). Il est néanmoins connu que le gypse peut aussi précipiter à partir d'une eau continentale séléniteuse (Fontes, 1982). Toulemont (1987) proposait d'ailleurs une origine continentale du gypse lutétien par des mesures du rapport isotopique du soufre.

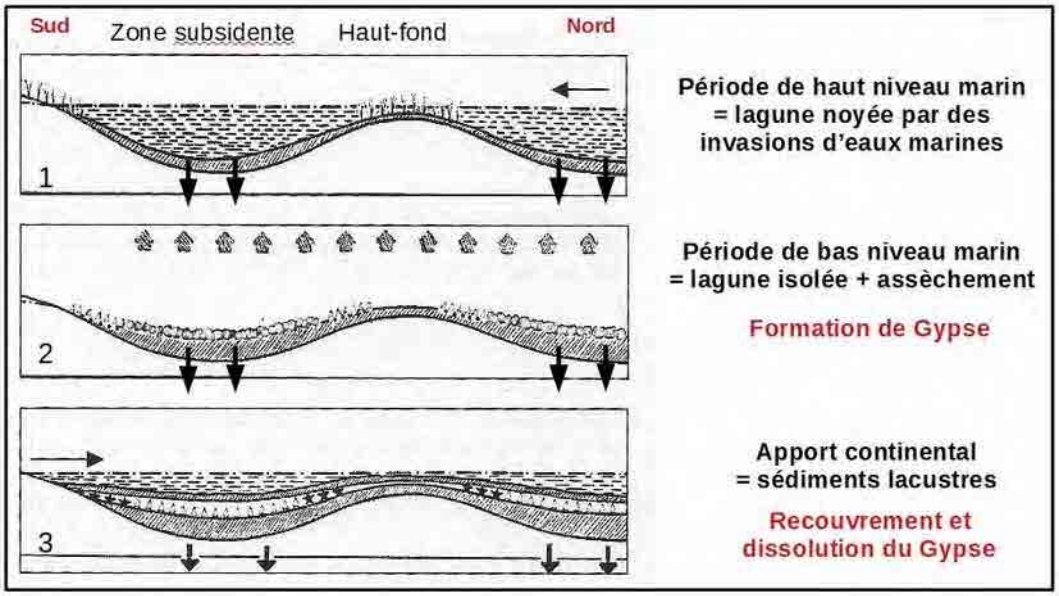


Figure 10: Modèle paléogéographique d'un bassin gypseux du Lutétien. (Source : modifié d'après Toulemont, in LREP, 2006)

Les lagunes subsidentes ont déjà été cartographiées au sein de l'extension des faciès gypseux lutétiens et une relation a été établie entre les grandes structures de plissement et la distribution des lagunes (Robelin et coll., 2014 & Figure 11). Deux lagunes bien connues comme étant à forte épaisseur de gypse sont aujourd'hui identifiées au sein de la Plaine de France : celle de Sevran à l'est, et celle d'Aubervilliers (communes concernées : Saint-Denis, Aubervilliers, Pantin et Bobigny) se raccordant vers l'ouest à la fosse de Saint-Denis (non représentée ici ; Figure 8).

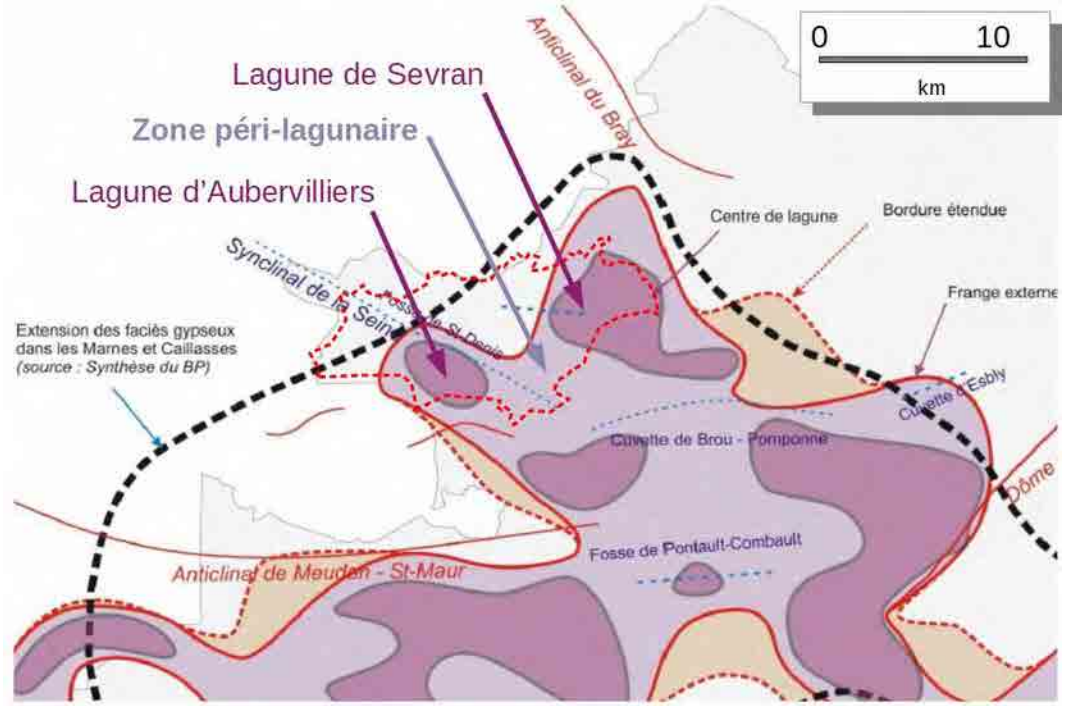


Figure 11: Extension des lagunes gypseuses du Lutétien au sein de la Plaine de France. (Source : Mégnien et al., 1980 et rapport BRGM RP-63274-Robelin et coll., 2014 (modifié))

Les travaux de recherche antérieurs (Toulemont, 1986 ; Vernoux et al 2007, Thierry 2009) ont par ailleurs permis d'établir une relation empirique entre épaisseur des Marnes-et-Caillasses et présence de gypse. Selon ces auteurs, la probabilité que du gypse soit présent est très faible lorsque l'épaisseur des Marnes-et-Caillasses est inférieure à 12 m. Elle commence à être significative lorsque l'épaisseur de la formation est supérieure à 15 m, et l'épaisseur potentielle de gypse est ensuite proportionnelle à la surépaisseur de Marnes-et-Caillasses.

Selon Vernoux et al. (2007), pour les épaisseurs de Marnes-et-Caillasses comprises entre 15 et 20 m, la probabilité de présence de gypse (Pp) peut être obtenue par la relation (Figure 12) :

$$Pp = (Ep - 15) / 5 \text{ où } Ep = \text{Épaisseur totale des Marnes et Caillasses}$$

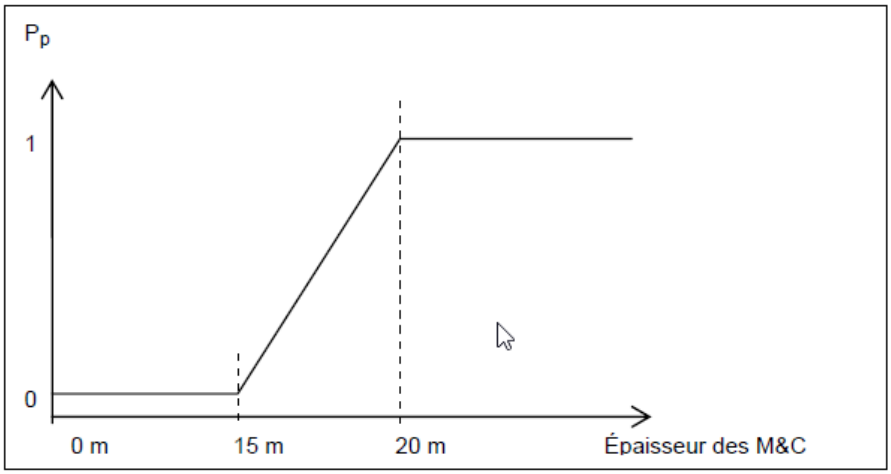


Figure 12: Relation entre épaisseur de la formation des Marnes et Caillasses et probabilité de présence de gypse (Vernoux et al. 2007)

Cette relation a pu être vérifiée récemment par le Cerema sur des sondages répartis au sein de la Plaine de France, dont notamment les sondages réalisés dans le cadre des travaux du Grand Paris Express (Charmoille et al., 2021). La relation obtenue (Figure 13) est cohérente avec la bibliographie : des épaisseurs de gypse massif significatives commencent à apparaître à partir de 15 m d'épaisseur des Marnes et Caillasses, et, au-delà de 20 m d'épaisseur des Marnes et Caillasses, la présence de gypse est quasi systématique. Les résultats obtenus se caractérisent néanmoins par une forte dispersion (coefficient de corrélation de 0,53), qui s'explique notamment par des difficultés à caractériser avec précision l'interface entre les Marnes et Caillasses et le Calcaire Grossier, ainsi qu'à quantifier avec précision les épaisseurs de gypse.

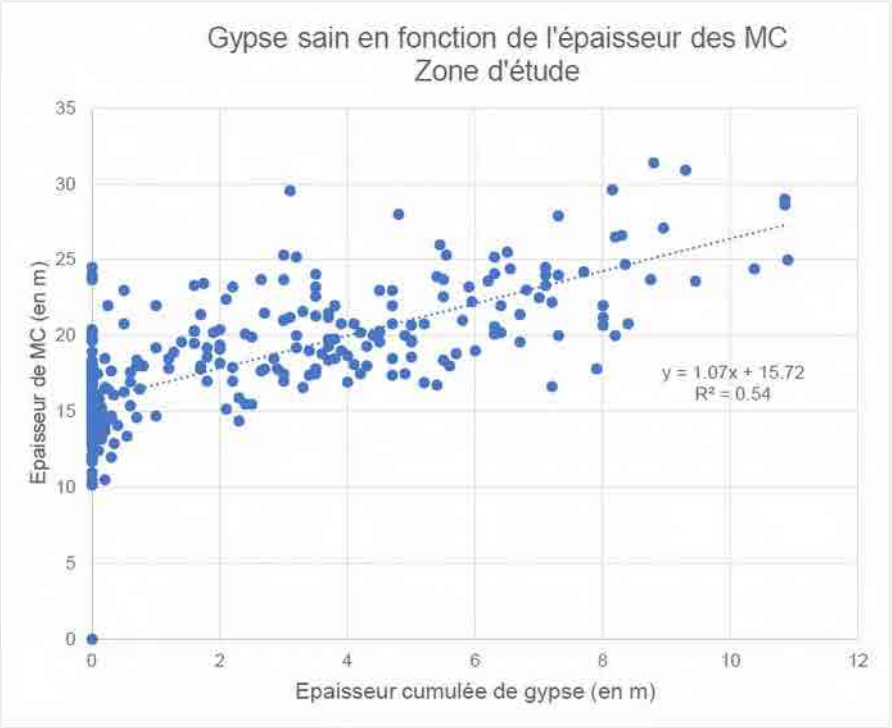


Figure 13: Relation entre épaisseur de gypse massif et épaisseur des Marnes et Caillasses dans la Plaine de France (Charmoille et al., 2021)

La présence de gypse dans le Calcaire de Saint-Ouen est moins bien caractérisée que pour les Marnes-et-Caillasses, mais elle a néanmoins été documentée par plusieurs auteurs, notamment dans la partie Nord-Est de Paris, à Bagnolet, Pantin, ou encore Bobigny (Caron, 1976). Des relations entre épaisseur de la formation et épaisseur des bancs de gypse ont également été établies (Vernoux et al., 2007 ; Caron, 1976). Selon Vernoux et al. (2007), le Calcaire de Saint-Ouen ne comporte pas de gypse lorsque l'épaisseur est inférieure à 11 m, et la probabilité que du gypse soit présent augmente ensuite avec l'accroissement de l'épaisseur de cette formation, pour être maximale au-delà de 16 m d'épaisseur.

2.2 Contexte hydrogéologique

2.2.1 Description des formations aquifères

Le réservoir de l'Éocène moyen, dont le mur est constitué par l'Argile plastique du Sparnacien comporte plusieurs niveaux peu perméables qui le subdivisent et en font un aquifère multicouche, notamment :

- les Marnes infragypseuses qui comportent plusieurs niveaux décimétriques d'argiles plastiques,
- l'écran médian des Sables de Beauchamp formé d'argiles sableuses, voire d'argiles compactes,
- des niveaux de calcaires compacts dans le Calcaire Grossier ou les argiles de Laon au sommet des formations Yprésiennes.

Plusieurs sous-aquifères, communiquant par drainance, résultent de l'existence de ces sous-couches peu perméables. Quatre nappes sont généralement distinguées dans la Plaine de France (Fouché et Hirschauer, 2007) :

- la nappe superficielle baignant les Marnes Infragypseuses et les alluvions des anciens rus, lorsqu'elles sont présentes ;
- la nappe du Saint-Ouen (ou nappe du Bartonien), qui baigne la formation éponyme et la partie supérieure des Sables de Beauchamp. Elle est limitée à la base par l'horizon peu perméable des Sables de Beauchamp (écran médian) et peut être mise en charge par le faciès marneux du Saint-Ouen ou la base des Marnes Infragyspeuses ;
- la nappe du Lutétien, baignant la partie inférieure des Sables de Beauchamp, les Marnes et Caillasses et le Calcaire Grossier. Cette nappe captive est mise en charge par l'horizon peu perméable des Sables de Beauchamp,
- la nappe de l'Yprésien, qui baigne les terrains de l'Argile Plastique au Calcaire Grossier.

Il est important de noter que les limites verticales de ces différentes formations aquifères ne sont pas franches. En effet, les niveaux géologiques concernés ont des faciès très hétérogènes aussi bien latéralement que verticalement. Les Marnes Infragypseuses peuvent avoir presque totalement disparues au droit des anciens rus en raison de l'érosion fluviatile, favorisant les interactions entre la nappe du Saint-Ouen et la nappe superficielle. Par ailleurs, la déstructuration induite par la dissolution du gypse a pu créer des zones très perméables qui constituent des lieux d'écoulements préférentiels au sein d'un même aquifère mais également de communications possibles entre les différents aquifères. Enfin, selon certaines études géotechniques et hydrogéologiques réalisées à l'échelle de la Plaine de France, l'écran médian des Sables de Beauchamp n'aurait pas été retrouvé systématiquement dans les sondages, ce qui indiquerait qu'il n'existe pas de couche peu perméable continue qui permette d'individualiser systématiquement la nappe du Bartonien et la nappe du Lutétien. Sur la commune de Pantin, cet écran médian semble néanmoins bien présent.

2.2.2 Fluctuations des niveaux piézométriques et remontées de nappe

Les variations du niveau des nappes sont soumises à des phénomènes naturels, tels que les précipitations et l'évapotranspiration, mais également à des phénomènes anthropiques, dont l'impact est déterminant à Paris et en Seine Saint Denis.

- Fluctuations naturelles

Le niveau des nappes évolue selon un cycle annuel en fonction des variations saisonnières de recharge (recharge plus faible en été en raison d'une plus grande évapotranspiration), mais aussi un cycle pluriannuel en fonction des déficits ou des excédents pluviométriques. Ainsi une succession d'années humides se traduira par un niveau des nappes particulièrement haut, comme cela s'est produit en 2001.

- Fluctuations anthropiques

Les activités humaines peuvent avoir de nombreux impacts sur les fluctuations du niveau des nappes. Tout d'abord, l'urbanisation entraîne une imperméabilisation des sols ayant pour conséquence une diminution de l'infiltration en surface et donc potentiellement de la recharge. Cela

peut être en partie compensé par des sources de recharge artificielles, telles que des fuites provenant des réseaux d'assainissement et d'alimentation en eau potable ainsi qu'une réduction de l'évapotranspiration du fait de l'imperméabilisation (Bhaskar et al., 2016) .

Le niveau des nappes peut ensuite être fortement influencé par les prélèvements (pompages industriels, maraîchers, eau potable, ...) et les ouvrages souterrains qui, pour être maintenus à sec, génèrent d'importants volumes d'eau d'exhaure. Dans le département de la Seine-Saint-Denis, le niveau de la nappe a été fortement perturbé pendant un siècle en raison d'un grand nombre de pompages industriels. Dans certaines zones, le niveau des nappes avait baissé de plus de 10 m par rapport à son niveau pré-industriel, cartographié par Delesse en 1862. Les années 1970 marquent le déclin de ces activités industrielles ainsi que des activités maraîchères conduisant à l'arrêt progressif des pompages. En réponse à l'arrêt des pompages, la nappe est remontée d'abord rapidement, puis plus progressivement.

Il n'existe pas en Seine-Saint-Denis de chronique piézométrique ayant enregistré intégralement ce phénomène de remontée de nappe. Cependant, un piézomètre crépiné dans la nappe de l'Yprésien, situé à la Courneuve et instrumenté par le BRGM de 1976 à 2011 (banque de données ADES) permet d'illustrer ce phénomène et de le comparer à l'évolution des pompages industriels. Ce piézomètre n'a pas permis d'enregistrer les six premières années du phénomène de remontée de nappe, mais on peut observer sur cette chronique: une remontée rapide durant les premières années, une stabilisation voire une baisse de la fin des années 1980 au début des années 1990 (due à une période de fort déficit pluviométrique jusqu'en 1993), une reprise de la remontée avec un pic en 2000 – 2001, et une stabilisation depuis (Figure 14).

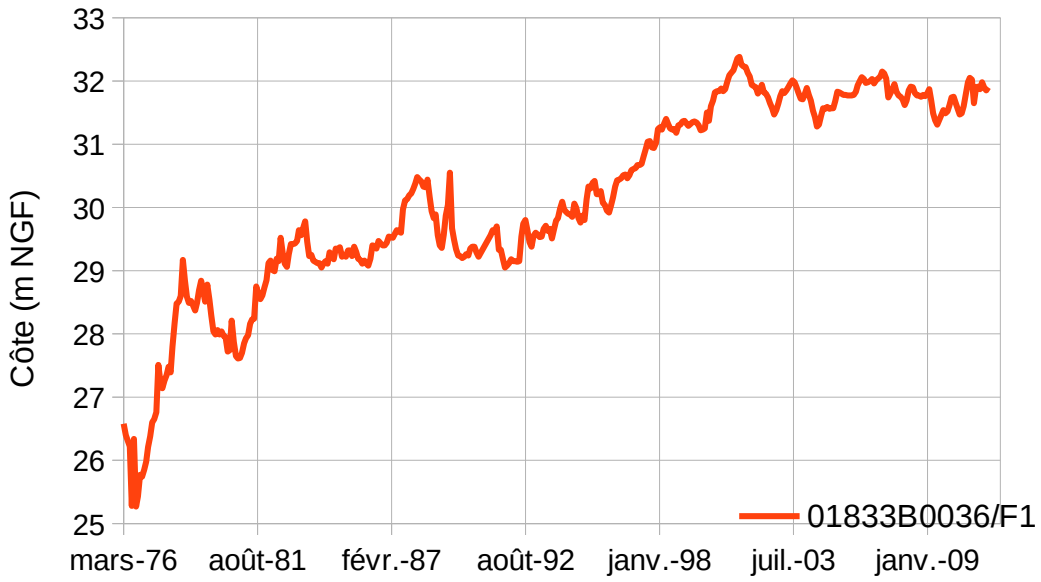


Figure 14: Fluctuation de la nappe de l'Yprésien à la Courneuve entre 1976 et 2011 (Source ADES, BRGM)

Cette évolution du niveau des nappes est clairement corrélée à la diminution des pompages industriels. En 2010, les pompages industriels étaient 20 fois plus faibles qu'en 1970 (40 millions de m^3), et presque 5 fois plus faibles que ceux enregistrés en 1980 (un peu moins de 10 millions de m^3). Les pompages industriels ont continué à diminuer entre 2000 (4 millions de m^3) et 2010 (2 millions de m^3), mais la diminution observée à cette période n'est pas comparable avec celle de la période 1970 – 1980 (Fouché et Hirschauer (2007), et source AESN).

Il n'existe pas de chroniques aussi complètes pour la nappe du Calcaire de Saint-Ouen, mais des relevés piézométriques effectués par le Laboratoire de l'Est Parisien (LREP) ont permis de mettre en évidence une évolution comparable du niveau de la nappe du Saint Ouen, à Bobigny et à La Courneuve notamment. Bien que la nappe de l'Yprésien soit déconnectée des nappes sus-jacentes

par des niveaux peu perméables, des interactions existent en effet entre les aquifères (communication par drainance).

A l'échelle du département de la Seine-Saint-Denis, les pompages industriels s'étant raréfiés, il ne peut plus y avoir de phénomène de remontée de nappe d'une aussi grande amplitude que celui observé dans les années 1970. Ce constat général peut cacher des disparités locales, aux endroits où des pompages subsistent.

A Pantin, l'usine de production d'eau potable, construite en 1936 et fermée en 2002, a été réhabilitée et a rejoint en 2017 le dispositif « d'ultime secours » mis en place par le Syndicat des Eaux d'Ile de France (SEDIF). Cette « usine à puits », située au sud est de la ZAC et longeant l'avenue du Général Leclerc, comprend 4 forages : 1 forage captant la nappe de l'Albien et 3 forages captant la nappe de l'Yprésien. Ce site a fait l'objet en 2017 d'une enquête publique relative à la déclaration d'utilité publique (DUP) et à la demande d'autorisation de captage. Dans le dossier de DUP, 2 scénarios d'exploitation ont été pris en compte :

- un scénario en régime normal afin d'éviter un colmatage des ouvrages, prenant la forme d'un pompage alterné des ouvrages,
- un scénario en régime d'ultime secours avec fonctionnement simultané des ouvrages pour une période de 4 mois (le débit maximal de pompage dans l'Yprésien étant alors de 210 m³/h).

Outre l'usine de production d'eau potable, des pompages industriels peuvent subsister à Pantin et dans les environs, mais ils se sont grandement raréfiés. Dans le dossier de DUP de l'usine du SEDIF, sur les 7 sites industriels dotés de captage, recensés à proximité de l'usine, seul 1 site, propriété du groupe ARIEL, était encore en activité au 47/49 rue Cartier Bresson.

2.2.3 Cartes piézométriques anciennes et modification des écoulements

Plusieurs cartes piézométriques ont été établies à Paris et dans les environs. Ces cartes ont été établies à différentes périodes, ce qui permet d'évaluer l'impact des pompages sur les eaux souterraines.

La plus ancienne carte a été dressée par Achille Delesse sur un territoire correspondant à l'ancien département de la Seine, et date de 1862. Cette carte correspond à la phase pré-industrielle, et l'on peut considérer que les niveaux de nappe étaient peu influencés par les activités humaines, tout du moins dans la zone d'étude, encore très rurale. Sur cette carte (Figure 15), on peut voir que le futur écoquartier se trouve globalement entre les isopièzes 39 et 41 m NVP (soit entre 38,7 et 40,7 m NGF). On notera que les isopiézes s'arrêtent au sud de la zone d'étude, car Delesse devait considérer que l'on y rencontrait des formations de pente, et que les niveaux d'eau mesurés ne correspondaient plus à la nappe de la plaine (nappe du Calcaire de Saint-Ouen). Il semble par ailleurs que Delesse n'ait disposé que de très peu de points au droit et à l'amont de la zone d'étude, si bien que les isopièzes semblent avoir été tracées à partir de nivellements effectués au niveau du ru de Montfort et de puits situés dans le fort d'Aubervilliers ainsi que le long de l'actuelle RN2. Il existe donc une incertitude non négligeable sur les isopièzes au droit et à l'amont de l'écoquartier.

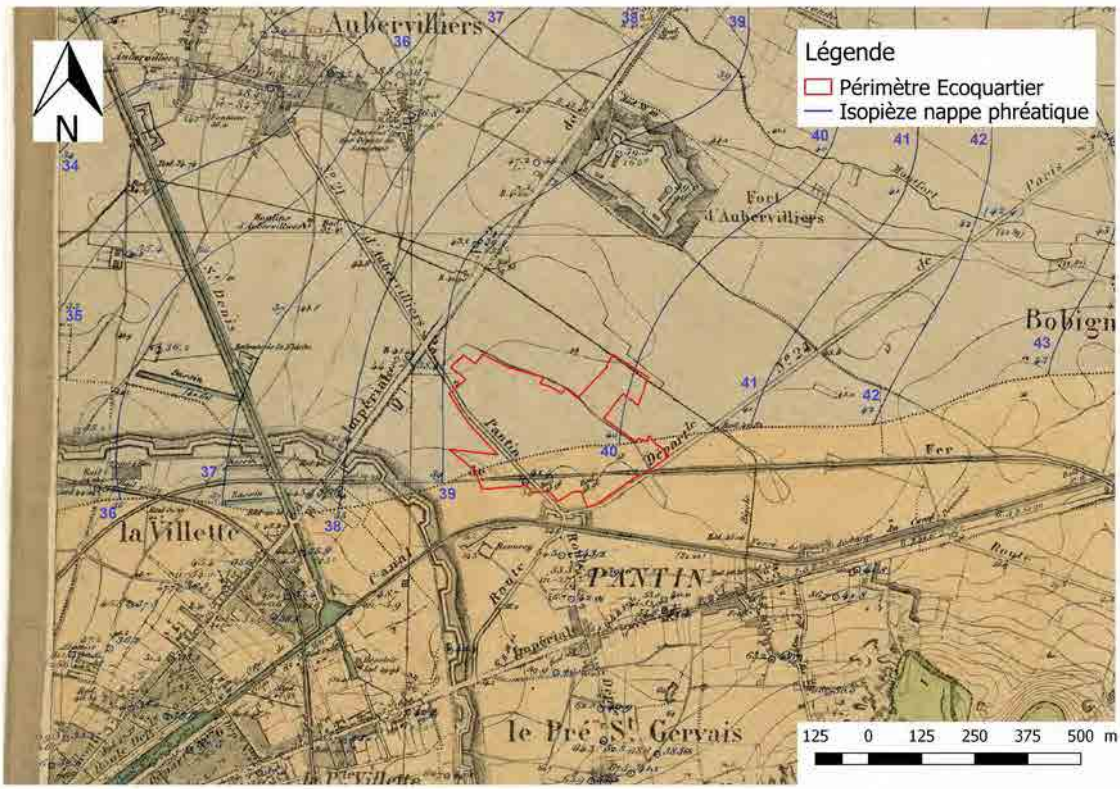


Figure 15: Extrait de la carte hydrologique de la Seine (A. Delesse, 1862) ; cotes piézométrique en Nivellement de la Ville de Paris (NVP)

En 1970, en parallèle de la publication des Atlas des nappes aquifères de la région Parisienne (Mégnien, 1970), le BRGM a publié une carte hydrogéologique de Paris au 1/50000 (Diffre, 1970). Sur cette carte, les courbes hydro-isohypse de la nappe perchée des plateaux (nappes du Calaire de Brie et des Sables de Fontainebleau), de la nappe phréatique générale (Alluvions, Bartonien, Lutétien) et de la nappe captive des Sables Yprésiens ont été représentées. Cette cartographie correspond à un niveau moyen des nappes en 1965, c'est-à-dire à la période où le rabattement des nappes dû aux pompages industriels avait atteint son apogée. Sur cette carte, les isopièzes de la nappe phréatique générale sont très resserrées, ce qui témoigne d'un fort gradient, probablement dû aux pompages industriels ainsi que potentiellement à l'usine de production d'eau potable de Pantin. Selon cette carte (Figure 16), le futur écoquartier se trouve entre les isopiézes 35 et 20 m NGF, et la nappe s'écoule globalement du sud-est vers le nord-ouest, comme pour la carte de Delesse. On notera que ces valeurs sont peu précises, mais donnent une idée approximative du niveau de la nappe au droit de la zone d'étude et témoignent de l'ampleur du phénomène de pompage. En ce qui concerne la nappe captive de l'Yprésien, la zone d'étude se trouve dans un cône de dépression, centrée sur la commune d'Aubervilliers, et où les cotes piézométriques sont comprises entre 0 et 5 m NGF.

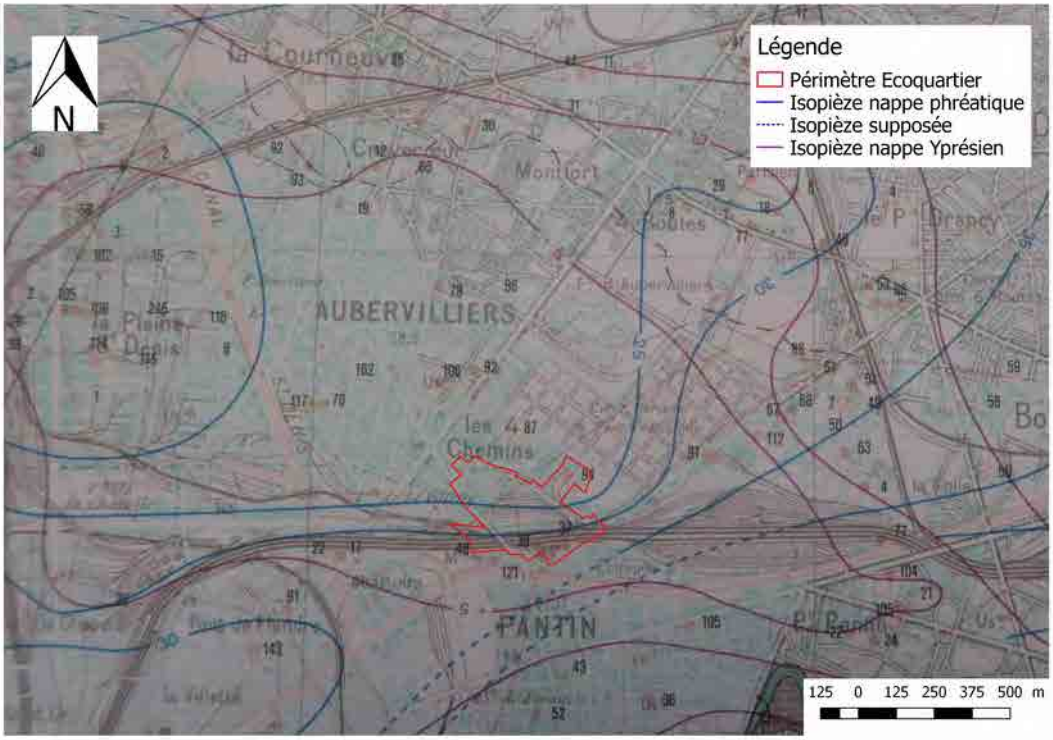


Figure 16: extrait de la carte hydrogéologique de Paris (BRGM, 1970)

Dans son « étude des aquifères influençant l'urbanisme sur le territoire de la Seine-Saint-Denis » (LREP 2007, Fouché et Hirschauer 2007), le LREP a comparé les niveaux piézométriques de 1862 et de 1965 (Figure 17), établi une carte piézométrique au 1/25000 du département de la Seine-Saint-Denis à partir de données asynchrones, et réalisé une carte d'isodifférence de la nappe phréatique entre 1862 et 2006 à l'échelle de la Plaine de France (Figure 18). Selon la carte du LREP, le futur écoquartier se trouve entre les isopiézes 38 et 34 m NGF, et le niveau de la nappe en 2006 se situait à un niveau significativement inférieur à celui de 1862 (environ 4 m de moins), sachant que la carte de Delesse était potentiellement peu précise dans la partie sud de la ZAC.

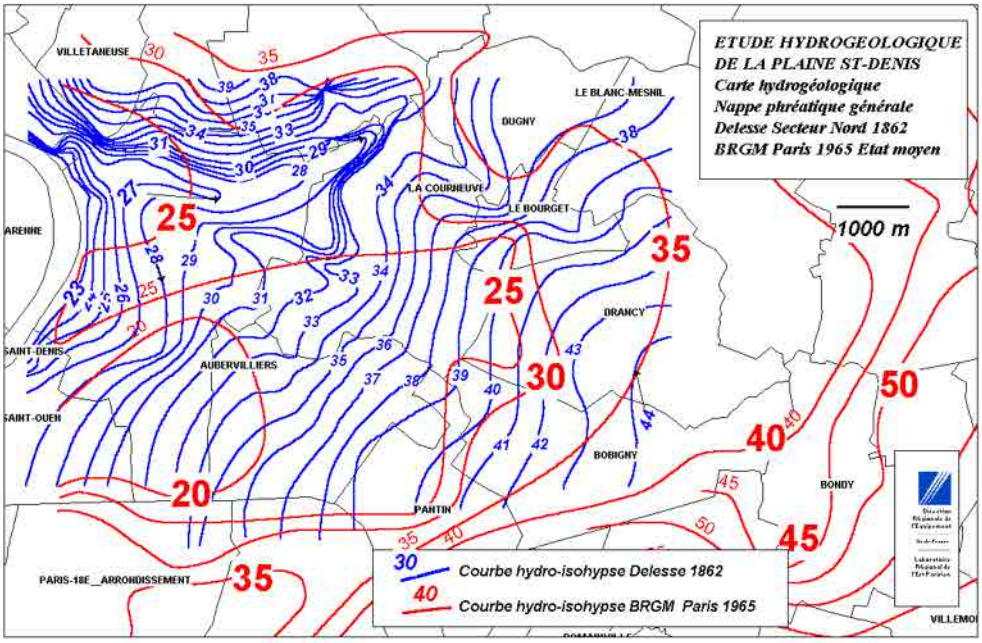


Figure 17: Comparaison des courbes isopiézes de Delesse et de Diffre (Source : LREP, 2007)

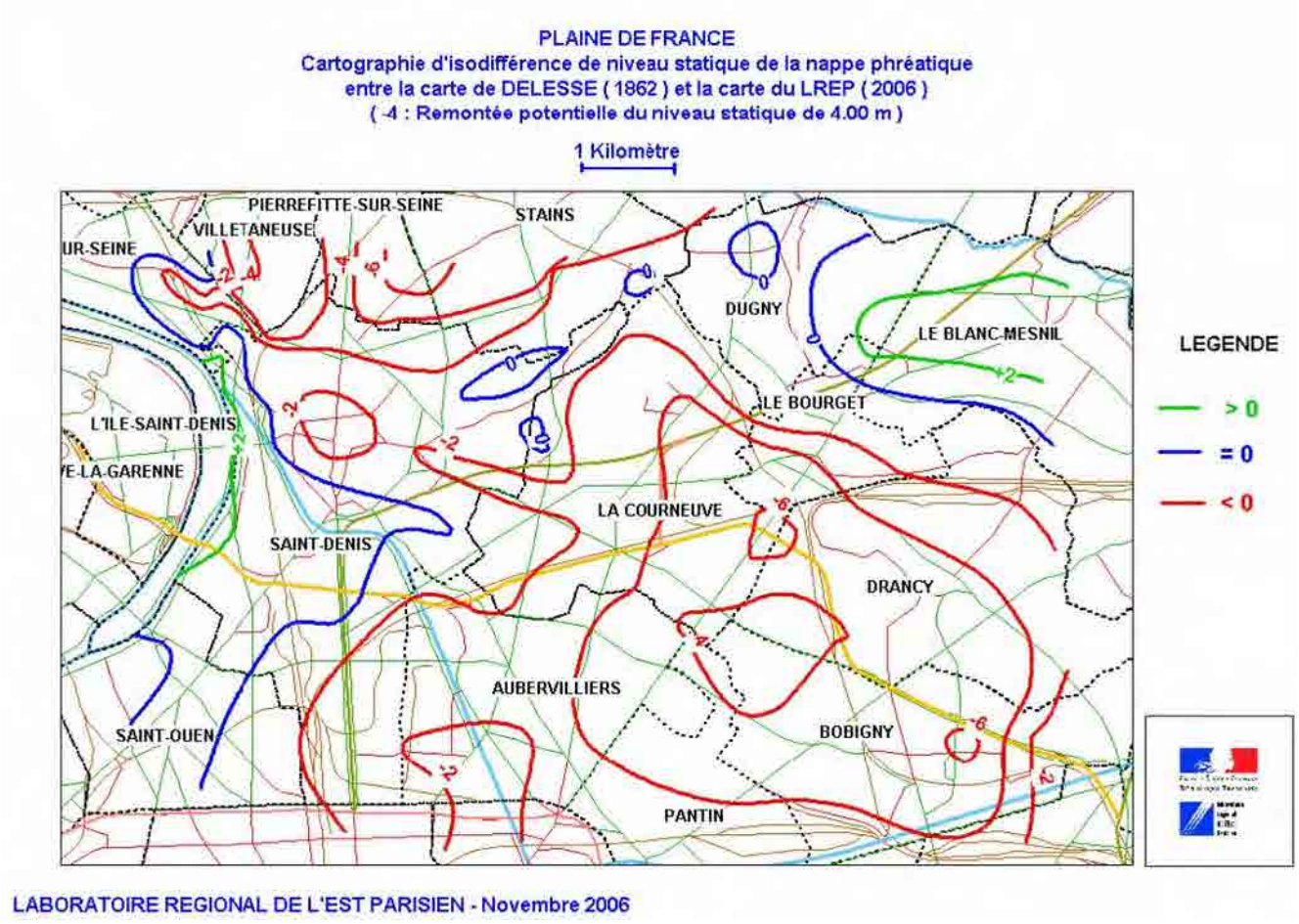


Figure 18: Carte d'isodifférence de la nappe phréatique entre 1862 et 2006 (LREP, 2007)

Ainsi, malgré certaines incertitudes, les données bibliographiques montrent que les niveaux des nappes ainsi que les gradients hydrauliques ont fortement varié au cours des 150 dernières années, ce qui peut avoir un impact non négligeable sur les phénomènes de dissolution du gypse.

2.3 Mouvements de terrains liés au phénomène de dissolution du gypse

Le gypse est une roche soluble. Sous l'effet de circulations d'eau faiblement minéralisée, l'espèce minérale se dissocie (dissolution), les ions calcium et sulfate passant en solution selon l'équation chimique suivante :

$$CaSO_4.2H_20 \leftrightarrows Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2\,H_20$$

Ainsi, sous l'effet d'un écoulement d'eau, les ions constitutifs de la masse minérale vont être emportés, occasionnant un transfert de matière et la création de vide (phase 1; Figure 19). Cette dissolution est contrôlée par la concentration de l'eau en ions par rapport à celle contenue dans le gypse. Pour que le processus de dissolution se maintienne au cours du temps, le fluide autour du gypse doit rester sous-saturé. Cette condition existe lorsque l'écoulement du fluide autour du solide est suffisamment renouvelé pour maintenir le processus de la dissolution par un état de sous-saturation. Un nouvel éclairage sur les processus impliqués dans la dissolution du gypse a pu être apporté par les travaux de thèse de Imen Zaier (Charmoille et al., 2021 ; Zaier, 2021), qui a étudié en laboratoire la dissolution d'échantillons de gypse correspondant à différents faciès (saccharoïde et albastroïde principalement), aux caractéristiques pétrographiques et texturales variées.

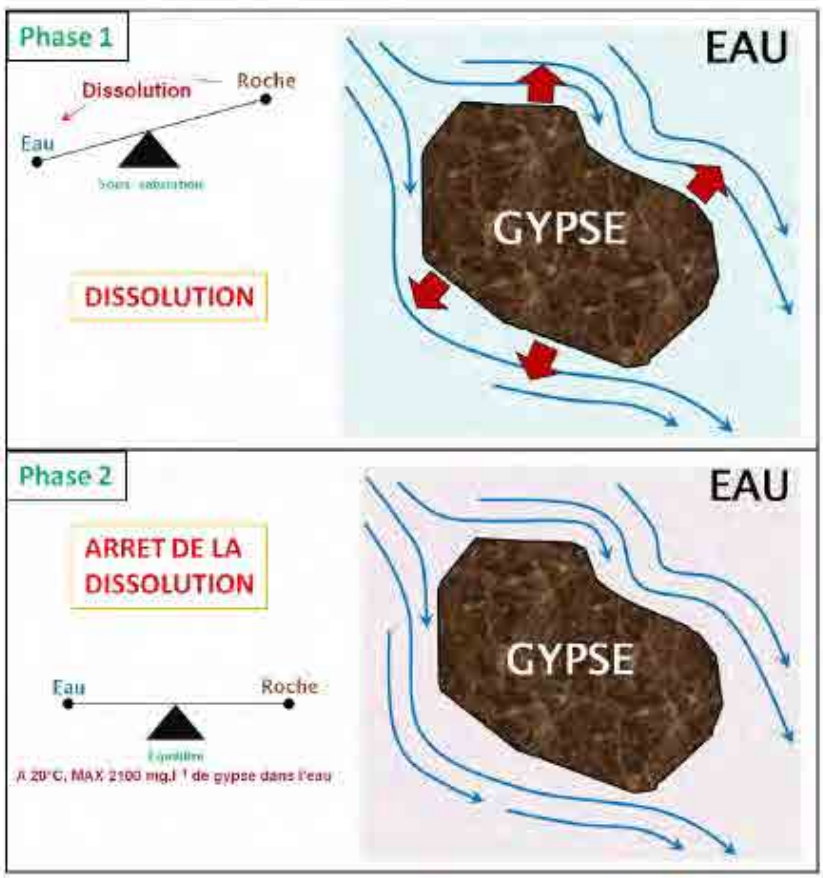


Figure 19: Principe général de mise en place du mécanisme de dissolution du gypse (sources : INERIS et Cerema, 2021)

Les vides créés dans le sous-sol vont inéluctablement évoluer et provoquer des désordres en surface, dont la typologie peut varier en fonction de la qualité des terrains de couverture. Lorsque des formations rocheuses indurées recouvrent la zone de dissolution, les vides s'y développent jusqu'à provoquer un effondrement brutal du toit et de la couverture (Fontis; Figure 20). Lorsque les terrains de couverture sont constitués de sols meubles, les déformations en surface prennent la forme d'une cuvette de tassement qui évolue progressivement (Affaissement; Figure 20).

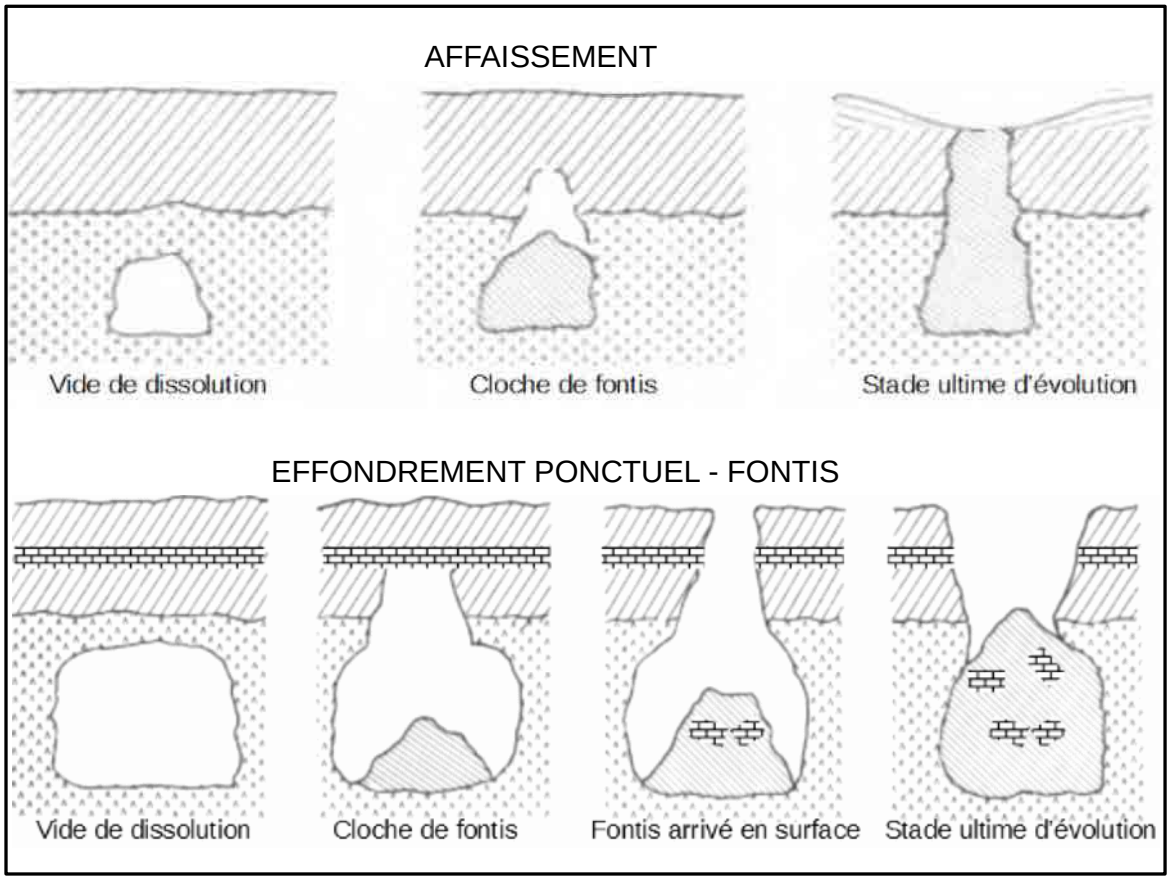


Figure 20: Typologies de désordres induits par l'évolution des vides de dissolution (source Cerema, modifié d'aprèsToulemont/LREP)

Bien que la solubilité du gypse soit faible (2,5 g/l) au regard d'autres espèces minérales (sel : 360 g/l), le processus d'altération s'opère à l'échelle des temps géologiques et les vides constitués peuvent être importants. En milieu urbain, les actions anthropiques peuvent accélérer le processus de dissolution en modifiant les équilibres en place et notamment les conditions hydrogéologiques. Les fuites des réseaux d'eau potable et d'assainissement peuvent ainsi dissoudre rapidement des quantités importantes de gypse (Figure 21). Plusieurs auteurs ont aussi pointé l'impact des pompages industriels et des rabattements de nappe induits sur les phénomènes de dissolution du gypse (Diffre, 1967 ; Toulemont, 1987 ; Souffaché, 1997 ; Leparmentier et al., 2007). P. Diffre constate ainsi que « les vides et effondrement signalés au Nord de Paris sont localisés dans la zone où la nappe du lutétien a particulièrement baissé depuis un siècle ». Toulemont souligne quant à lui la concomitance entre les principaux événements recensés et les déséquilibres hydrodynamiques majeurs subis au cours du XXè siècle par la nappe de l'Eocène. Outre l'accélération des phénomènes de dissolution provoquée par la modification des conditions hydrodynamiques, les variations rapides des gradients hydrauliques peuvent provoquer des effondrements résultant de la réactivation de désordres anciens, comme cela a pu être le cas à Sevran lors des travaux du RER B (LREP, 1975 ; Charmoille et al, 2021).

Figure 21: Dissolution occasionnée par une fuite d'adduction d'eau potable (source Cerema)

3 Action 1 : Caractérisation géologique, hydrogéologique et géochimique du site

3.1 Méthodologie

3.1.1 Programme d'investigation in-situ

3.1.1.1 Campagne de reconnaissances hydrogéologiques

Afin de caractériser le fonctionnement hydrogéologique du site, un programme de reconnaissances géologiques et hydrogéologiques a été défini. Les objectifs de ces reconnaissances étaient d'étudier:

- la présence de gypse dans les différentes formations susceptibles d'en contenir,
- le sens d'écoulement de la nappe phréatique et les variations de son niveau piézométrique,
- le faciès physico-chimique de différentes nappes,
- les interactions entre les différentes nappes,
- les propriétés hydrodynamiques des formations aquifères contenant la nappe phréatique,
- la perméabilité des formations superficielles situées dans la zone non saturée,
- la minéralisation des eaux d'infiltration.

Le programme de reconnaissances a été défini par le Cerema, en tenant compte des contraintes budgétaires de l'EPT Est Ensemble (reconnaissances financées par l'EPT Est Ensemble avec une subvention de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie). Ce programme a comporté la réalisation de :

- 4 piézomètres encadrant la zone d'étude et captant la formation du Marno Calcaire de Saint-Ouen, dont 2 réalisés à l'aide d'un sondage carotté et 2 autres à l'aide d'un sondage destructif,
- 1 plot d'essai de pompage, situé dans la zone centrale, comprenant 1 puits captant la formation du Marno Calcaire de Saint-Ouen, 5 piézomètres captant la même formation, 1 piézomètre crépiné dans les Marnes-et-Caillasses et 1 piézomètre captant les formations superficielles (Remblais et Marnes Infra-Gypseuses). Le puits et les piézomètres ont été réalisés à l'aide de sondages destructifs, hormis un piézomètre crépiné dans le Saint-Ouen réalisé à l'aide d'un sondage carotté, et le piézomètre crépiné dans les Marnes-et-Caillasses, réalisé en destructif jusqu'au toit des Sables de Beauchamp, puis en carotté jusqu'au toit du Calcaire Grossier,
- 1 essai de pompage,
- 4 essais de perméabilité de type Nasberg,
- 1 fosse à la pelle afin d'y installer un dispositif de plaques poreuses.

Les emplacements des piézomètres sont représentés sur la figure 22, et le tableau 1 synthétise leurs principales caractéristiques.

Une vigilance particulière a été apportée au choix des emplacements des piézomètres. Les contraintes d'accessibilité, de sécurité et de propriété ont ainsi été prises en compte, afin de disposer d'emplacements aussi pérennes que possible et de limiter les risques de dégradation des équipements. Pour certains dispositifs, la sélection d'un emplacement adéquat et/ou l'obtention de l'accord du propriétaire du lieu ont nécessité plus de temps, si bien que la campagne de reconnaissances, réalisée par le bureau d'étude SEFI INTRAFOR, s'est déroulée en 3 phases :

- avril – mai 2017 : installation de 3 piézomètres périphériques (P1, P2, P3),
- novembre 2017 – janvier 2018 : installation du 4e piézomètre périphérique (P4) et des piézomètres du plot d'essai de pompage (Pu et P5 à P11), ainsi que réalisation de l'essai de pompage,
- réalisation de la fosse à la pelle et équipement du dispositif de plaques poreuses.

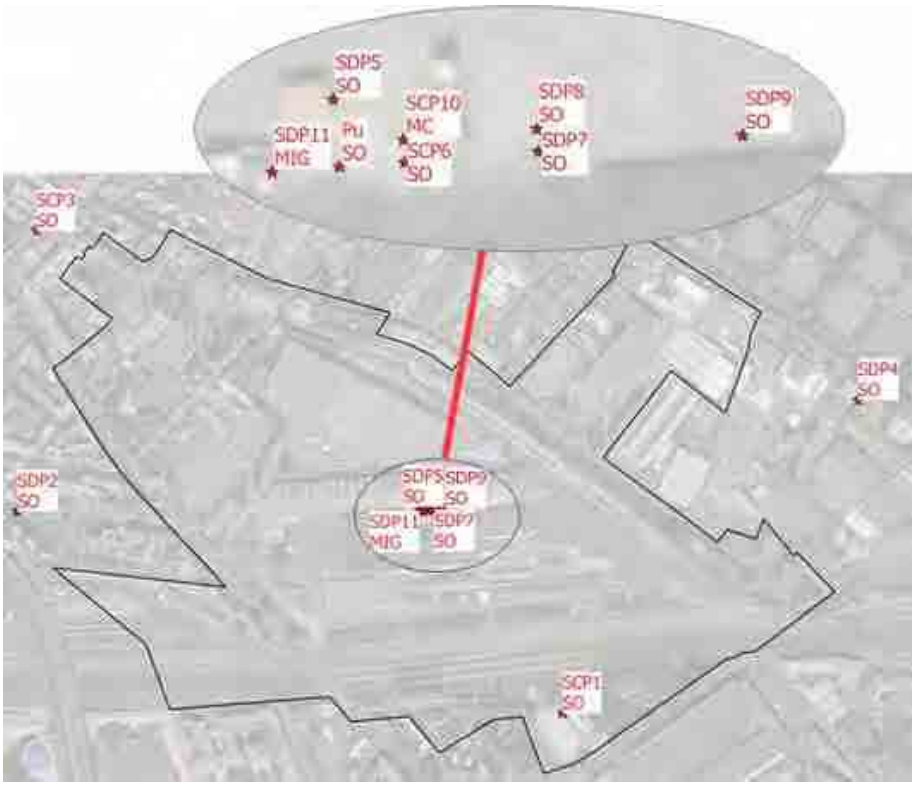


Figure 22: Emplacement des piézomètres de la campagne de reconnaissance

Tableau 1: Caractéristiques des piézomètres

Référence du sondage	Type de sondage	Coordonnées (RGF93-CC49 et m NGF)			Profondeur (m)	Position de la crépine
		X	Y	Y		
P1	Carotté	1656233.93	8188783.31	49,09	24,8	12-25
P2	Destructif	1655511.81	8189051.56	47,14	25,00	11-25
P3	Carotté	1655536.83	8189425.00	44,52	21,70	12-21
P4	Destructif	1656625.40	8189199.55	44,61	25,00	12-22,5
P5	Destructif	1656048.98	8189058.01	49,46	22,50	13-22
P6	Carotté	1656054.18	8189053.43	49,33	24,00	12-22
P7	Destructif	1656064.06	8189054.22	49,40	14,70	12-15
P8	Destructif	1656063.89	8189055.87	49,43	22,50	17,5-22,5
P9	Destructif	1656079.08	8189055.36	49,37	23,20	13-22
P10	Mixte	1656054.15	8189055.02	49,38	52,90	38-53
P11	Destructif	1656044.49	8189052.70	49,29	8,55	3,5-8,5
Pu	Destructif	1656049.43	8189053.07	49,32	22,50	12,7-22,5

On notera que le dispositif de plaques poreuses devait initialement être installé dans la zone centrale à proximité du plot d'essai de pompage, mais que le site identifié a été finalement utilisé comme base arrière des travaux du « CDG Express » (projet de liaison ferroviaire entre la gare de Paris-Est à Paris et l'aéroport de Paris-Charles-de-Gaulle), si bien que le site situé à côté de la piscine de Pantin a finalement été retenu.

Figure 23: Réalisation des sondages du plot d'essai de pompage

Les objectifs de l'essai de pompage étaient de déterminer les propriétés hydrodynamiques de l'aquifère du Bartonien (transmissivité et coefficient d'emmagasinement) et d'étudier les interactions entre la nappe du Bartonien et la nappe du Lutétien. La réalisation de l'essai de pompage a fait l'objet d'un cahier des charges (CCTP) établi par le Cerema. Il a été réalisé par SEFI INTRAFOR et interprété par le bureau d'étude Idées Eau (SEFI, 2018). Le dispositif était ainsi constitué de piézomètres aux caractéristiques différentes, et situés à des distances croissantes du puits de pompage :

- P6 et P10 : doublet de piézomètres espacés de 1,5 m l'un de l'autre et situés à 5 m du puits de pompage. L'objectif de ces piézomètres était d'étudier les interactions entre la nappe du Bartonien et la nappe du Lutétien. Les piézomètres P6 et P10 étaient donc crépinés respectivement dans le Calcaire de Saint-Ouen (toute hauteur) et les Marnes-et-Caillasses (toute hauteur),
- P5 : piézomètre également situé à 5 m du puits de pompage, crépiné sur toute la hauteur du Calcaire de Saint-Ouen, mais installé selon un axe perpendiculaire à l'axe des autres piézomètres,
- P11 : piézomètre situé à 5 m du puits de pompage, et crépiné dans les formations superficielles (Remblais et Marnes Infragypseuses),
- P7 et P8 : doublet de piézomètres espacés de 1,5 m l'un de l'autre et situés à 15 m du puits. Ces deux piézomètres avaient pour objectif d'apprécier les contrastes de perméabilité dans les différents faciès du Calcaire de Saint-Ouen. Le piézomètre P7 est ainsi crépiné dans la partie

supérieure du Calcaire de Saint-Ouen et le piézomètre P8 dans la partie inférieure de cette formation,

- P9 : piézomètre crépiné dans le Calcaire de Saint-Ouen (toute hauteur) et situé à 30 m du puits.

L'essai de pompage devait se dérouler en deux temps : une phase de pompage préliminaire pour déterminer le débit du pompage de l'essai permettant d'obtenir l'objectif de rabattement dans le puits fixé par le CCTP (5 m), puis un pompage longue durée de 48 heures, comprenant un suivi de la remontée des niveaux d'eau à l'issue des 48 heures de pompage. Cependant, un premier essai de pompage longue durée a dû être interrompu à la suite d'une défaillance de la pompe, si bien qu'il a dû être reconduit la semaine d'après. Le déroulement des différents essais est décrit ci-dessous.

Une première série d'essai de puits a été réalisé les 7 et 8 décembre. Le tableau suivant présente les différents paliers de débit et de rabattement qui avaient été obtenus.

Tableau 2: Paliers de débit lors du premier essai de puits (7 décembre)

Paliers 07/12/2017	Débits (m3/h)	Temps (min)	Niveau eau (m)	Rabattement
0	0		13,35	
1	4,8	> 1h	16,3	2,95
2	6,5	> 2h	18,2	4,85

Tableau 3: Paliers de débit lors du premier essai de puits (8 décembre)

Paliers (08/12/2017)	Débits (m^3/h)	Temps (min)	Niveau eau (m)	Rabattement
0	0		13,35	
1	6,23	10	15,2	1,85
2	7,53	10	17,4	4,05
3	8,12	10	18,8	5,45

Lorsque l'essai longue durée a commencé le 11 décembre avec un débit de 6,5 m^3/h, un niveau d'eau fluctuant légèrement autour de 16,0 m avait été obtenu dans le puits. Ce rabattement étant insuffisant par rapport aux objectifs de l'essai de pompage, le débit avait été augmenté à 3 reprises :

- 5 heures après le début du pompage, débit de 7,8 m^3/h pour un niveau fluctuant légèrement autour de 17 m, puis qui est remonté pendant la nuit pour se stabiliser vers 16,3 m dans la matinée du 12/12 ;
- 27 heures après le début du pompage, débit de 9,35 m^3/h pour un niveau stabilisé de 17,1 m ;
- 29 heures après le début du pompage, débit de 10,28 m^3/h pour un niveau stabilisé de 17,8 m.

Le pompage ayant été interrompu en raison de la déficience de la pompe, il a été décidé de le refaire la semaine d'après à l'aide d'une nouvelle pompe. De nouveaux essais de puits ont été effectués le

15 décembre. Le tableau suivant présente les différents paliers de débit et de rabattement qui avaient été obtenus.

Tableau 4: Paliers de débit lors du deuxième essai de puits

Paliers (15/12/2017)	Débits (m^3/h)	Temps (min)	Niveau eau (m)	Rabattement
0	0		13,35	
1	6,23	10	15,2	1,85
2	7,53	10	17,4	4,05
3	8,12	10	18,8	5,45

Le second essai de pompage longue durée a commencé à 9h le 18 décembre avec un débit de 13,2 m^3/h. Au bout de 40 min, un rabattement analogue à celui obtenu le 15 décembre était obtenu (3,55 m). La seconde pompe est cependant tombée également en panne le 18 décembre à 19h45. Jusqu'à ce que la pompe s'arrête, le débit était resté constant et avait permis de maintenir un rabattement de 3,6 m tout au long de l'essai (± 0,05 m).

Un 3e essai de pompage longue durée a été lancé le 19 décembre à 10h30 avec un débit de 12,4 m3/h. Contrairement à la veille, ce débit n'a permis de rabattre le niveau d'eau dans le puits que de 1,6 m. Ce rabattement ayant été jugé insuffisant, le débit a été augmenté à 2 reprises, sans qu'il soit possible d'attendre que le niveau se stabilise entre chaque palier, l'essai ayant pris trop de retard.

La mission d'Idées Eaux n'a porté que sur l'interprétation du 3e essai de pompage, en considérant les étapes suivantes :

- essai de puits constitué de 3 paliers enchaînés à débit croissant (19/12/17) de 12,4 ; 15,3 et 19,5 m^3/h ;
- essai de nappe constitué d'un pompage continu de longue durée de 48h (du 19 au 21/12/17) au débit fixe de 19,5 m^3/h ;
- suivi de la remontée.

3.1.1.2 Suivi piézométrique

Le suivi piézométrique a principalement été réalisé à l'aide de sondes autonomes permettant de suivre en continu les niveaux de nappe, mais aussi la conductivité des eaux souterraines.

En parallèle, des relevés piézométriques manuels ont été effectués ponctuellement dans des piézomètres retrouvés sur le site de la gare de marchandise, et qui avaient été installés en 2009 dans la cadre d'un « Diagnostic de site « potentiellement » pollué », commandité par la SNCF (ERG Environnement, 2009). Des piézomètres ont également pu être identifiés grâce à l'Inspection Générale des Carrières (IGC), au SEDIF, à la Direction de l'Eau du Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis et à la Société du Grand Paris. Certains de ces piézomètres, situés à plus grande distance du futur écoquartier, ont fait l'objet de relevés du niveau d'eau lors d'une campagne de prélèvements élargie, décrite par la suite. Les emplacements de ces piézomètres sont représentés sur la figure 24. On notera que ces piézomètres sont crépinés dans différentes formations (Marnes Infragypseuses, Calcaire de Saint-Ouen, nappe des Marnes-et-Caillasses, et plus rarement dans les Sables de Beauchamp).

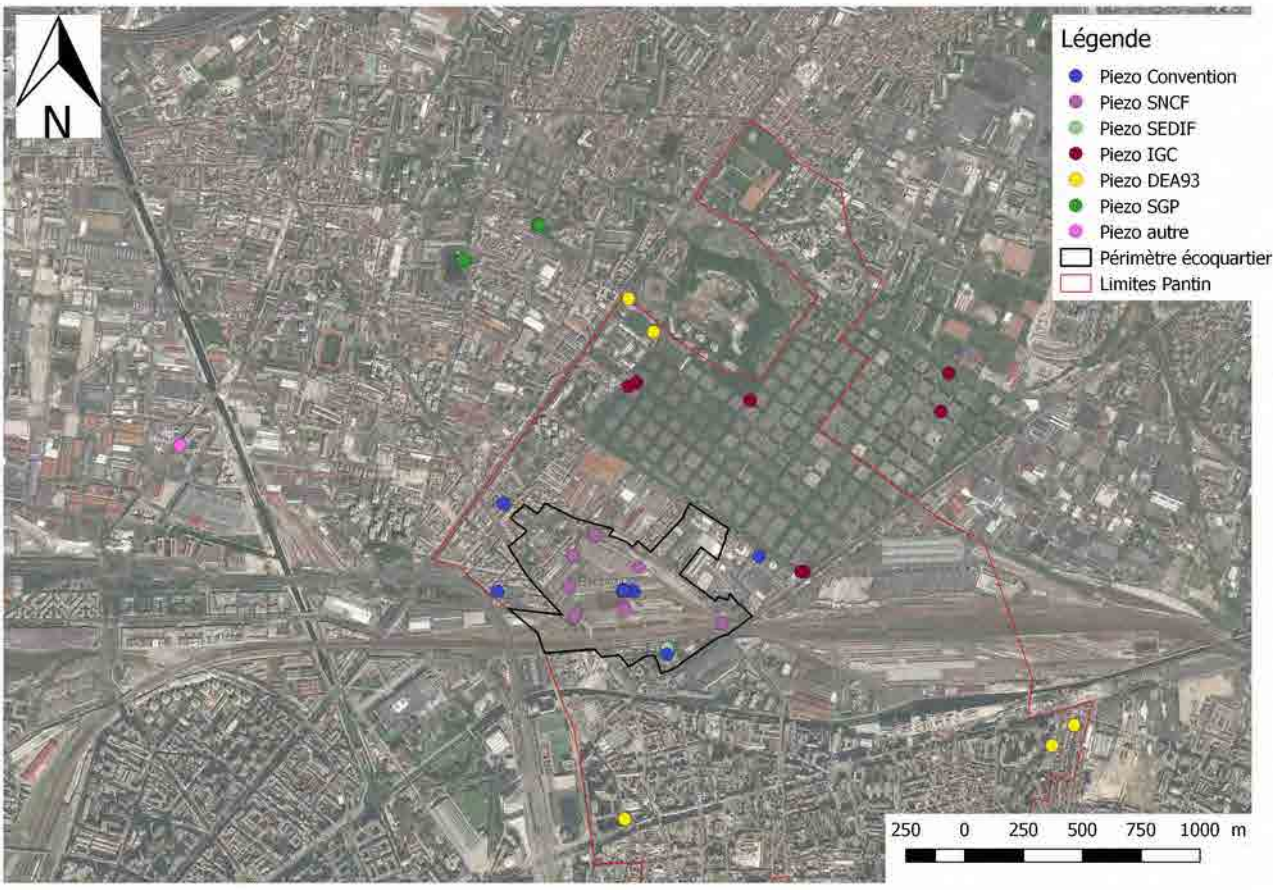


Figure 24: Emplacement des piézomètres identifiés dans et autour de la ZAC

La plupart des piézomètres installés dans le cadre de la convention ont été équipés de sondes autonomes à acquisition de données permettant de mesurer 3 paramètres : la pression, la température et la conductivité. Les sondes sont de deux types : sondes CTD-Diver et de sondes LeveLine CTD. La pression correspond à la pression totale, c'est-à-dire la somme de la pression atmosphérique et de la pression de la colonne d'eau, si bien qu'il est nécessaire de connaître la pression atmosphérique pour en déduire uniquement la pression de la colonne d'eau.

Les 3 premiers piézomètres réalisés (P1 à P3) ont été instrumentés dès le 29 juin 2017. Lors de cette première période de suivi, les sondes ont été placées entre 2,5 et 4 m sous le toit de la nappe phréatique. Elles ont été étalonnées sur site le 29 juin 2017 à l'aide d'une solution tampon (1413 µS/cm), puis leur étalonnage a été vérifié sur site à 3 autres reprises (13/09/17, 14/12/17 et 26/02/18). La calibration des sondes est restée bonne, avec des mesures égales à 1413 ± 50 µS/cm (et en général plutôt 1413 ± 20 µS/cm). Les variations de conductivité mesurées par certaines sondes étant très erratiques.Des profils de conductivité ont été réalisés fin 2017 et début 2018 dans l'ensemble des piézomètres, à l'aide d'une sonde manuelle de type CONDUCTIVITY PLUS de la marque Héron (Annexe 2). Des mesures plus régulières ont été effectuées lors de l'essai de pompage dans les piézomètres de la zone centrale. L'influence du positionnement de la sonde dans le piézomètre a ainsi pu être étudiée avant le déploiement de l'ensemble des piézomètres.

Le 26 février 2018, les sondes en place ont été retirées, après avoir fait l'objet d'une mesure de conductivité sur site, et l'ensemble des sondes (en place et nouvelles) ont été calibrées en laboratoire. Les sondes ont été plongées dans un bain thermostaté, dans lequel une solution de conductivité croissante a été injectée, allant de 0 à 4500 µS/cm. Le bain ne pouvant contenir que 5 sondes, la manipulation s'est déroulée sur 2 jours ; le premier jour avec 5 sondes de type CTD-Diver, et le second jour avec 4 sondes de type LeveLine CTD, ainsi qu'une sonde de type CTD-Diver, dont le fonctionnement avait pu être éprouvé sur site. Les résultats de ces tests de calibration sont présentés dans l'Annexe 1. Pour les gammes de conductivité observées sur site (1000 à 2500 µS/cm), les sondes avaient toutes un fonctionnement satisfaisant, hormis une sonde LeveLine

(12937011) qui sous-estimait les conductivités, en particulier les plus élevées. De manière générale, les sondes LeveLine, moins coûteuses que les sondes CTD Diver, sont moins performantes que ces dernières. Elles tendent à sur-estimer les solutions de faible conductivité, et à sous-estimer les solutions de forte conductivité.

L'ensemble des sondes a ensuite été déployé le 2 mars 2018. Pour les piézomètres crépinés dans le Calcaire de Saint-Ouen, les sondes ont été placées en partie inférieure de la formation, proche de l'interface entre le Calcaire de Saint-Ouen inférieur et le Calcaire de Ducy. La comparaison des analyses physico chimiques réalisées en laboratoire et des profils de conductivité montrait en effet que c'était dans cette position que les mesures de conductivité étaient généralement les plus représentatives du faciès géochimique de l'aquifère. Les piézomètres P3 et P6 ont également été équipés d'une deuxième sonde de conductivité, positionnée à faible profondeur sous le toit de la nappe phréatique. La sonde LeveLine 12937011, qui s'était montrée moins performante pour les conductivités élevées lors des tests en laboratoire, a été placée dans le piézomètre P7, crépiné dans le Calcaire de Saint-Ouen supérieur, où la conductivité est la plus faible. Le piézomètre P11, crépiné dans les formations superficielles, a été équipé d'une sonde TD-Diver, mesurant uniquement la pression et la température. Enfin, deux capteurs de pression atmosphérique (Baro-Diver et LeveLine ECO) ont par ailleurs été installés dans les piézomètres SDP2 et SCP6 pour effectuer la compensation barométrique.

Les sondes ont fait l'objet de maintenances régulières jusqu'en juin 2019, à une fréquence trimestrielle ou inférieure, pour obtenir un suivi de 2 ans à partir du moment où les premiers piézomètres ont été instrumentés. Le suivi a ensuite continué jusqu'en janvier 2021, avec des opérations de maintenance moins fréquentes. La calibration des sondes a été vérifiée sur site à l'aide d'une solution tampon (1413 µS/cm) les 26 juin 2019 et 23 février 2021. Le 26 juin, la calibration de la plupart des sondes était bonne, avec des mesures égales à 1413 ± 40 µS/cm. La sonde LeveLine positionnée dans le piézomètre P8 avait en revanche plus fortement dévié (+ 110 µS/cm), alors que la sonde positionnée dans le piézomètre P7, initialement moins performante, présentait une très forte déviation (+ 800 µS/cm).

On notera que le suivi de certains piézomètres a dû être interrompu pour des périodes plus ou moins longues, ce qui a compliqué la maintenance des sondes et la vérification de leur calibration. Plusieurs piézomètres de la zone centrale ont en effet été recouverts de divers matériaux entre septembre 2018 et juin 2019, à cause de l'aménagement de la base arrière du Charles de Gaule Express. Le piézomètre SCP1 a par ailleurs été recouvert en février 2020 lors des travaux d'extension de la Piscine Leclerc et de construction du nouveau conservatoire. Enfin, plusieurs sondes ont cessé de fonctionner, notamment des sondes LeveLine CTD, visiblement plus fragiles.

Le tableau 5 récapitule la période de suivi pour chacun des piézomètres instrumentés. Pour les piézomètres P1 et P3, le type de sonde est d'abord indiqué pour la période allant du 29/06/2017 au 02/03/2018, puis pour le reste du suivi.

Tableau 5: Description du dispositif de suivi automatique des piézomètres

Piézomètre	Début suivi	Fin suivi	Type sonde	Réf sonde	Profondeur sonde (m)
P1	29/06/17	26/11/19	CTD Diver puis LeveLine CTD	T6292 puis 12937021	15,8 puis 19,9
P2	29/06/17	06/01/21	CTD Diver	P9171	17,2
P2	29/06/17	06/01/21	Baro Diver	T5028	-
P3	29/06/17	06/01/21	CTD Diver	T6292	13,3
P3	02/03/18	06/01/21	CTD Diver	T4772	17,8
P4	02/03/18	06/01/21	CTD Diver	V4534	18,15
P6	02/03/18	24/09/18	CTD Diver	86330	15,2
P6	02/03/18	26/11/19	LeveLine CTD	12937041	19,75
P7	02/03/18	23/07/20	LeveLine CTD	12937011	14,2
P8	02/03/18	26/06/19	LeveLine CTD	12937031	19,95
P10	02/03/18	06/01/21	CTD Diver	T4898	45,3
P10	02/03/18	06/01/21	LeveLine ECO	12907010	-
P11	02/03/18	26/12/18	TD Diver	L6727	8,15

Une fois la compensation barométrique effectuée, les chroniques de profondeur de nappe ont été comparées aux mesures piézométriques manuelles afin d'identifier d'éventuels problèmes de fonctionnement des sondes, et de corriger les chroniques. Outre des artefacts ponctuels liés aux opérations de maintenance ou de prélèvement d'eau, plusieurs problèmes ont été rencontrés. Certaines sondes, en particulier les plus légères ou celles avec les plus grandes longueurs de corde, ne redescendaient pas immédiatement à la bonne profondeur, ce qui pose problème pour déduire la profondeur de la nappe de la charge hydraulique mesurée par la sonde. Pour se prémunir de ce problème, la sonde du P10 a été lestée, et les sondes plus lourdes (les sondes LeveLine sont plus lourdes que les CTD Diver) ou les doublets de sonde ont été installés dans les piézomètres les plus sujets à ce phénomène. Par la suite, une dérive de certaines sondes, en particulier les sondes avec les plus grandes longueurs de corde ou les sondes les plus lourdes, a été observée. Ce problème ne semble pas être dû à un défaut de fonctionnement de la sonde, mais à un allongement des cordes (pourtant conçues spécialement pour cet usage). Les écarts constatés entre les mesures manuelles et les chroniques acquises par les sondes ont rendu nécessaire une correction des données pour les piézomètres P1, P4, P6, P8 et P10. Les chroniques des profondeurs de nappe (chronique initiale, chronique corrigée et mesure manuelle) sont fournies en annexe 3 pour chacun des piézomètres, et la chronique du piézomètre P10, où les écarts les plus importants entre mesures manuelles et automatiques ont été constatés, est présentée ci-dessous.

Les chroniques de conductivité ont également fait l'objet de vérification. Les chroniques automatiques ont ainsi été comparées aux mesures de conductivité réalisées in situ, et surtout aux mesures de conductivité réalisées en laboratoire sur les échantillons d'eau prélevés. Des corrections ont été apportées lorsque cela était possible et que cela s'avérait vraiment nécessaire (P10), mais les chroniques ont en général été conservées en l'état.

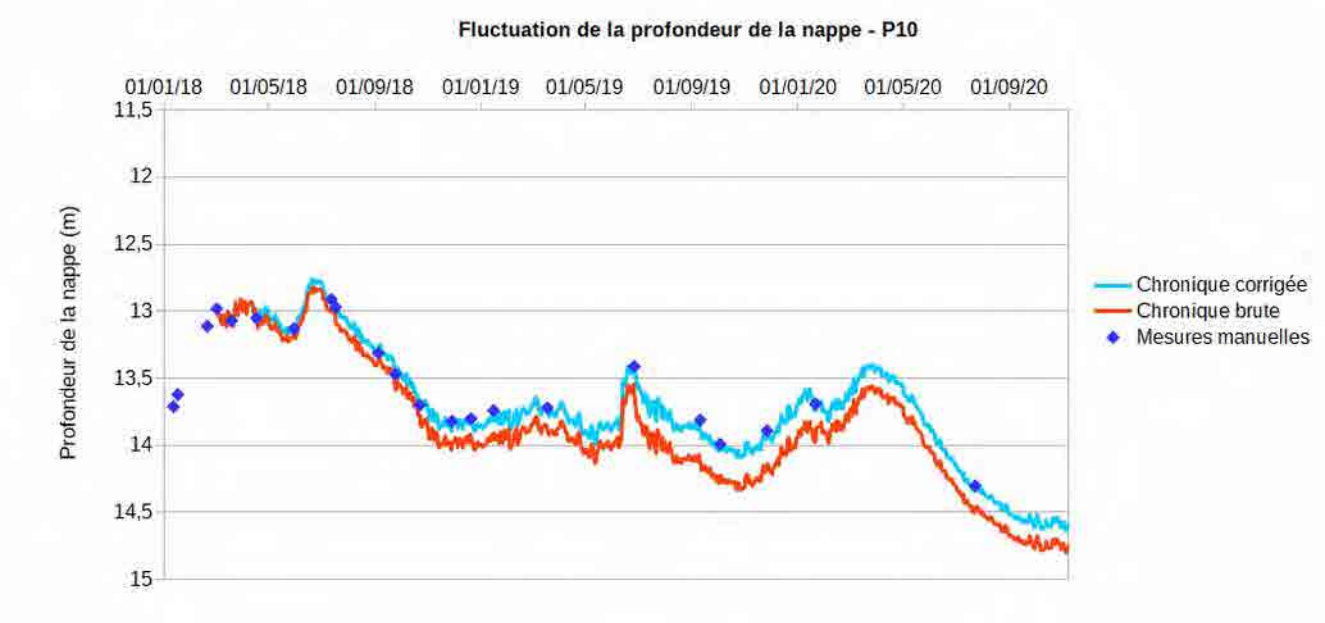


Figure 25: Comparaison de la chronique piézométrique brute, de la chronique corrigée et des mesures manuelles pour le piézomètre P10

3.1.1.3 Suivi physico-chimique

Neuf piézomètres répartis sur la zone d'étude (Figure 26) ont fait l'objet de prélèvements réguliers selon une fréquence théorique mensuelle (tableau 6). Ces piézomètres, à part un qui est crépiné dans les Marnes et caillasses, permettent d'avoir accès à la nappe du Saint Ouen.

Les prélèvements ont été réalisés après une purge partielle du piézomètre (volume purgé de plusieurs dizaines de litres à un débit de l'ordre de 2L par minute) à l'aide d'une pompe immergée située à plus d'1 m du fond du piézomètre. Cette préparation du piézomètre a pour but d'activer la circulation de l'eau et ainsi de renouveler l'eau présente dans l'ouvrage. Ce renouvellement est atteint après un volume de purge suffisant et l'atteinte d'une stabilité de quatre paramètres physico-chimiques mesurés en simultané en sortie de la pompe :la température, le pH, la conductivité électrique et le potentiel d'oxydo-réduction de l'eau. Les échantillons n'ont fait l'objet d'aucun pré-traitement sur site.

Ce sont ainsi 19 campagnes qui ont été réalisées sur ces piézomètres du 1er juin 2017 au 21 janvier 2020. En raison de difficultés d'accès (par exemple recouvrement des piézomètres par des gravats) la fréquence de suivi a pu différer selon les piézomètres. Le suivi mensuel s'est espacé à partir du 15 janvier 2019 (Tableau 6).

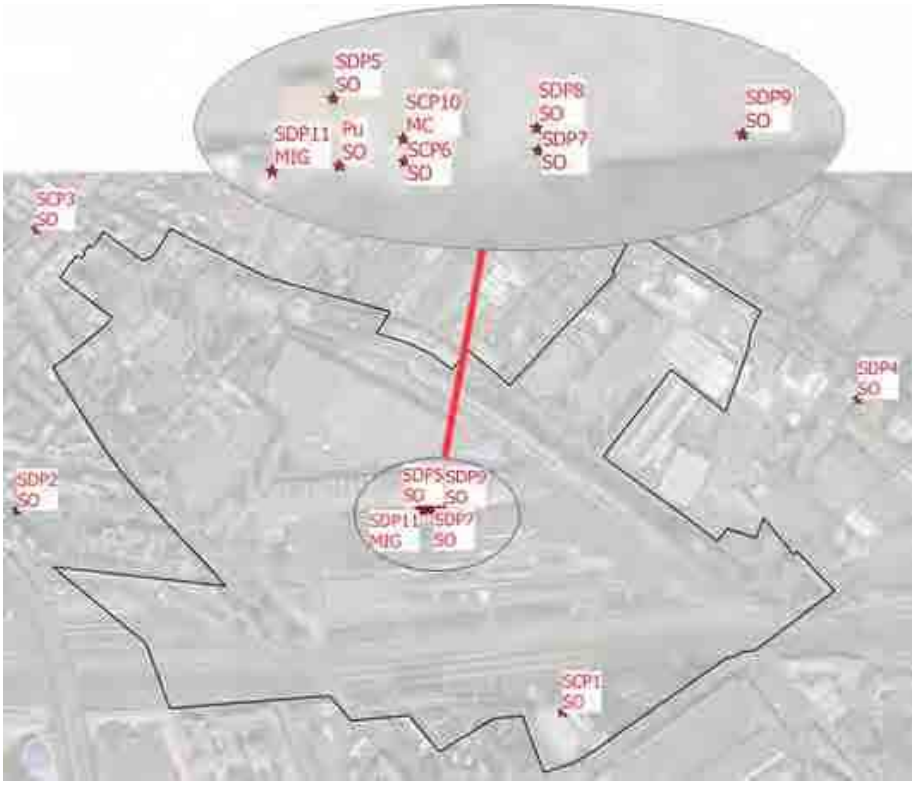


Figure 26: Localisation des 9 piézomètres ayant fait l'objet de prélèvements réguliers.

Tableau 6: Prélèvements d'eau réalisés dans les piézomètres de la zone d'étude.

	SCP1	SDP2	SCP3	SDP4	P6	P7	P8	P9	P10
Aquifère	St Ouen								Marnes et Caillasses
01/06/2017	X	X	X						
29/06/2017	X	X	X						
24/08/2017	X	X	X						
27/09/2017	X	X	X						
24/10/2017	X	X	X						
27/11/2017	X	X	X						
16/01/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/02/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/03/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/04/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X
30/05/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/07/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X
03/09/2018	X	X	X	X	X	X	X		X
22/10/2018	X	X	X	X		X	X		X
28/11/2019	X	X	X	X		X	X		X
15/01/2019	X	X	X	X		X	X		X
10/04/2019	X	X	X	X					

09/09/2019	X	X	X	X		X	X		X
21/01/2020	X	X	X	X					

Les piézomètres PZ 1 et 4 sont situés en amont de la zone, par rapport aux écoulements de la nappe, les PZ 2 et 3 sont situés à l'aval et tous les autres font partie de la zone centrale .

En septembre-octobre 2019 une campagne élargie, en termes de périmètre a été réalisée afin d'échantillonner d'autres piézomètres encadrant la zone d'étude, ce sont ainsi 10 piézomètres supplémentaires (tableau 7) qui ont fait l'objet de prélèvements selon la même méthodologie que présentée ci-dessus. Cette campagne permet de s'intéresser à 2 doublets de piézomètres Saint Ouen / Marnes et Caillasses : Pz6/Pz10 et AUB AVP-SP4070 / AUB-AVP-SC4071. Il existe également un doublet de piézomètres crépinés respectivement dans les Sables de Beauchamp (SEDIF_Pz_SB) et dans le Calcaire Grossier (SEDIF_Pz_LutLes emplacements de l'ensemble des piézomètres ayant fait l'objet de prélèvement sont représentés sur la figure 27.

Tableau 7: Piézomètres complémentaires échantillonnés lors de la campagne synchrone de septembre-octobre 2019.

Campagne élargie	AUB-AVP-SC4067 09/09/	AUB-AVP-SC4071	AUB-AVP-SP4070	AUB-PRO-FD5669	AUB-M12-SONDAGE G9	AUB-Cimetiere Pz 5	AUB-Cimetiere Pz 3	AUB-Cimetiere Pz 4	SEDIF_Pz_Lut	SEDIF_Pz_SB
Date	16/09/2019					18/09/2019		18/09/2019	28/10/2010	
Aquifère	SO	MC	SO	CG	SO	SO	SO	MIG	CG	SB

SO : Marno-calcaire de St Ouen MC : Marnes et Caillasses MIG : Marnes Infra-Gypseuses CG : Calcaire Grossier SB : Sables de Beauchamps,

Figure 27: Localisation des 19 piézomètres ayant fait l'objet de prélèvements

Dans tous les cas les échantillons ont été acheminés dans un contenant froid (glacière avec blocs réfrigérants) au laboratoire d'analyse physico-chimiques du Cerema à Trappes, accrédité pour les analyses d'eau.

Les analyses et les normes associées sont présentées dans le tableau 8. Les caractérisations réalisées permettent de définir le faciès géochimique d'une eau de nappe.

Tableau 8: Paramètres physico-chimiques analysés dans les échantillons d'eau de nappe et méthodes associées.

Paramètre	Nom abrégé ou symboles	Norme
Alcalinité (TAC)*	Alc.	NF EN ISO 9963-1
pH*	pH	NF EN ISO 10523
Conductivité*	Cond.	NF EN 27888 par correction T°
Calcium	Ca	NF EN ISO 7980
Magnésium	Mg	NF EN ISO 7980
Potassium	K	NF T 90-020
Sodium	Na	NF T 90-020
Ammonium *	NH_4^+	NF T 90-015-2
Nitrate*	NO_3^-	NF EN ISO 10304-1

Chlorure*	Cl^-	NF EN ISO 10304-1
Sulfate*	SO_4^{--}	NF EN ISO 10304-1
Orthophosphate	PO_4^{---}	NF EN ISO 10304-1

* paramètre pour lequel le laboratoire est accrédité

3.1.1.4 Suivi des eaux d'infiltration : dispositif de plaques poreuses

Afin de s'intéresser à la recharge de la nappe par les eaux s'infiltrant dans la zone non saturée et de préciser leur minéralisation, un dispositif de plaques poreuses a été installé en amont de la zone d'étude à proximité du SCP1 (figure 28). Le sol de cette zone est représentatif de la zone d'étude, et comporte des épaisseurs de remblais pouvant atteindre plusieurs mètres d'épaisseur. La coupe géologique réalisée lors de la mise en œuvre du piézomètre SCP1 présente ainsi une épaisseur de remblais divers, mêlant matériaux géologiques et déchets divers (mâchefers, brique, verre) de 5 m d'épaisseur (figure 29). Les plaques en nylon de surface carrée (25 x 25 cm) permettent d'intercepter et échantillonner le flux d'eau gravitaire à leur surface.

Leur mise en œuvre à deux profondeurs a nécessité le creusement d'une fosse pédologique d' 1,5 m de profondeur à la mini-pelle. Le profil de cette fosse présente de très nombreux artefacts (mâchefer, béton, morceaux de verre, de brique – cf. figure 32).

Les plaques poreuses ont été enfoncées perpendiculairement au profil de sol : 2 à 60 cm de profondeur et 2 à 1,4 m de profondeur (figures 30 et 31). Leur surface a été préalablement recouverte d'une boue élaborée avec les particules les plus fines du sol afin d'assurer une conductivité hydraulique entre ce dernier et la plaque (Figure 30). Les plaques sont reliées via des tuyaux en téflon à un système de prélèvement permettant d'échantillonner les eaux en maintenant une dépression constante dans le temps au niveau de la surface de la plaque poreuse par l'intermédiaire d'une pompe à vide fonctionnant sur batterie 12 V. Cette dépression est appliquée en surface des plaques afin d'empêcher l'eau de contourner la plaque, mais également d'assurer leur transfert dans des flacons en verre ambré. Le système constitué de la pompe à vide et des flacons de prélèvement est installé dans une armoire métallique aménagée en surface (Figure 31).

Figure 28: Plaque poreuse de surface carée en nylon

Figure 29: Localisation de la fosse creusée à la mini-pelle pour implanter les plaques poreuses

Figure 30: Mise en œuvre des plaques poreuses à deux profondeurs dans le profil avant rebouchage de la fosse et armoire accueillant la pompe à vide et les flaconnages.

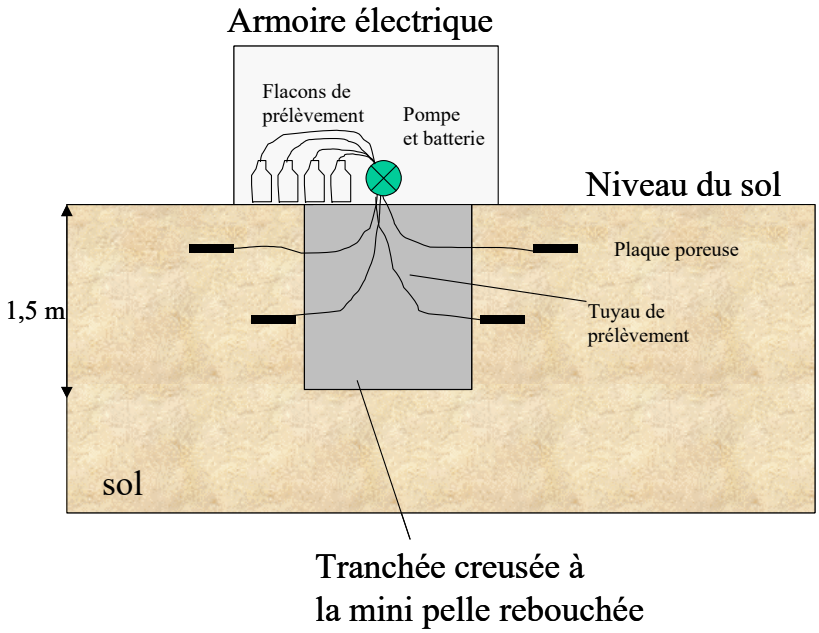


Figure 31: Dispositif de prélèvement (plaque poreuses dans le sol) et de recueil des échantillons dans l'armoire électrique.

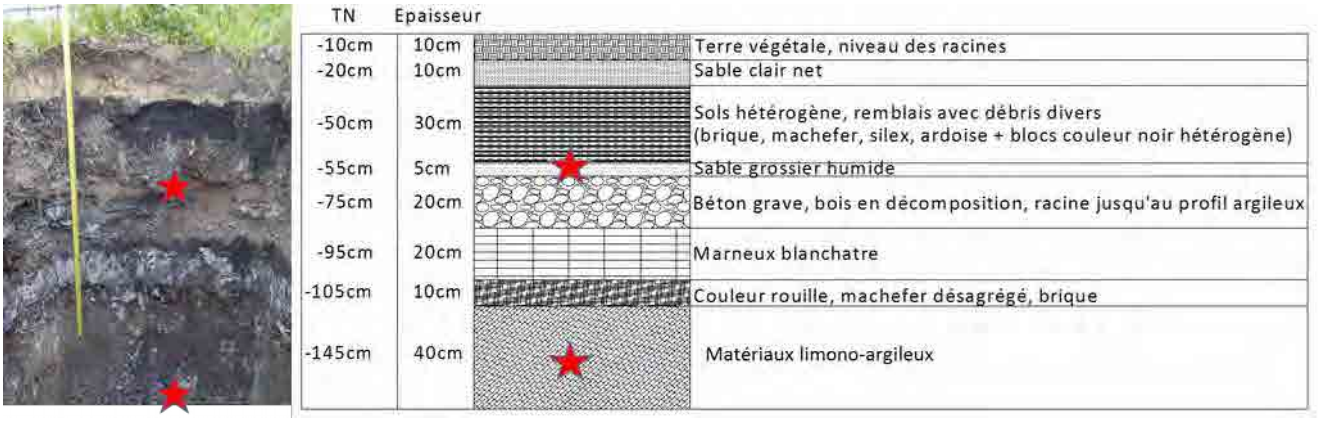


Figure 32: Profil de sol dans le quel les plaques poreuses (étoiles rouges) ont été mises en place.

Le dispositif a été mis en œuvre fin mars 2019. Le suivi a débuté en avril 2019 et a pris fin en septembre 2019. Pour chaque profondeur un échantillon moyen a été constitué en mélangeant les eaux issues des flacons recueillant les eaux à la même profondeur.

Au cours de ce suivi, trois échantillons ont été prélevés par les plaques les plus superficielles (55 cm de profondeur) et cinq avec les plus profondes (145 cm). Les prélèvements ont été réalisés suite à des périodes pluvieuses. Tout comme les échantillons prélevés dans les piézomètres, les échantillons des plaques poreuses ont été acheminés au laboratoire du Cerema à Trappes dans des glacières avec blocs réfrigérants. Les mêmes analyses ont été réalisées.

Afin de caractériser la perméabilité du sol des essais à niveau constant de type Porchet ont été réalisés à une profondeur de 48 cm dans un trou de diamètre 10 cm creusé à l'aide d'une tarière manuelle. Il n'a pas été possible de réaliser un essai à profondeur plus importante en raison de la présence de débris empêchant le passage de la tarière. Une phase de saturation préalable du sol a été effectuée pendant 15 minutes avant de réaliser l'essai proprement dit. 2 essais ont été réalisés dans des conditions similaires à proximité des profils abritant les plaques poreuses. L'objectif de ces essais est également de fournir des paramètres de sol à intégrer dans la modélisation.

Figure 33: Essai de perméabilité à niveau constant de type Porchet.

3.1.2 Expérimentations en laboratoire

Le comportement du gypse est étudié depuis de nombreuses années et notamment vis-à-vis de sa dissolution dans un contexte d'évaluation des risques liés à la formation de cavité de type affaissement et effondrement (cf. par exemple le guide Cerema-Ineris Dissolution naturelle du gypse dans le sous-sol - Analyse et gestion des aléas mouvements de terrain » - Ref Ineris 17-164710-03375A, 2017, 34p.). Le gypse francilien est un minéral soluble formé dans un contexte lagunaire évaporitique à l'Eocène (cf. plus haut). La dissolution est un processus impliquant la présence d'eau sous-saturée, sa circulation en contact avec le gypse et dans des conditions environnementales favorables (température notamment). Ces facteurs (caractéristiques physico-chimiques et hydrodynamique de l'eau, forme minéralogique et état de surface du gypse) constituent autant de variables à intégrer dans la caractérisation de ce processus de dissolution. L'objectif de cette partie est de préciser les conditions de dissolution propres à la zone d'étude afin de produire des éléments pouvant servir à modéliser le comportement du gypse dans un modèle hydrogéologique avec transport réactif.

Un protocole simple et reproductible est proposé afin de caractériser la constante de solubilité du gypse et sa constante cinétique. Ce travail a été réalisé en grande partie dans le cadre du stage de M2 de Jocelyne Odjele (Odjele, 2017).

Origine et caractérisation du gypse

Les essais ont été réalisés sur deux formes de gypse présent en région parisienne, du gypse saccharoïde provenant de la carrière de la fosse Maussoin (Clichy-sous-Bois en Seine-St-Denis) et du gypse albastroïde provenant de carottes prélevées à Bonneuil-sur-Marne (Val de Marne). Il s'agit à chaque fois de gypse massif. Le gypse saccharoïde se présente sous la forme de petits cristaux lenticulaires ou tabulaires de quelques dizaines à centaines de µm ce qui lui donne l'aspect du sucre. Le gyspe albastroïde, le plus fréquent en région parisienne, est de couleur blanc laiteux. Ces formes dépendent des modalités de précipitation du minéral.

Les échantillons de gypse ont fait l'objet de différentes caractérisations. Afin de tester la possibilité de caractériser le gypse i*n situ*, dans des carottes issues de sondages, un spectromètre portable de fluorescence X (pXRF) a été utilisé au Cerema de Trappes, il s'agit d'un modèle NITON Xl3t Goldd+ (figure 34). Ces analyses ont porté essentiellement sur le rapport Ca/S du gypse. Les essais ont été

menés sur des échantillons massifs et des poudres. Des caractérisations par diffraction des rayons X ont été menées au laboratoire GEOPS de l'Université d'Orsay sur des poudres de gypse pour déterminer les phases minérales en présence. Enfin des échantillons de gypse ont été dissous dans de l'eau ultrapure (milliQ) qui a ensuite fait l'objet d'une caractérisation physico-chimique (chromatographie ionique pour les anions et analyses par torche à plasma couplée à une spectrométrie d'émission atomique et spectrométrie d'absorption atonique pour les éléments majeurs et traces). Les insolubles ont été filtrés et les filtres ont fait l'objet d'une caractérisation par diffraction des rayons X au laboratoire GEOPS.

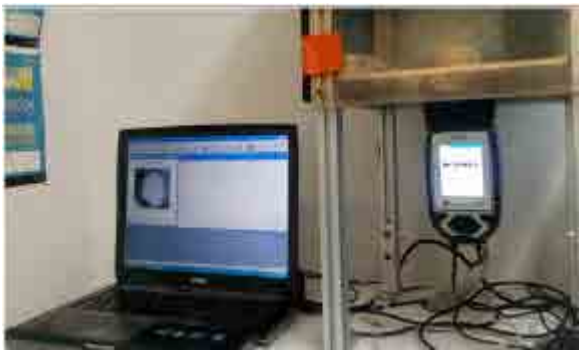


Figure 34: Stand de mesure du pXRF du Cerema à Trappes.

Essais réalisés avec de l'eau de nappe

Certains essais ont été réalisés avec de l'eau de nappe prélevée en amont de la zone d'étude dans un piézomètre crépiné dans le Saint Ouen (SCP1).

Constante de solubilité du gypse : essais à l'équilibre

Les essais permettant de caractériser la constante de solubilité sont des essais à l'équilibre. La méthode retenue dans cette étude s'approche de celle proposée par Kuechler et al. (2004) ; il s'agit d'un essai en batch avec agitation sur une poudre de gypse.

Le gypse est pour cela réduit à l'état de poudre de 200 µm et mis en contact avec de l'eau (rapport de 3 g pour 400 ml) dans un bécher thermostaté et agité en permanence avec un barreau aimanté. La conductivité électrique de la solution est suivie en continu. L'essai dure 3 heures et la solution est analysée en fin d'essai (concentrations en calcium – analysées par spectromètre d'absorption atomique selon la norme NF EN ISO 7980- et en sulfates analysés par chromatographie ionique selon la norme NF EN ISO 10304-1).

L'influence de la température (14,8°C et 25°C) et de la solution d'équilibre (eau ultrapure, eau de nappe) ont été testées. Les expériences ont été réalisées à pression atmosphérique. Les expériences ont été relaissées en triplicat. Ce sont ainsi 24 expériences qui ont été menées (Figure 35).

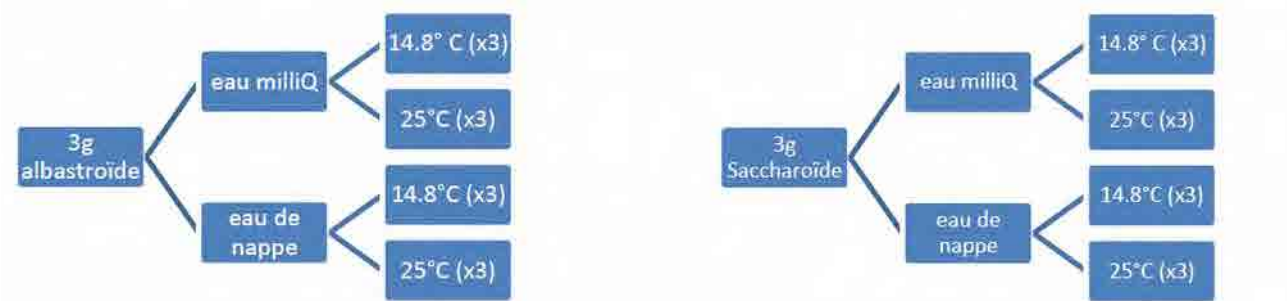


Figure 35: plan expérimental des essais à l'équilibre

Les résultats ont été exploités de manière à calculer la constante d'équilibre K qui correspond au produit de l'activité en calcium par celle en sulfate.

$CaSO_4.2H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$

$K = \{Ca^{2+}\}.\{SO_4^{2-}\}$ avec K constante de solubilité pour une température T et une pression P.

Le solide et l'eau sont considérés comme des phases pures et leur activité est supposée égale à 1. Dans le cas de l'utilisation d'eau pure, la force ionique de la solution étant faible on peut faire la simplification concentration molaire = activité pour chaque ion.

Cinétique de dissolution du gypse

Sur la base d'une étude bibliographique (Davion, 1953 ; Barton et Wildes, 1971 ; Raines et Dewers, 1997 ; Jeshcke et al. 2001; Lebedev, 2014), un montage expérimental original basé sur la dissolution d'un disque de gypse avec renouvellement et circulation du fluide a été réalisé (figure 36). Il est constitué d'un récipient d'alimentation Ⓐ contenant le lixiviant (eau ultrapure MilliQ ou eau de nappe), une pompe péristaltique ② alimentant le réacteur de dissolution ③ contenant le gypse. Le réacteur est parfaitement mélangé via un agitateur à hélice ④, l'eau sortant du réacteur est recueillie dans un flacon Ⓐ permettant la mesure en continu de la conductivité électrique et le prélèvement d'échantillons toutes les heures.

L'échantillon de gypse a été préparé à partir de blocs découpés en cylindres de 3,5 cm de diamètre puis séparés en disques de 2 cm d'épaisseur. Les disques ont été séchés à 50°C pendant 3 jours. Ils ont ensuite été insérés dans des supports en téflon et les espaces entre gypse et support ont été remplis de paraffine pour les rendre étanches (figure 37). La face du disque exposée à la dissolution a ensuite été polie à la main.

Les différentes sondes de conductivité électriques utilisées produisent des données avec un écart type de 2 %, le plus grand écart de mesure déterminé est de 50 µS/cm pour une solution de 1413 µS/cm.

Figure 36: Dispositif expérimental pour caractérisation de la vitesse de dissolution

Figure 37: Disque de gypse dans son support téflon

Des essais ont été réalisées avec les deux formes de gypse, à 25 °C et à 14,8 °C, en utilisant de l'eau MilliQ et de l'eau de nappe et en faisant varier le temps de séjour de l'eau dans le réacteur (0,46 à 1,31 h). Ce temps de résidence correspond à une vitesse d'écoulement de l'ordre de 10^{-5} m/s réaliste vis-à-vis de la perméabilité d'un aquifère.

8 expériences en triplicats ont ainsi été réalisées. Les disques n'ont pas été séchés entre les différentes expérimentations, mais ils ont été systématiquement polis.

Le taux ou la vitesse de dissolution correspond au nombre de moles produites de sulfate et calcium en solution en fonction du temps. Cette variation dépend de la dissolution du gypse mais également de la circulation de la solution dans le réacteur. La vitesse est déterminée à partir de la différence de concentration entre eau d'alimentation du réacteur et eau de sortie. L'expression de conservation de masse s'écrit selon l'équation (1) :

$Qc = Qc_0 + MR$ ou bien $R = Q(c-c_0)/M$ (1)

avec Q le flux massique (en kg/h), M la masse de solution dans le réacteur (en kg), c la concentration en sortie du réacteur (en mol/L), c_0 la solution d'alimentation du réacteur (en mol/L) et R la vitesse de dissolution (en mol/(L.h)).

En considérant le temps de résidence Tr = M/Q et en normalisant la vitesse à la surface de contact du disque il est alors possible de calculer une vitesse de dissolution intrinsèque selon l'équation (2) :

$V_i = ((c-c_0) \times \text{Masse volumique} \times V) / (Tr*S)$

avec c et c_0 les concentrations molaires en sortie et entrée du réacteur, Masse volumique, la masse volumique de la solution en kg/ cm^3, V le volume du réacteur en cm^3, Tr le temps de résidence en h et S la surface du disque de gypse en contact avec la solution en cm^2. Vi est la vitesse de dissolution intrinsèque en mol/ (cm^2.h)

Le réacteur de dissolution est considéré comme parfaitement mélangé et avec un temps de résidence de l'eau constant.

3.1.3 Elaboration d'un modèle géologique 3D

La présence et l'épaisseur des niveaux gypseux étant corrélées à l'épaisseur de certaines formations (Calcaire de Saint-Ouen et Marnes et Caillasses), une base de données de sondages a été constituée afin de réaliser des interpolations du toit de plusieurs formations géologiques et en déduire leurs épaisseurs. L'élaboration d'un modèle géologique 3D est par ailleurs un préalable indispensable aux modélisations hydrogéologiques.

La base de données a été renseignée à partir de la campagne de reconnaissances hydrogéologiques réalisée dans le cadre de la présente convention, des études géotechniques transmises par Est Ensemble et la Ville de Pantin, des sondages bibliographiques issus des archives du Cerema et de la Banque de Données du Sous-Sol (BRGM). Pour limiter les effets de bord, cette base de données englobe une zone nettement plus large que l'Ecoquartier, et comporte au total plus de 2000 sondages, dont environ 400 ont été transmis par Est Ensemble et la Ville de Pantin (sondages exclusivement situés sur la commune de Pantin). Le domaine du modèle géologique, un carré de 2100 m de côté, est représenté sur la figure 38, ainsi que les sondages provenant des différentes sources.

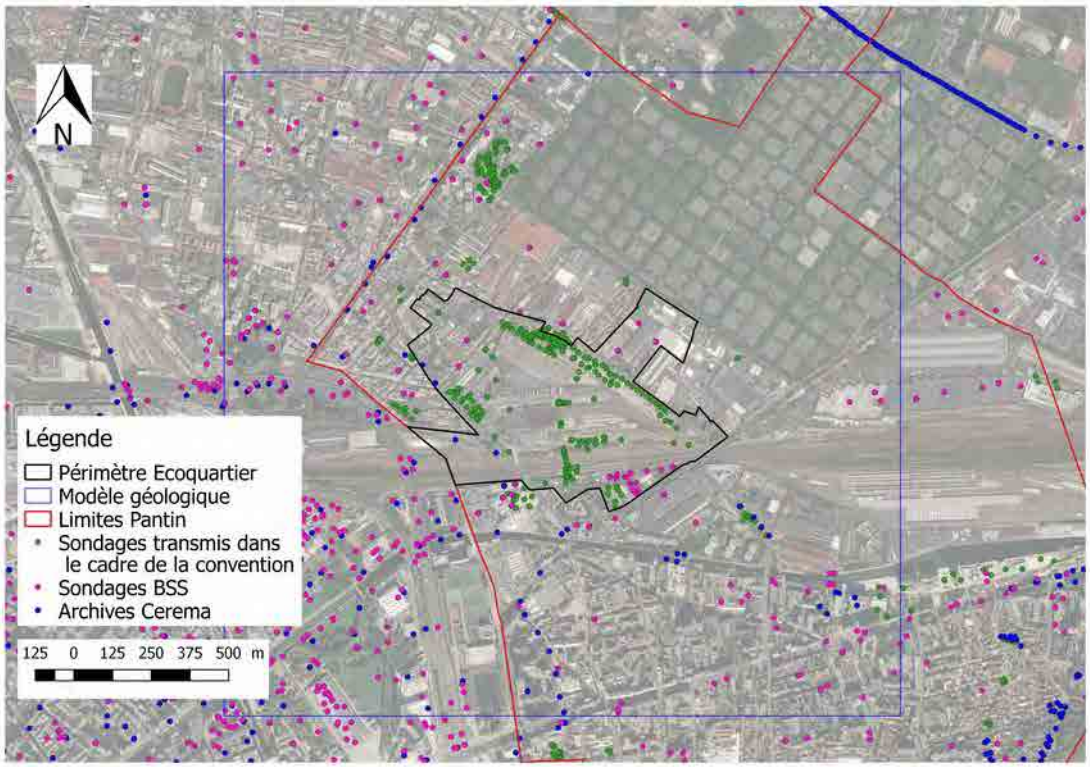


Figure 38: Emplacement des sondages en fonction de l'origine de la donnée

Les sondages étant de profondeur et qualité variables, une vérification approfondie des sondages situés dans le périmètre de l'Ecoquartier et à proximité (à une distance d'environ 200 m) a été menée afin de ne conserver que les sondages les plus fiables, c'est-à-dire majoritairement les sondages carottés ainsi que les sondages destructifs accompagnés de mesures de radioactivité naturelle (diagraphie gamma-ray). Cette sélection des sondages permet notamment de limiter « l'effet de pépite » lorsque des sondages de qualité variable sont situés proches les uns des autres, ce qui arrive fréquemment puisqu'il n'y a en général pas plus d'un sondage destructif sur deux qui fait l'objet de diagraphies gamma-ray lors des études géotechniques. Dans les zones où la densité de sondages était faible et où il n'existait pas de sondages considérés comme fiables, des sondages de moindre qualité (sondages destructifs sans gamma-ray) ont pu être utilisés pour les interpolations.

Afin d'homogénéiser la base de données, les sondages considérés comme fiables ont fait l'objet d'une réinterprétation, en se basant sur la RAN de référence. Pour certains sondages, il existait des doutes sur la cote du terrain naturel, ou bien le nivellement n'était tout simplement pas fourni. Le RGE Alti 5 m (IGN) a alors été utilisé pour vérifier ou estimer la cote du terrain naturel au droit des sondages en question.

La figure 39 présente les emplacements des sondages retenus pour les interpolations en fonction du toit de la formation la plus profonde reconnue, et le tableau 9 récapitule le nombre de ces sondages situés à l'intérieur du domaine du modèle géologique.

Tableau 9: Nombre de sondages ayant reconnu le toit des différents sondages dans l'emprise du modèle géologique

	Calcaire de Saint-Ouen	**Sables de Beauchamp**	**Marnes-et-Caillasses**	**Calcaire Grossier**
Sondages ayant reconnu le toit de la formation	238	169	148	75

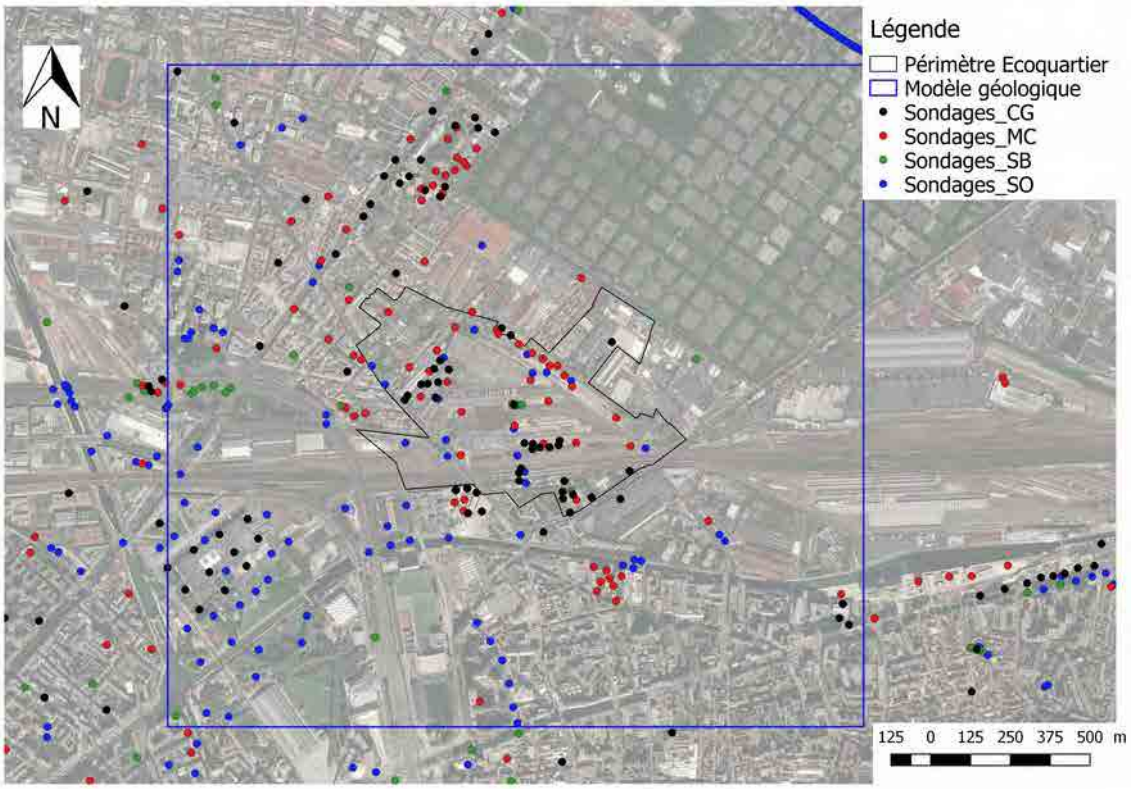


Figure 39: Répartition des sondages en fonction de la couche la plus profonde atteinte

Les travaux d'interpolation ont porté sur les interfaces des formations anté-ludiennes susceptibles de renfermer du gypse, à savoir les isobathes des toits du Calcaire de Saint-Ouen, des Sables de Beauchamp, des Marnes-et-Caillasses et du Calcaire Grossier.

Ces interpolations ont été réalisées à l'aide du logiciel de modélisation géologique GDM (Version 2014, BRGM), qui comporte un module très complet de géostatistique. La méthode d'interpolation retenue est le krigeage avec variogramme linéaire sans dérive, avec un voisinage par octants. Cette méthode présente l'avantage d'être assez robuste et en général bien adaptée pour l'interpolation de toits de couches géologiques.

Une fois les jeux de données consolidés et les interpolations du toit des couches réalisées, des cartes d'épaisseur des formations du Calcaire de Saint-Ouen, des Sables de Beauchamp et des Marnes et Caillasses ont été établies à l'aide du logiciel QGIS.

3.2 Caractérisation de la géologie du site et des propriétés du gypse

3.2.1 Caractérisation en laboratoire des propriétés du gypse

Les mesures de fluorescence X (pXRF) mettent en évidence de manière semi-quantitative la présence de calcium et soufre dans les 2 types de gypse. Le ratio Ca/S est ainsi de 1,64 pour le gypse saccharoïde sous forme de poudre et de 1,50 pour le gypse albastroïde en poudre. Ce ratio est de 0,99 pour le gypse saccharoïde massif et de 0,96 pour le gypse albastroïde massif. En ce qui concerne les analyses réalisées sur l'eau de dissolution du gypse, ce ratio est de 0,88 pour l'albastroïde et de 0,86 pour le saccharoïde. Théoriquement, un cristal pur de gypse de formule chimique $Ca.SO_4.2H_2O$ devrait présenter un rapport Ca/S de 1,25 ce qui est proche des valeurs mesurées de manière semi-quantitative. La pXRF permet également de comparer les concentrations en certains éléments dans les échantillons. Le gypse saccharoïde présente ainsi des concentrations en baryum, sodium, potassium, magnésium et en aluminium supérieures à celles du gypse albastroïde ce qui est en bon accord avec les analyses réalisées sur la solution de dissolution du gypse. Les deux formes de gypse présentent des concentrations en strontium du même ordre de

grandeur, 444 mg/kg pour le saccharoïde et 583 mg/kg pour l'albastroïde ce qui est proche des concentrations publiées par Jeschke et al . (2001), i.e. 330 à 830 mg/kg.

La pXRF s'avère être un très bon outil pour la caractérisation *in situ* du gypse dans les carottes en permettant de différencier les cristallisations de carbonates et de gypse, différentiations qui prêtent souvent à confusion dans la description des coupes de sondage.

Tableau 10: caractérisation physico-chimique des deux types de gypse étudiés.

		Albastroïde	Saccharoïde
Minéral pur (théorique)	Ca/S	1,25	
FluoX	Ca/S	1,50 (poudre) 0,96 (massif)	1,64 (poudre) 0,99 (massif)
Anaylse par dissolution dans l'eau	Ca/S	0,88	0,86

Les caractérisations en diffraction des rayons X mettent en évidence la présence majoritaire de sulfates de calcium plus ou moins hydratés (de l'anhydrite au gypse) dans ces échantillons avec dans le cas du gypse saccharoïde la présence également de carbonate de calcium et de halite. Les résidus de dissolution recueillis sur les filtres sont quant à eux constitués, dans le cas du gypse saccharoïde, de carbonates de calcium et de gypse, indiquant que la dissolution n'est pas totale, et/ou que le gypse a re-précipité en surface lors du séchage du filtre. Dans le cas du gypse albastroïde, les résidus sont composés d'anhydrite et de traces de quartz et carbonates.

L'échantillon de gypse albastroïde semble ainsi le plus pur d'un point de vue chimique mais également minéralogique.

3.2.1.1 Constantes d'équilibre de solubilité

Les principaux facteurs d'influence dans les essais réalisés (tableau 11, figure 40) sont :

- la nature de l'eau, la solubilité du gypse étant supérieure dans l'eau de nappe qui a la force ionique la plus importante ce qui est en bon accord avec la bibliographie (cf. Raines et Dewers, 1997). Les essais réalisés avec l'eau de nappe montrent de plus une réactivité probable avec les carbonates de calcium;
- la typologie du gypse, le gypse albastroïde étant associé à une solubilité supérieure à celle du gypse sacharoïde.

La temprétaure (14,8 et 25°c) semble quant à ellle avoir peu d'influence sur la constante d'équilibre ce qui n'est pas en accord avec les modèles thermodynamiques ni les références bibliographiques (cf Zaier, 2021).

Tableau 11: Constantes d'équilibre du gypse déterminées dans différentes conditions expérimentales.

Constante d'équilibre		14,8°C	CV	25°C	CV
Sacharoïde	Eau MilliQ	2,57E-05	3%	2,55E-05	11%
	Nappe	3,48E-05	3%	3,59E-05	3%
Albastroïde	Eau MilliQ	2,88E-05	4%	2,75E-05	16%
	Nappe	3,83E-05	5%	3,73E-05	4%

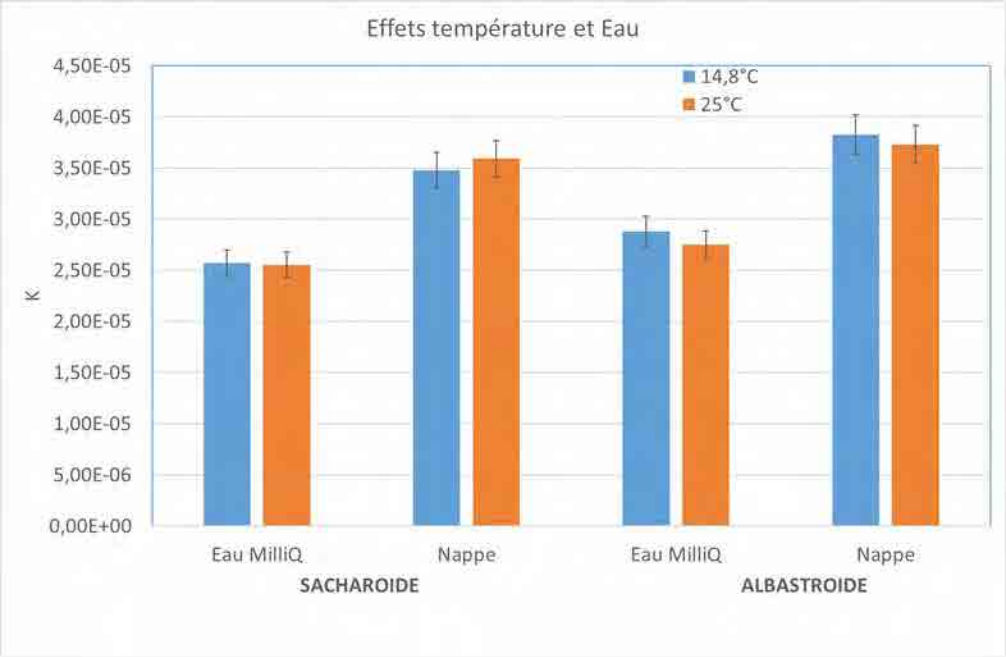


Figure 40: Constantes d'équilibre du gypse en fonction du type de gypse, de la nature de l'eau et de la température.

3.2.1.2 Cinétique de dissolution

Les vitesses de dissolution ont été calculées en ne prenant en compte que les concentrations en sulfate. Les résultats des différents essais sont présentés dans le tableau 12. La vitesse de dissolution varre dans ces essais de 2,21 10^{-4} à 1,93 10^{-3} mol/(cm².h). La vitesse la plus élevée est otenue à 25°C avec de l'eau de nappe, une vitesse de circulation de l'eau de 30 rpm et du gypse albastroïde. La vitesse la moins élevée est obtenue à 14,8°C avec de de l'eau ultrapure (MilliQ), et une vitesse de circulation de l'eau de 10 rpm. Les facteurs d'influence principaux sont ainsi la vitesse de circullation de l'eau (plus elle est élevée plus la dissolution est rapide) et le type d'eau, la vitesse de dissolution étant supérieure pour l'eau de nappe que pour l'eau MilliQ. Ceci ne rejoint pas les conclusions de Raines et Dewers (1997). Les autres facteurs mais dont l'infuence reste limitée sont la température, avec une tendance des températures les plus fortes à accélérer la dissolution. Le facteur type de gypse ne semble pas quant à lui avoir une influence significative.

Tableau 12: variabilité de le vitesse de dissolution, en mol/ (cm².h), en fonction des facteurs expérimentaux.

Forme de gypse	Température	Type d'eau	Vitesse de la pompe	
			10 rpm	30 rpm
Albastroide	25°C	Eau MilliQ	3,3E-04	7,4E-04
		Eau Nappe	7,7E-04	1,9E-03
	14,8°C	Eau MilliQ	2,5E-04	nd
		Eau Nappe	7,0E-04	nd
Sacharoïde	25°C	Eau MilliQ	2,4E-04	5,0E-04
		Eau Nappe	8,0E-04	1,9E-03
	14,8°C	Eau MilliQ	2,2E-04	nd
		Eau Nappe	7,3E-04	1,7E-03

10 rpm correspond à un débit de 0,23 L/h
30 rpm correspond à un débit de 0,65 L/h.

Les résultats obtenus lors de cette étude ont été replacés dans un diagramme présentant une synthèse des vitesses de dissolution du gypse issues de la litterature scientifique (figure 41). Ces valeurs ont été acquises par des méthodes différentes. Seule la méthode de Raines et Dewers (1997) par disque rotatif avec circulation de fluide est comparable avec celle adoptée ici.

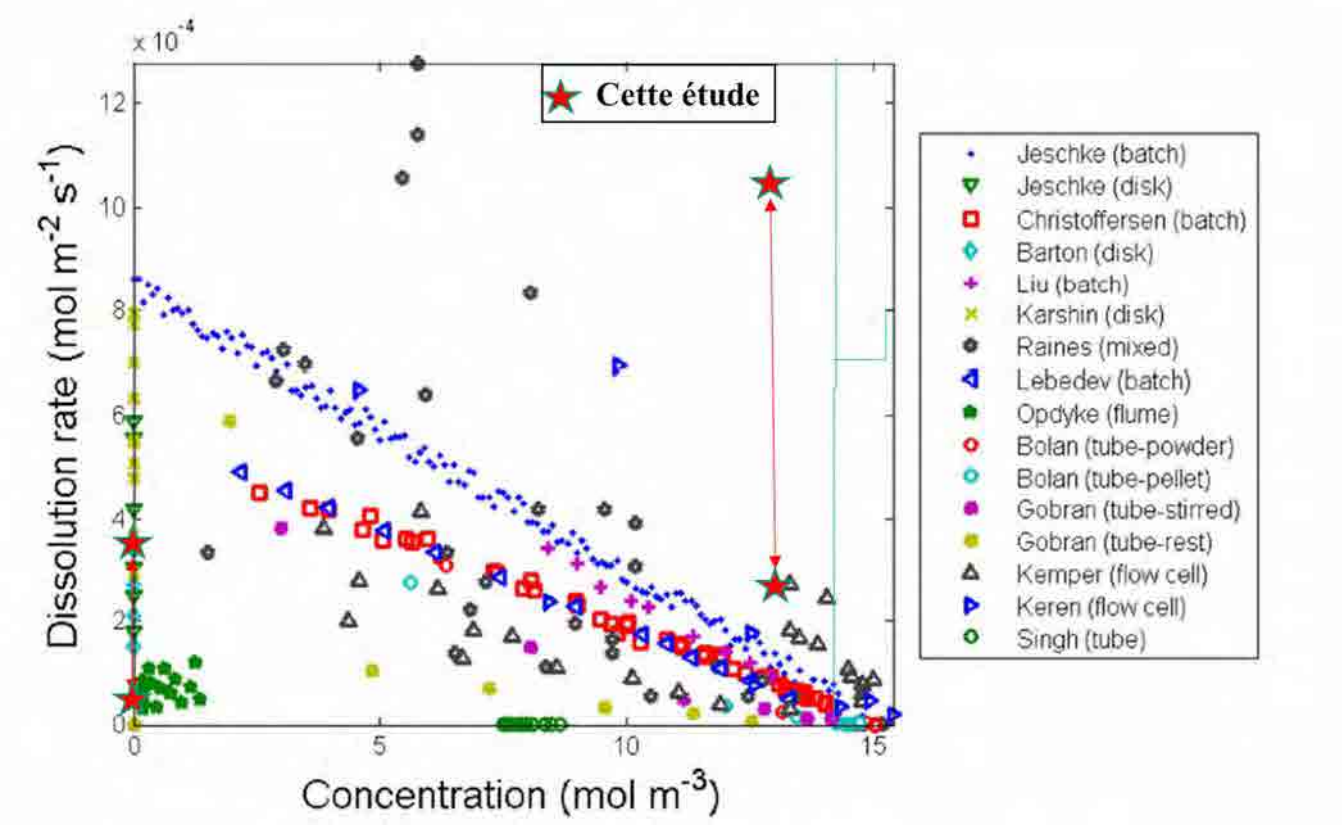


Figure 41: Dissolution du gypse dans l'eau en fonction de la concentration en calcium dans notre étude et dans différentes publications scientifiques avec différentes méthodologie (Colombani, 2013).

3.2.2 Modélisation des épaisseurs des formations géologiques

Les figures 42 à 45 et 46 à 48 présentent respectivement les carte des toits, puis les cartes d'épaisseur des différentes formations.

La fiabilité des interpolations dépend en particulier du nombre de sondages utilisés et de leur répartition spatiale. Elle sera ainsi plus faible pour les couches les plus profondes, qui sont reconnues par un moins grand nombre de sondages (cf tableau 9). Pour le Calcaire Grossier, le nombre de sondages atteignant son toit est non seulement beaucoup plus faible, mais l'identification précise du contact entre les Marnes-et-Caillasses et le toit du Calcaire Grossier est rendue difficile par l'absence d'un signal RAN caractéristique, comme il en existe pour les autres formations. Les interpolations du toit du Calcaire Grossier sont donc significativement moins fiables que celles des autres formations.

Les pendages obtenus pour le toit de ces formations sont néanmoins cohérents entre eux ainsi qu'avec les données bibliographiques. On observe ainsi pour l'ensemble des formations un pendage marqué du sud est vers le nord ouest, en accord avec la présence de l'anticlinal de Romainville au sud et le synclinal de la Seine au nord. Au nord ouest, les toits des formations s'abaissent selon un axe suivant la RN2 (Ligne 7 du métro), et remontent au nord ouest de cet axe. Ce phénomène est plus marqué pour les couches les plus profondes (Marnes-et-Caillasses et Calcaire Grossier). Des ondulations du toit des formations sont également visibles, en particulier pour les formations moins profondes (Calcaire de Saint-Ouen et Sables de Beauchamp).

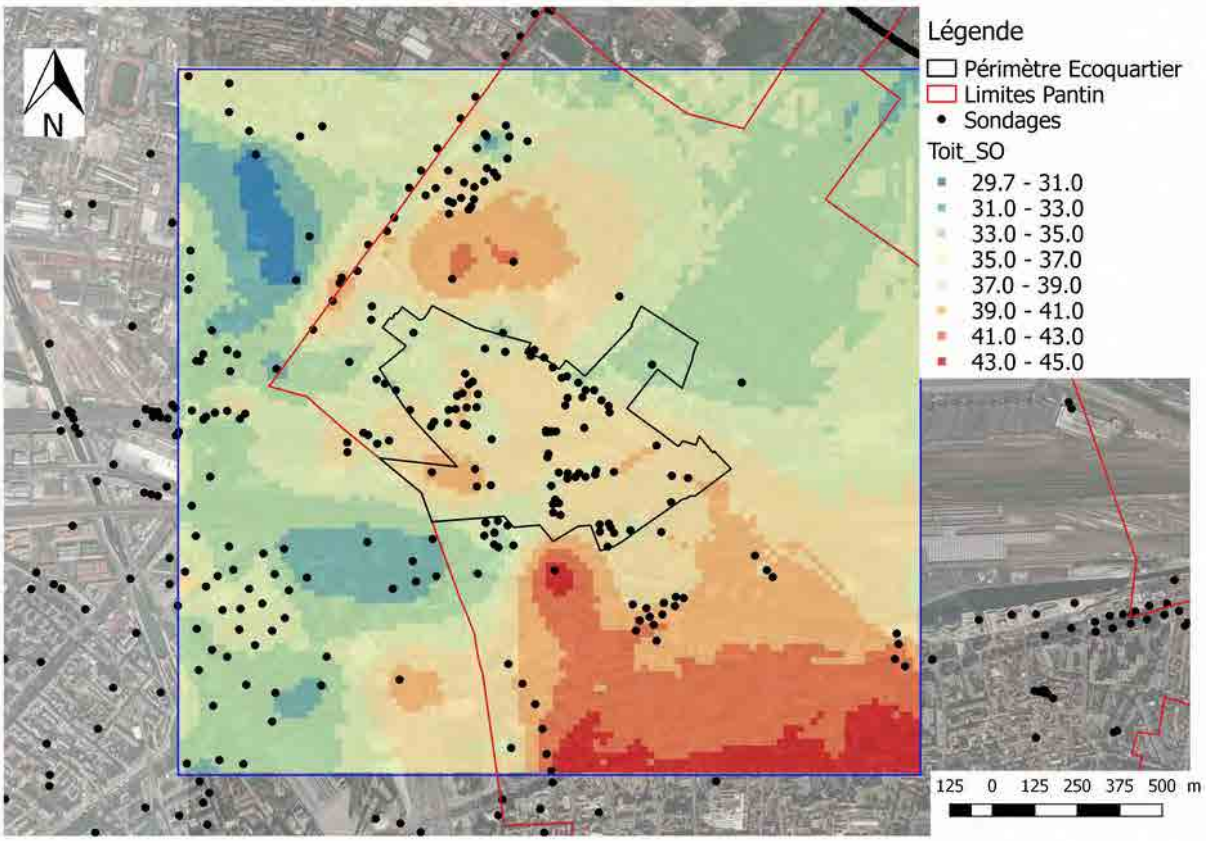


Figure 42: Carte du toit du Calcaire de Saint-Ouen

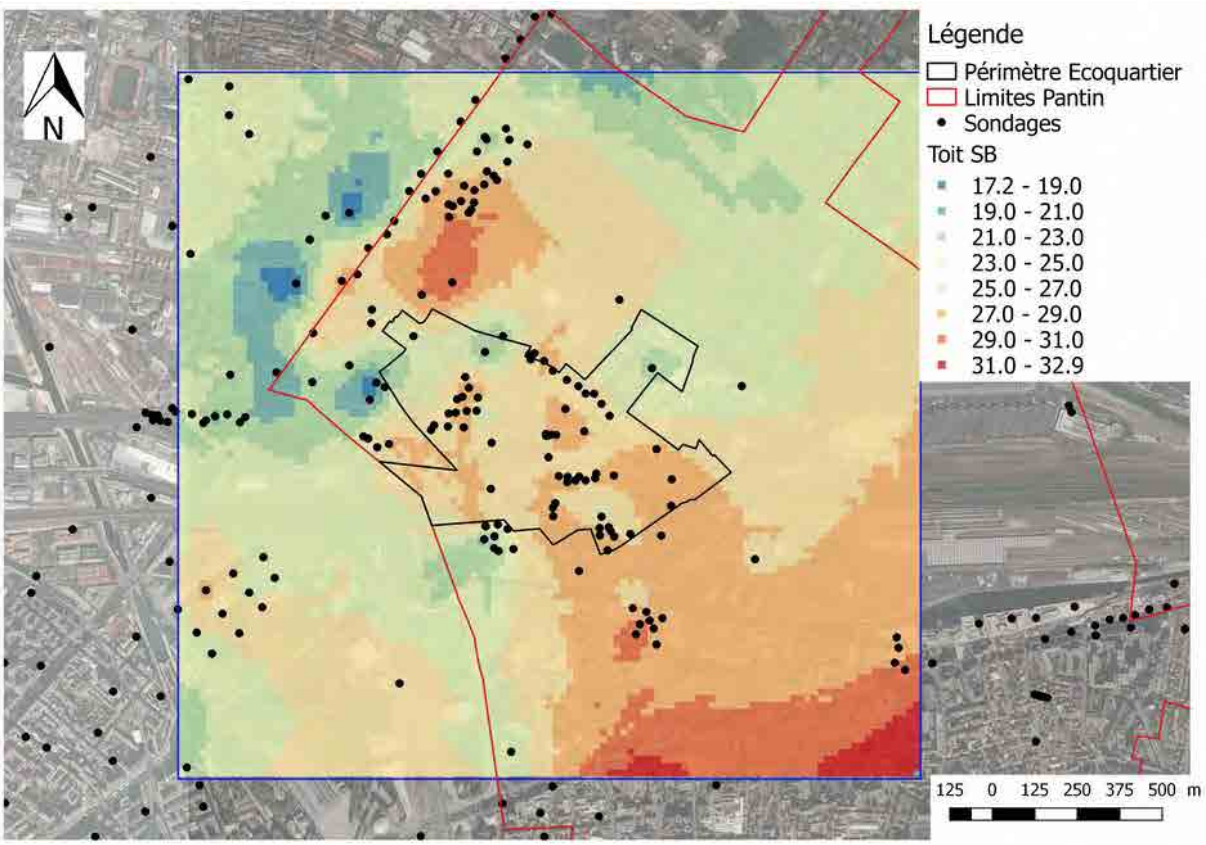


Figure 43: Carte du toit des Sables de Beauchamp

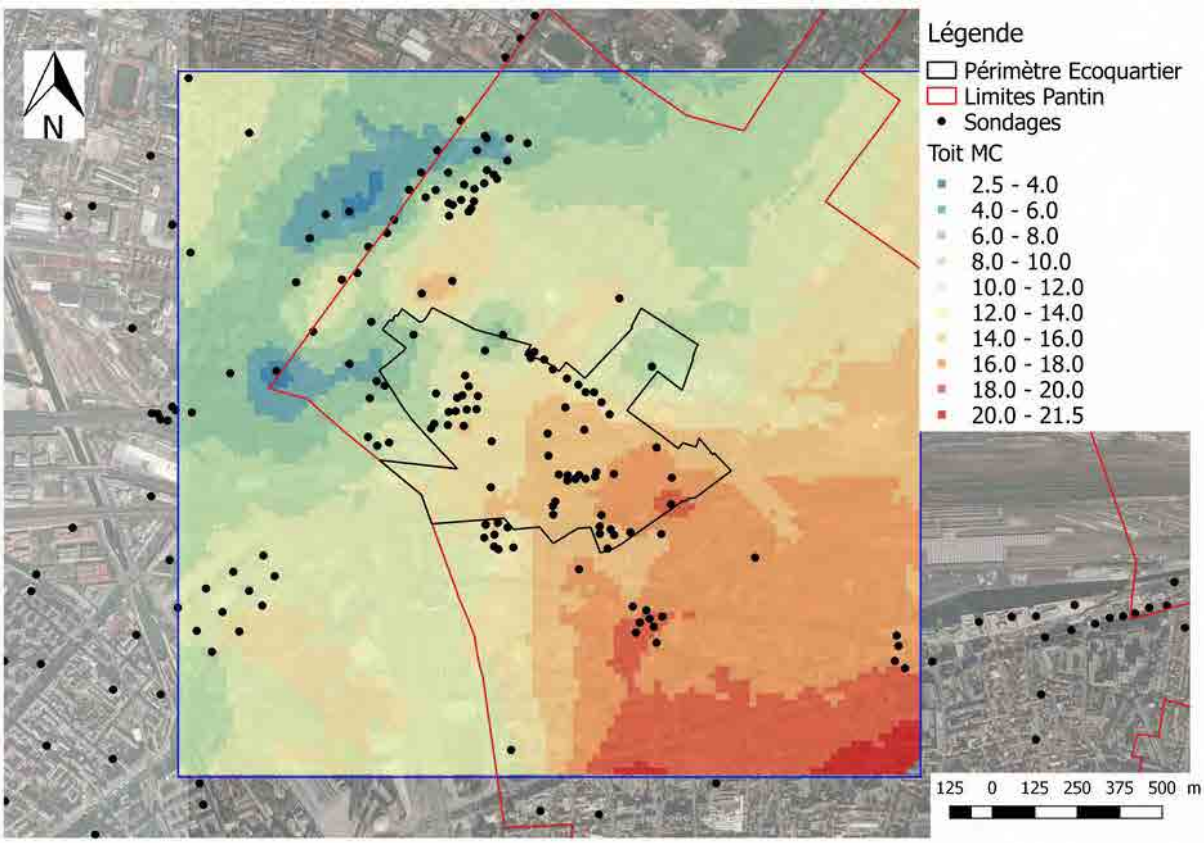


Figure 44: carte du toit des Marnes-et-Caillasses

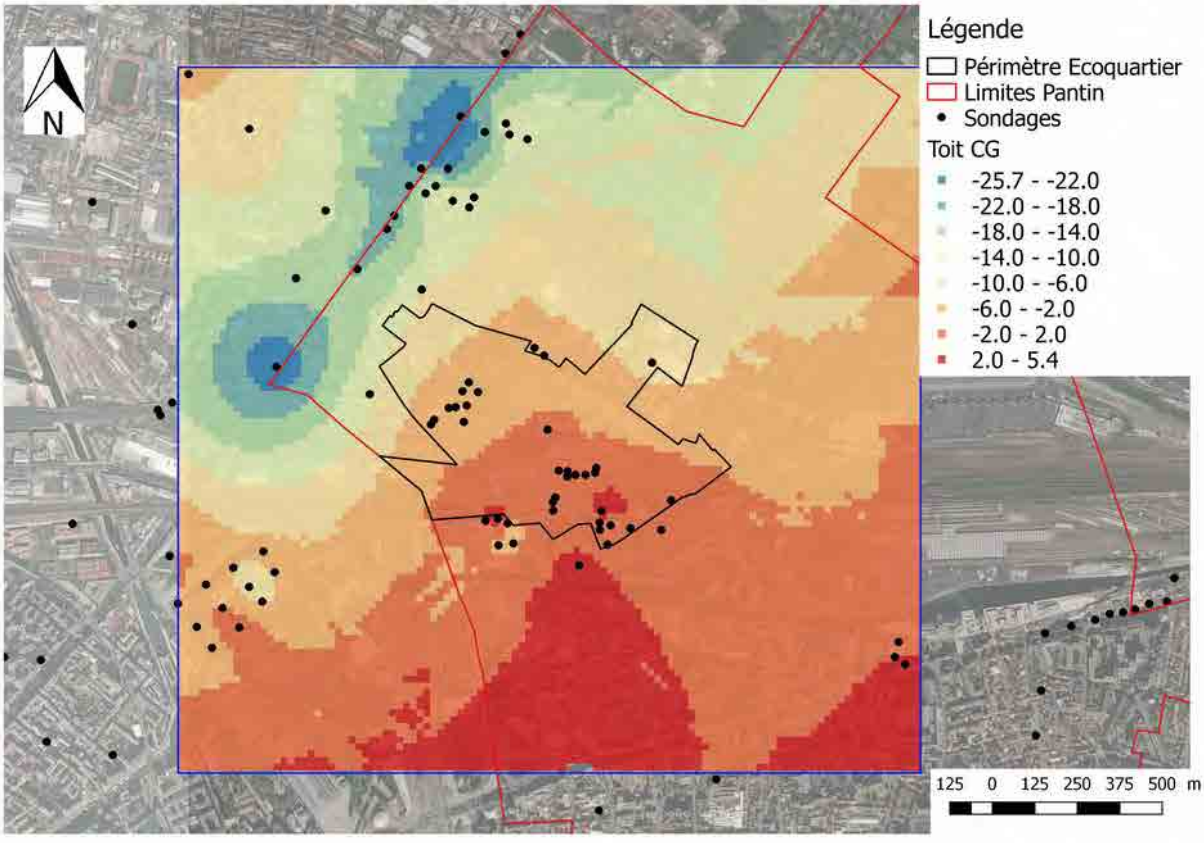


Figure 45: carte du toit du Calcaire Grossier

L'épaisseur du Calcaire de Saint-Ouen varie en règle général entre 9 et 17 m, sans qu'il soit possible d'identifier clairement un schéma de répartition des zones de surépaisseur. Au droit de l'écoquartier, cette épaisseur varie entre 11 et 15 m, ce qui correspond à une gamme d'épaisseur pour laquelle du gypse est susceptible d'être rencontré, sans que cela soit systématique.

L'épaisseur des Sables de Beauchamp varie entre 9 et 19 m, avec une augmentation très nette des épaisseurs en allant du sud est vers le nord ouest, ce qui correspond au pendage général des couches. Les épaisseurs sont maximales autour de l'axe constitué par la RN2.

Malgré les incertitudes relatives à l'interpolation du toit du Calcaire Grossier, la même tendance que pour les Sables de Beauchamp est observée pour les Marnes-et-Caillasses, avec une zone de surépaisseur encore plus marquée le long de la RN2, où l'on rencontre jusqu'à 30 m de Marnes-et-Caillasses. Dans l'emprise du modèle géologique, les épaisseurs de cette formation varient globalement entre 10 et 30 m, alors qu'elles sont comprises entre 13 et 19 m au droit du futur écoquartier.

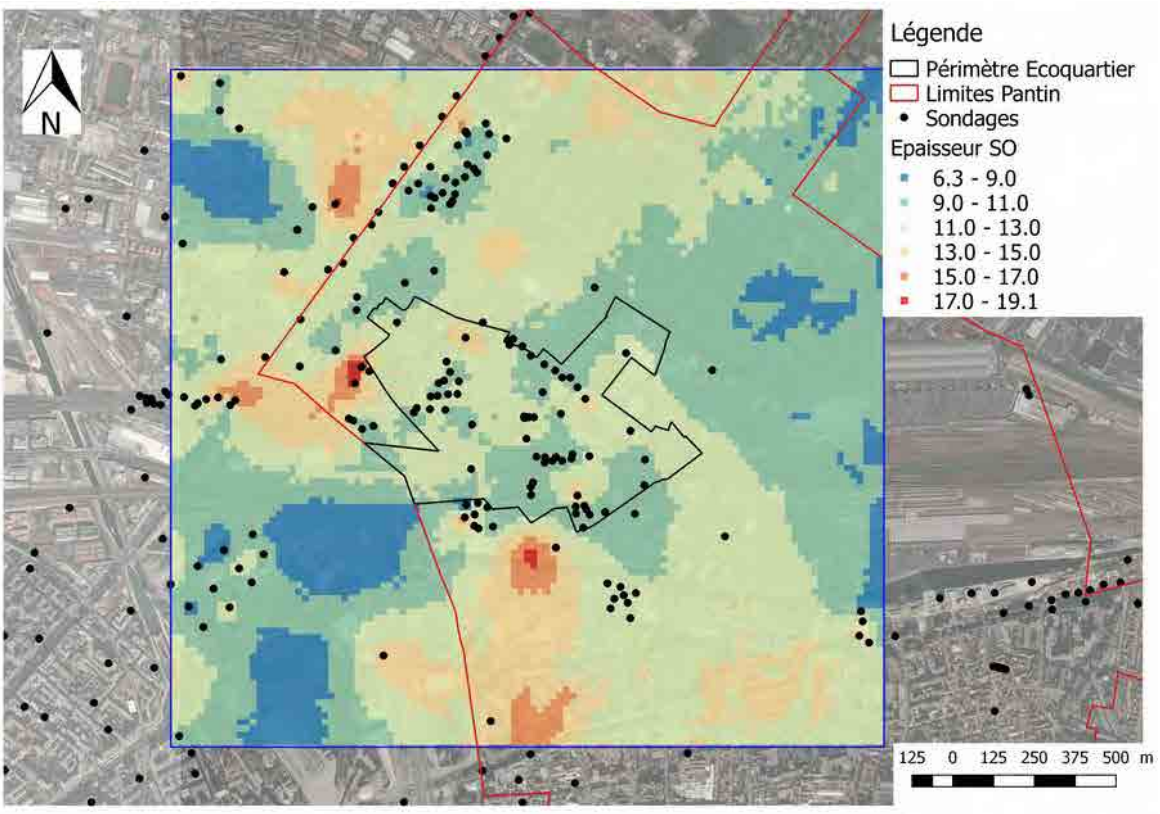


Figure 46: carte d'épaisseur du Calcaire de Saint-Ouen

Les coupes des sondages situés à proximité de la RN2 ont été examinées pour vérifier l'existence de cette zone de surépaisseur. Il s'agit principalement de sondages carottés issus des études de la Ligne 7 du métro, de sondages destructifs avec gamma ray réalisés dans le cadre d'études géotechniques rue Gabrielle Josserand (parc, école maternelle et habitats collectifs), et de sondages de la BSS. Sur le profil géologique de la Ligne 7 (Annexe 4), les grosses épaisseurs de Sables de Beauchamp et de Marnes-et-Caillasses sont bien visibles. On notera que l'écran argileux des Sables de Beauchamp y est bien représenté. Les sondages destructifs rue Gabrielle Josserand confirment également l'existence de ces zones de surépaisseur. Il est même possible que le toit du Calcaire Grossier soit en réalité plus profond pour certains sondages. En revanche, certains sondages situés au nord de la RN2 sont moins fiables, et la zone de surépaisseur s'étend probablement plus au nord. Les sondages carottés réalisés dans le cadre des études de la Ligne 15 Est indiquent des épaisseurs de Marnes-et-Caillasses assez restreintes au niveau de la future gare de Mairie d'Aubervilliers (15 à 16 m d'épaisseur), ce qui permet de borner l'extension de la lagune au nord. Ces épaisseurs s'accroissent en direction de Fort d'Aubervilliers (épaisseurs de plus de 22 m observées dans certains sondages entre les 2 gares).

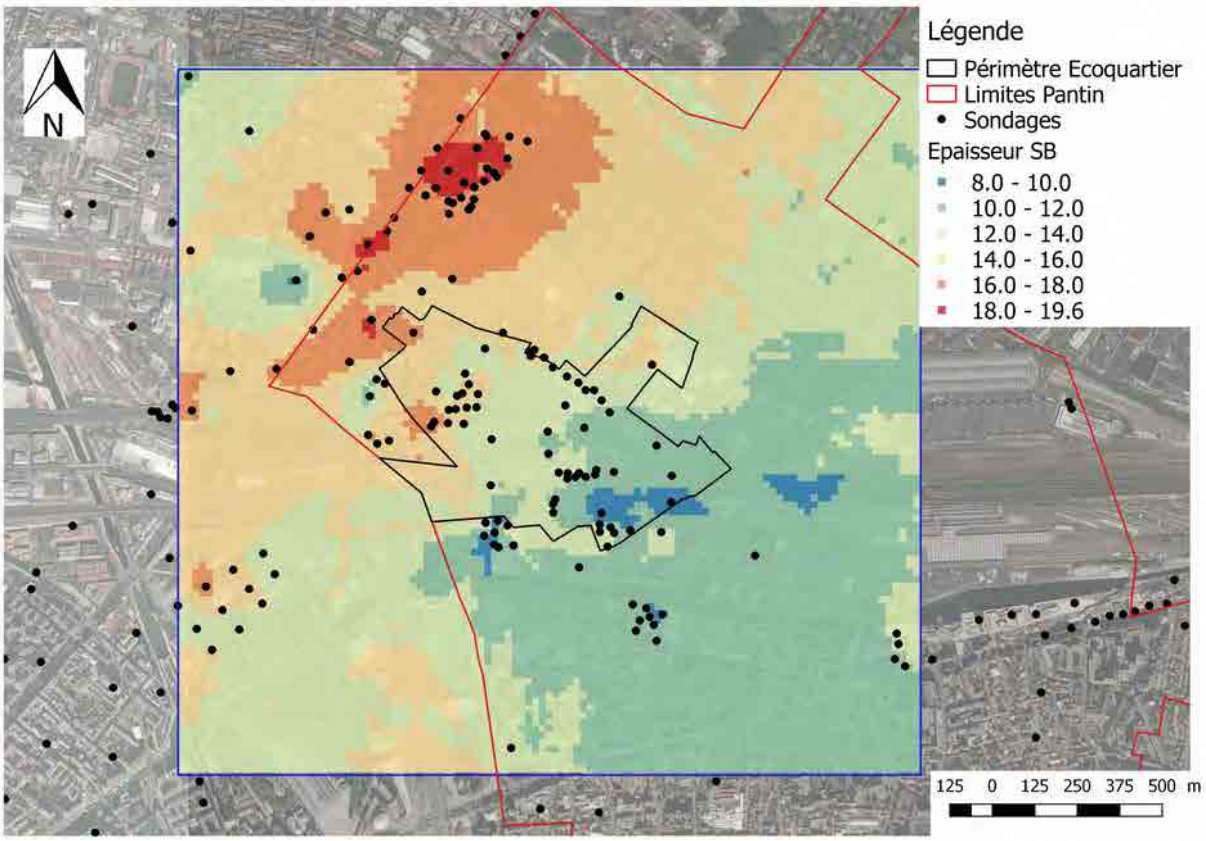


Figure 47: carte d'épaisseur des Sables de Beauchamp

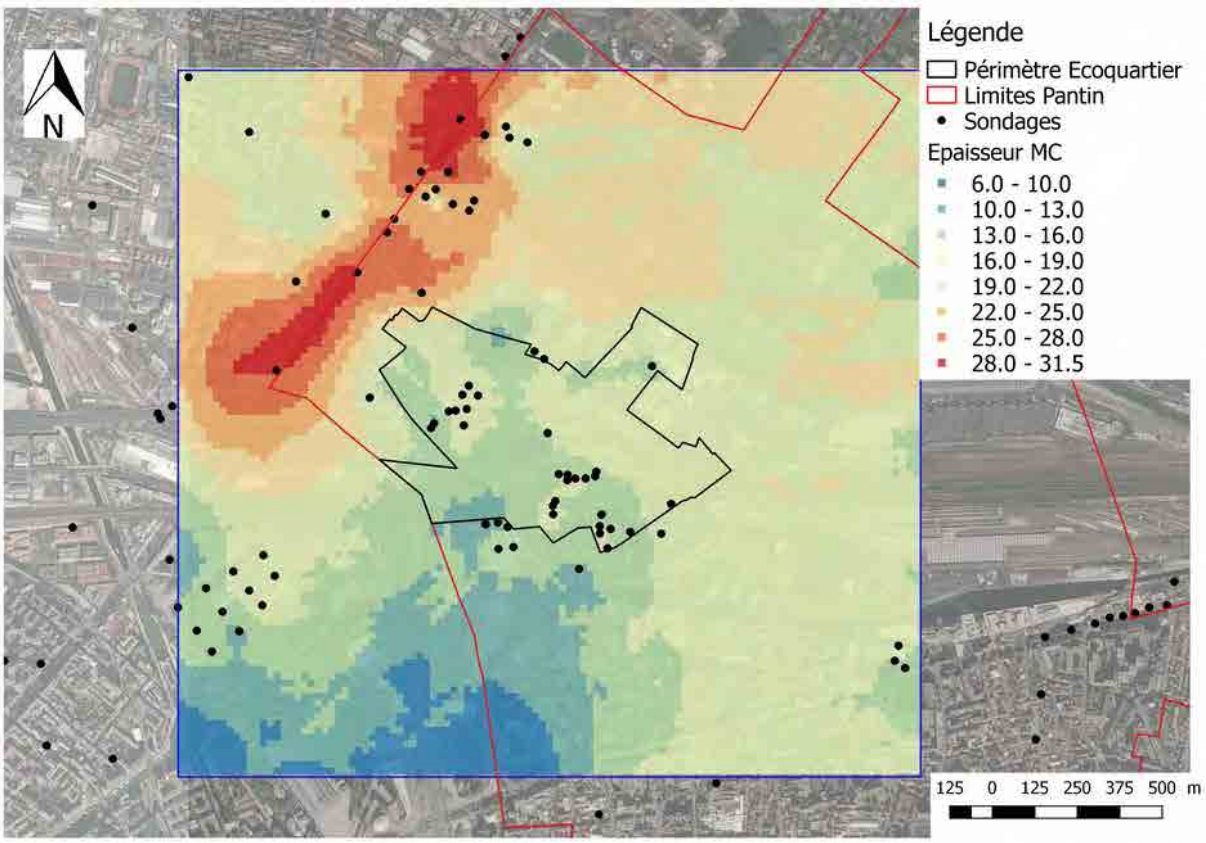


Figure 48: carte d'épaisseur des Marnes-et-Caillasses

3.2.3 Analyse des données relatives à la présence de gypse

Une analyse détaillée des sondages considérés comme fiables (sondages carottés ou sondages destructifs accompagnées de mesures de radioactivité naturelle) a été réalisée afin de quantifier les épaisseurs de gypse dans les différentes formations géologiques. Les enregistrements des paramètres de forage ont également été regardés afin de rechercher les anomalies détectées en forage pour les couches du Calcaire de Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses, anomalies qui pourraient correspondre à la dissolution d'anciennes lentilles de gypse. Une exploitation systématique de ces enregistrements avait été envisagée, mais a finalement été abandonnée en raison de la qualité variable de ces enregistrements, de l'absence pour certains sondages des courbes d'étalonnage et du format des données (le Cerema ne disposait que des profils, et non des données sous forme de tableur au format .txt ou .xls). À défaut d'approche quantitative, une approche qualitative a été proposée.

Les cartes d'épaisseurs du Calcaire de Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses ont par ailleurs permis de rechercher les zones de surépaisseur de ces formations. Les travaux de recherche antérieurs (Toulemont, 1986, Thierry et al. 2009) ont en effet permis d'établir une relation empirique entre épaisseur des Marnes-et-Caillasses et présence de gypse. Selon cette relation, la probabilité que du gypse soit présent commence à être significative lorsque l'épaisseur des Marnes-et-Caillasses est supérieure à 15 m, et l'épaisseur potentielle de gypse est ensuite proportionnelle à la surépaisseur de Marnes-et-Caillasses. L'épaisseur des Marnes-Infragypseuses a également été regardée ponctuellement dans les sondages, car plus l'épaisseur de ce reliquat des Masses-et-Marnes du Gypse est importante, plus le risque qu'il y ait du gypse est grand.

- Marnes Infra-Gypseuses

Il est en général difficile d'identifier précisément le toit des Marnes-Infragypseuses en se basant sur les coupes des sondages destructifs, car il peut exister des incertitudes sur la transition avec les Remblais ainsi qu'avec les Sables Verts de Monceau, si bien qu'une carte de l'épaisseur de cette formation n'a pas été réalisée. Les épaisseurs de Marnes Infragypseuses indiquées sur les coupes des sondages carottés et le profil géologique de la ligne 7 ont néanmoins été recensées, et reportées sur la figure 49. L'épaisseur de cette formation diminue du sud est vers le nord ouest, avec des épaisseurs variant entre 2,5 et 8 m au sein de la ZAC. Une épaisseur de 11 m est même indiquée dans l'un des sondages carottés réalisés devant la gare de Pantin, mais cette épaisseur semble surestimée.

Les plus grosses épaisseurs pouvant être compatibles avec la présence de gypse, les coupes des sondages carottés ont été examinées afin de recenser toutes les occurrences de passages gypseux. L'annexe 5 fournit une carte des sondages carottés où des passages gypseux ont été mentionnés dans les Marnes Infragypseuses, ainsi qu'un tableau avec la description de toutes les passes correspondantes. Sur 18 sondages carottés traversant intégralement les Marnes Infragypseuses, la moitié mentionne la présence de gypse. Cependant, pour les 9 sondages concernés, le gypse ne semble être présent qu'en très petite quantité, s'il est bien présent (il est possible qu'il puisse y avoir des confusions avec d'autres minéraux, notamment de la calcite). Il est ainsi souvent fait mention de « nodules de gypse », de « marnes gypseuses », de « petits blocs (calcaire, gypse) ». Parmi les 3 sondages carottés réalisés dans le cadre de la convention (SCP1, SCP3 et SCP6), seule la coupe du SCP6 mentionne du gypse, où des « filets de gypse » sont décrits à plusieurs reprises. Le Cerema n'a cependant pas observé de gypse sur ces carottes (la coupe du sondage SCP6 n'a pas été établie par le même géologue que pour les SCP1 et SCP3).

Certains sondages peuvent par ailleurs poser problème lorsqu'une unique passe recoupant plusieurs mètres décrit du gypse, comme, par exemple, un sondage décrivant de 4,1 à 10,5 une « *marne argileuse à argile marneuse beige-roux blanchâtre à cailloux, cailloutis et blocs calcaires +gypse et quelques passages argileux et sablomarneux en fin de couche* ». Dans ce cas, le principe de précaution voudrait que l'on considère qu'il peut y avoir du gypse en quantité significative, alors que ce n'est pas le cas. Il importe donc, pour les sondages carottés, de faire des passes relativement courtes, et de décrire de façon précise les passes qui contiennent du gypse, afin de pouvoir quantifier précisément le gypse présent.

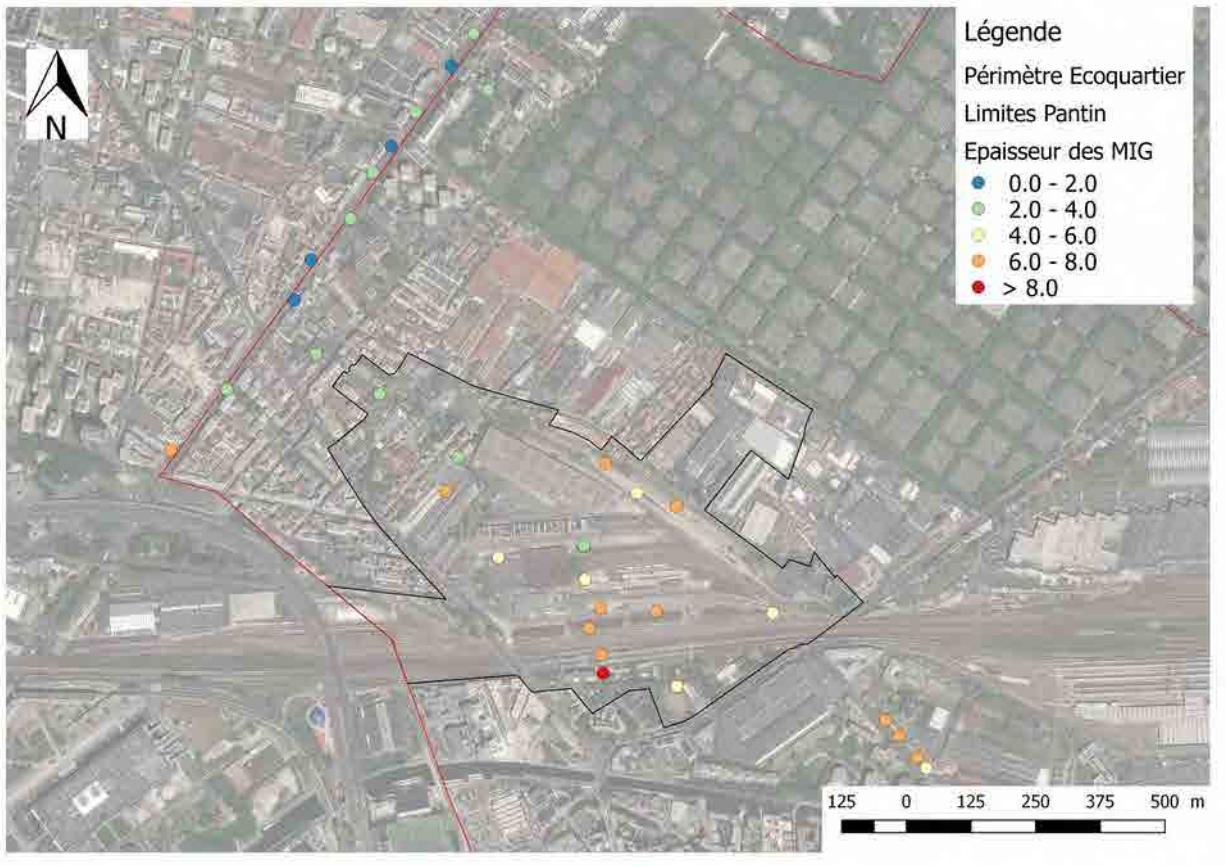


Figure 49: Carte des épaisseurs de Marnes Infragypseuses observées dans les sondages carottés

- Calcaire de Saint-Ouen

Au droit de l'écoquartier, l'épaisseur du Calcaire de Saint-Ouen varie entre 11 et 15 m (Figure 46), ce qui correspond à une gamme d'épaisseur pour laquelle du gypse est susceptible d'être rencontré, sans que cela soit systématique. Les sondages réalisés au droit de l'écoquartier ont ainsi été examinés pour rechercher des informations relatives à la présence de gypse dans cette formation.

Du gypse est mentionné pour plusieurs sondages destructifs, mais cela semble essentiellement se baser sur les faibles comptages observés lors des mesures de radioactivité naturelle, et qui ne correspondent généralement pas à du gypse. Par exemple, lors des premières études géotechniques réalisées pour l'extension de la piscine et la construction d'un conservatoire, avenue du Général Leclerc, il est écrit que « *des niveaux gypseux sains sont identifiés au Gamma Ray entre 12,0 et 14,0 m de profondeur /TN* ». Le sondage carotté SCP1 réalisé dans le cadre de la convention ne révéla pourtant pas de gypse, alors qu'il n'était situé qu'à quelques dizaines de mètres de ce sondage, et que le profil de diagraphie gamma ray est comparable (Figure 50).

De la même manière que pour les Marnes Infragypseuses, les sondages carottés situés au sein de la ZAC ont été examinés (annexe 5) pour recenser les descriptions de passages gypseux. Sur 12 sondages carottés traversant intégralement le Calcaire de Saint-Ouen, 9 sondages mentionnent la présence de gypse. Cependant, pour les 9 sondages concernés, le gypse ne semble être présent qu'en quantité négligeable (passages centimétriques), s'il est bien présent. Outre ces sondages traversant intégralement la formation, 5 autres sondages ne traversent le Calcaire de Saint-Ouen que sur quelques mètres (reconnaissance du Calcaire de Saint-Ouen supérieur), et aucun d'eux ne mentionne de gypse.

Figure 50: Comparaison des mesures de RAN dans un sondage destructif (à droite) et dans le sondage carotté SCP1 (à gauche) pour le chantier de l'extension de la piscine

En revanche, s'il ne semble pas y avoir d'éléments probants attestant la présence de gypse en quantité significative dans le Calcaire de Saint-Ouen, des anomalies de vitesse sont fréquemment observées dans cette formation. Les enregistrements de paramètres de 117 sondages destructifs ont été analysés. Pour la majorité de ces sondages, la partie supérieure de cette formation semble saine, mais des passages altérés sont observés de manière récurrente à la base de cette formation, en particulier au niveau du Calcaire de Ducy. Ces sondages ont été comparés de façon qualitative, en les distinguant en 3 catégories :

- pas d'anomalie notable à la base du Calcaire de Saint-Ouen (45 sondages),
- passages moyennement décomprimés à la base du Calcaire de Saint-Ouen (35 sondages),
- passages fortement décomprimés à la base du Calcaire de Saint-Ouen (37 sondages).

Pour la dernière catégorie, l'épaisseur des passages altérés varie généralement de 0,5 à 1,0 m, et peut dans de plus rares cas atteindre 2,0 m. La répartition spatiale de ces anomalies est représentée sur la Figure 51.

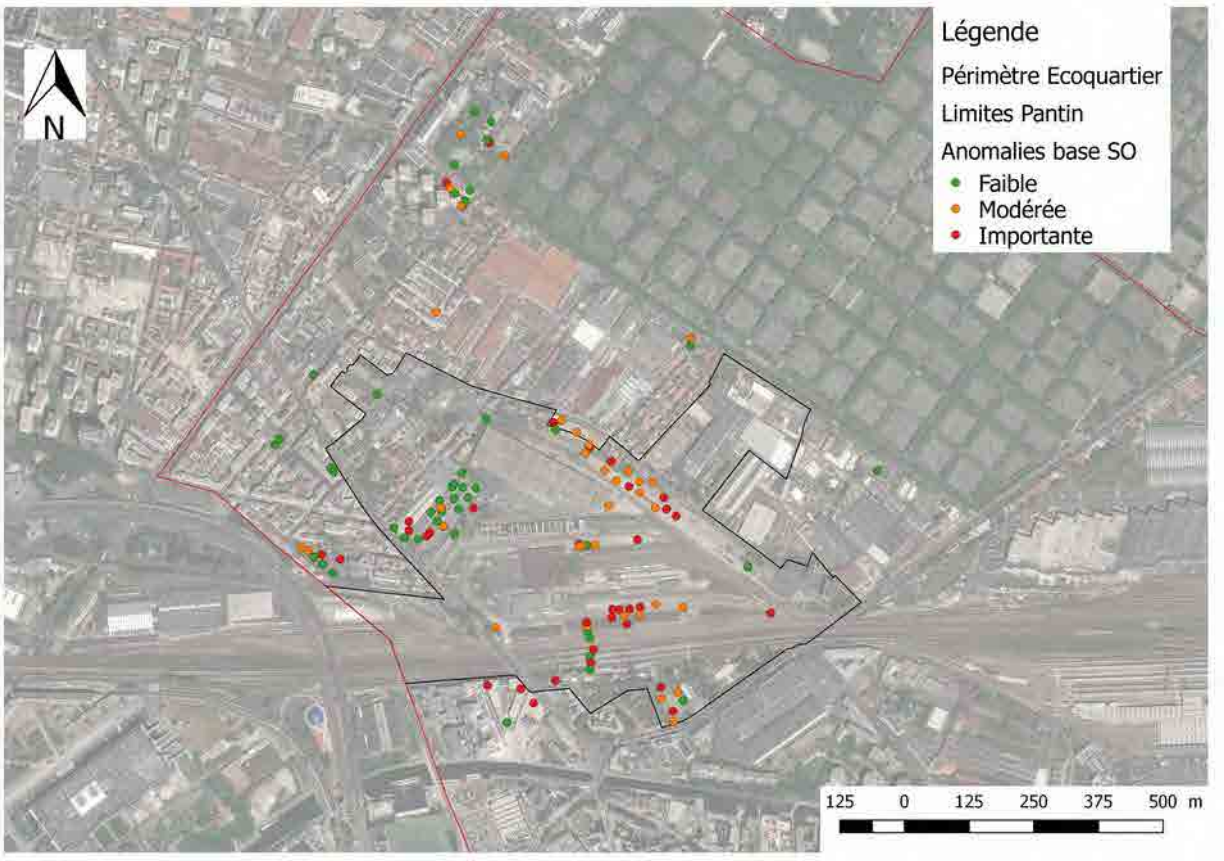


Figure 51: Répartition des anomalies observées dans les sondages destructifs à la base du Calcaire de Saint-Ouen

On peut observer sur cette figure une assez grande hétérogénéité spatiale, avec parfois des variations importantes pour des sondages proches. C'est notamment le cas pour les sondages destructifs du plot d'essai de pompage, réalisés dans la zone centrale pour les besoins de la convention. Sur les 4 sondages destructifs réalisés, des anomalies significatives ont été détectées à la base du Calcaire de Saint-Ouen dans les sondages SDP5 et SDP9, alors que les sondages SDP8 et SDP10 semblent en être dépourvus (Figure 52). Un passage très décomprimé de plus de 1 m a notamment été observé dans le SDP5. Malgré cela, certaines tendances peuvent être dégagées de la figure 51. Il semble ainsi qu'il y ait plus fréquemment des anomalies à la base du Calcaire de Saint-Ouen dans la partie Sud Est de la ZAC que dans la partie Nord Ouest. Cela semble être cohérent avec les reconnaissances géologiques des Lignes 5 et 7 du métro : des épaisseurs de gypse importantes avaient été reconnues pour la ligne 5 au niveau de la station Eglise de Pantin, alors que le profil géologique de la ligne 7 ne mentionne pas de gypse dans le Calcaire de Saint-Ouen (Annexe 4). Il semble ainsi que le Calcaire de Saint-Ouen ait pu contenir du gypse (notamment à la base) au droit de l'écoquartier, mais qu'il n'en reste plus, ou alors en très faible quantité.

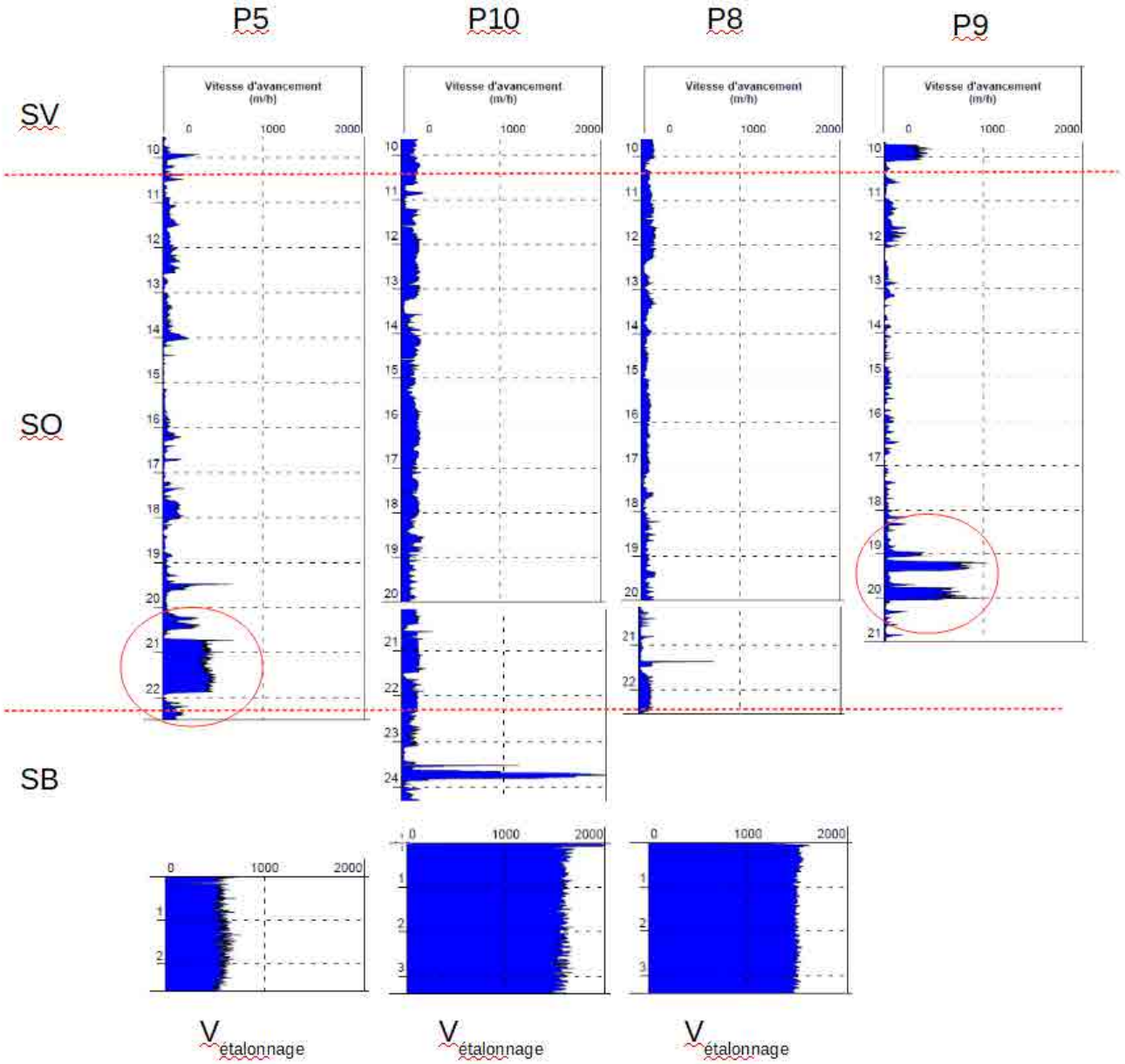


Figure 52: Comparaison des vitesses d'avancement pour les sondages destructifs du plot d'essai de pompage, et identification des zones décomprimées (les courbes d'étalonnage sont représentées en bas)

- Sables de Beauchamp

Les coupes de certains sondages carottés mentionnent la présence de gypse au droit de la ZAC. Il s'agit en général de cristaux de gypse à fer de lance de plusieurs centimètres d'épaisseur, voire de quelques dizaines de centimètres, situés dans les faciès argileux des Sables de Beauchamp Médians. Les plus grosses épaisseurs de gypse observées dans cette formation ont été rapportées au niveau de la ligne 7, là où les épaisseurs de Sables de Beauchamp sont les plus grandes. Un banc de gypse de plus d'un mètre d'épaisseur a ainsi été représenté au milieu des Sables de Beauchamp médians pour le sondage carotté A10, alors que l'épaisseur totale de cette formation y est de 18,75 m (Annexe 4). Il semblerait donc que les épaisseurs de gypse dans les Sables de Beauchamp sont maximales dans les zones de surépaisseur de cette formation. Ce gypse semble néanmoins peu problématique, car il est alors pris dans une épaisse couche argileuse.

- Marnes-et-Caillasses

Les travaux d'interpolation ont montré que l'épaisseur des Marnes-et-Caillasses variait entre 13 et 19 mètres au droit du futur écoquartier, et qu'elle augmentait de façon très significative au niveau de la ligne 7, où elle peut atteindre 30 m. Afin de quantifier les épaisseurs de gypse, les sondages carottés ainsi que les sondages destructifs avec gamma-ray ont été analysés. Dans la mesure où les épaisseurs de gypse sont souvent difficiles à estimer précisément, notamment pour les diagraphies gamma-ray, des estimations hautes et basses ont été effectuées.

Les épaisseurs de gypse dans les Marnes-et-Caillasses estimées au droit des différents sondages sont représentées sur les figures 53 et 54, qui correspondent respectivement à une estimation basse (gypse massif uniquement) et haute des épaisseurs de gypse. Au droit du futur écoquartier, les épaisseurs de gypse sont relativement faibles, avec des épaisseurs maximales de gypse massif de 2 m. Si l'on considère l'ensemble des passages potentiellement gypseux, y compris le gypse fortement altéré par les phénomènes de dissolution, les épaisseurs maximales sont de l'ordre de 6 m. Sur le profil géologique de la ligne 7, dans la zone de surépaisseur des Marnes-et-Caillasses, les épaisseurs de gypse massif varient entre 2 et 12 m.

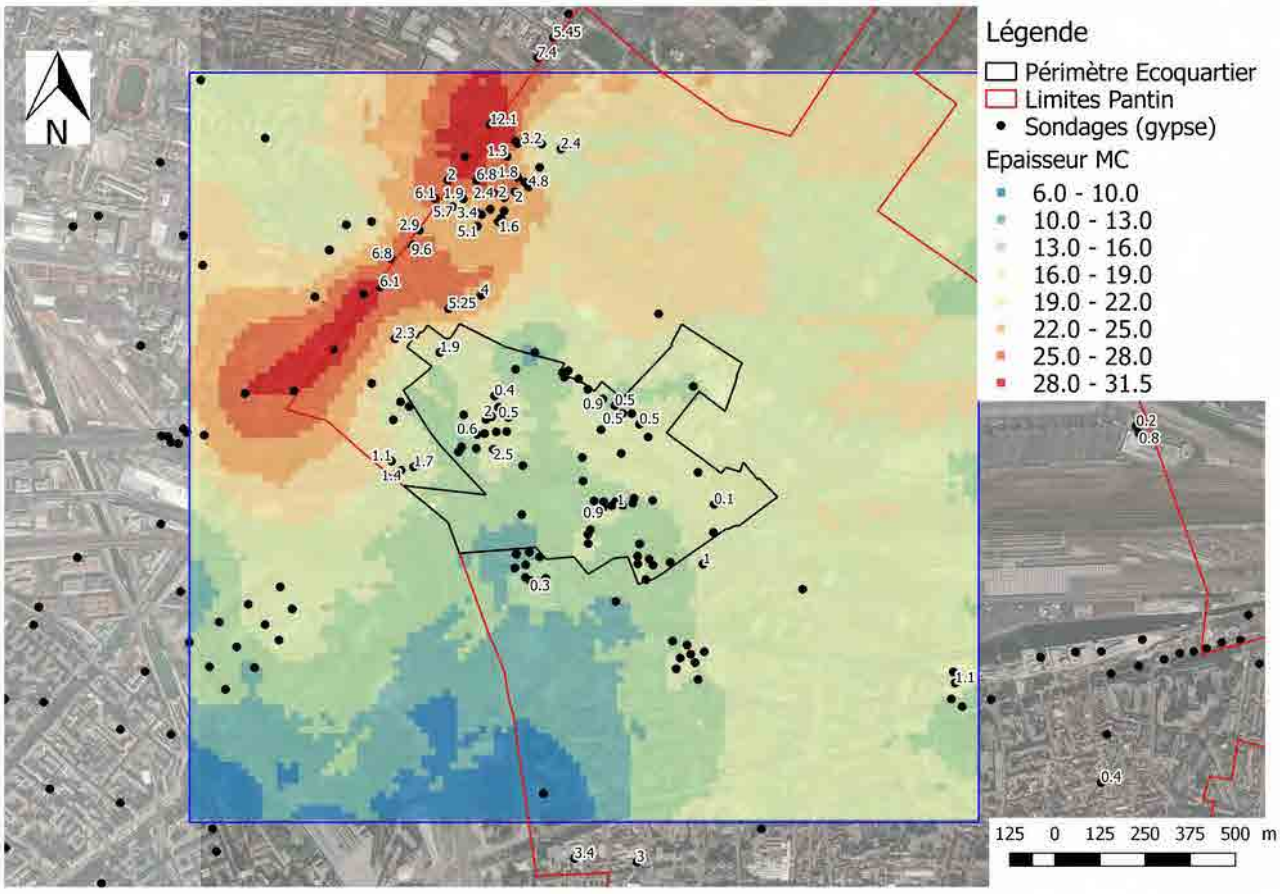


Figure 53: carte des épaisseurs de gypse massif dans les Marnes-et-Caillases (estimation basse)

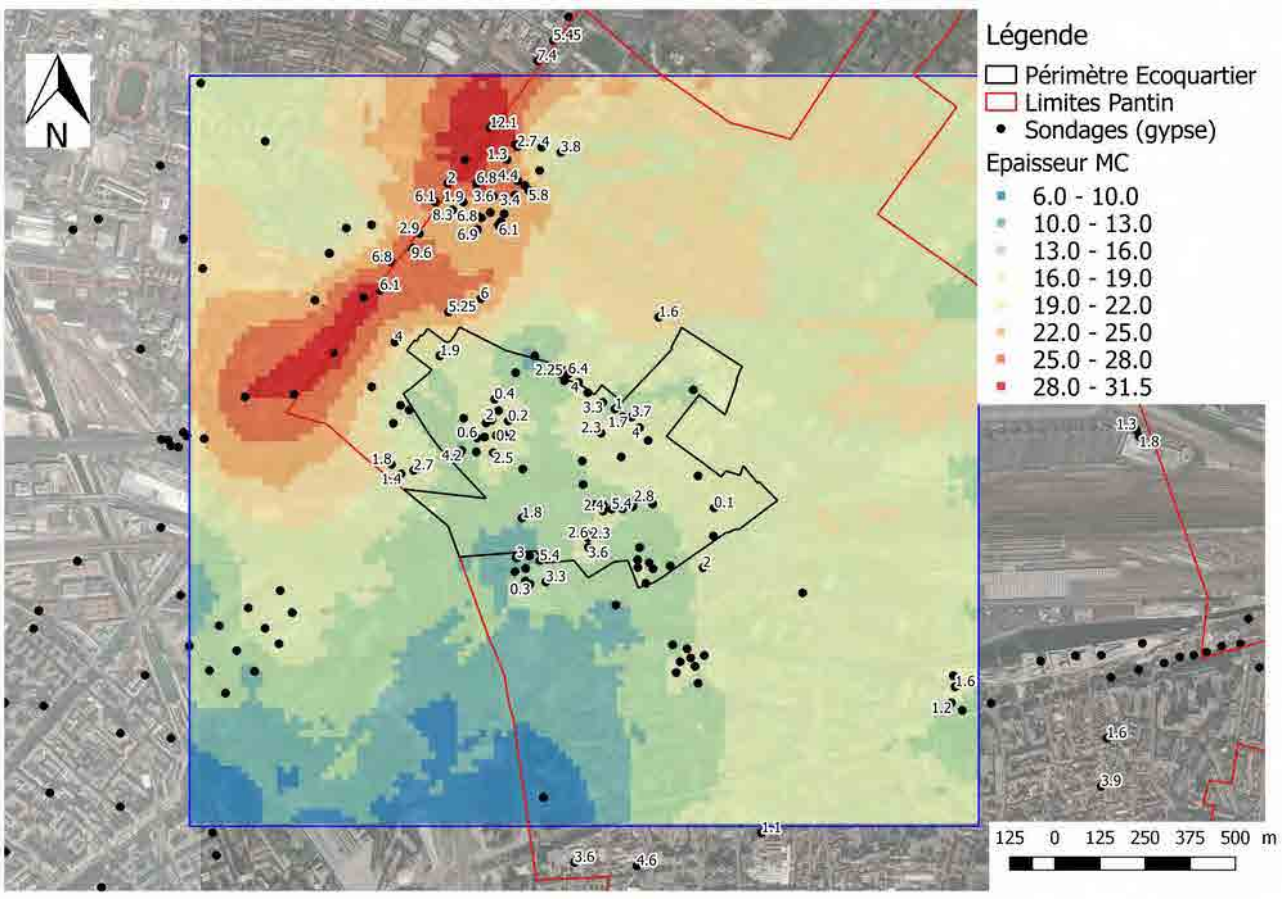


Figure 54: carte des épaisseurs de gypse sain et altéré dans les Marnes-et-Caillases (estimation haute)

Les bancs de gypse situés au droit de la ZAC, mais aussi à l'amont, ont été affectés par des phénomènes de dissolution, comme l'attestent les anomalies de vitesse d'avancement observées lors de la réalisation des sondages destructifs, mais aussi les nombreuses cavités de dissolution représentées sur le profil géologique de la ligne 7.

D'autre part, un fontis est survenu le 15 mars 1993, rue Gabrielle Josserand (LREP, 1993). Selon le LREP, chargé du dossier de classement en zone sinistrée, ce fontis présentait « des anomalies identiques aux découvertes faites par la RATP [pour la ligne 7], mais avec un stade d'évolution plus avancé avec apparition d'un effondrement en surface ». D'après les reconnaissances géotechniques réalisées, la cavité s'étendait dans les Marnes-et-Caillasses sur une longueur d'environ 30 mètres, pour une largeur maximale de 15 mètres. Dans les Sables de Beauchamp, un fontis d'environ 10 mètres de diamètre s'était développé.

Il aurait été intéressant de calculer des indices d'altération, ou des épaisseurs de vide cumulé, selon les méthodes proposées dans la littérature (Cayeux, 1986 ; Reiffsteck 2010, Charmoille et al. 2021). L'hétérogénéité des données, et surtout l'impossibilité de disposer des enregistrements des paramètres de forage destructifs n'a cependant pas permis de réaliser ce travail. A défaut, la figure 55 présente une répartition des sondages dans lesquelles des anomalies significatives ont été détectées dans les Marnes-et-Caillasses. L'emplacement du fontis de la rue Gabrielle Josserand y est également représenté.

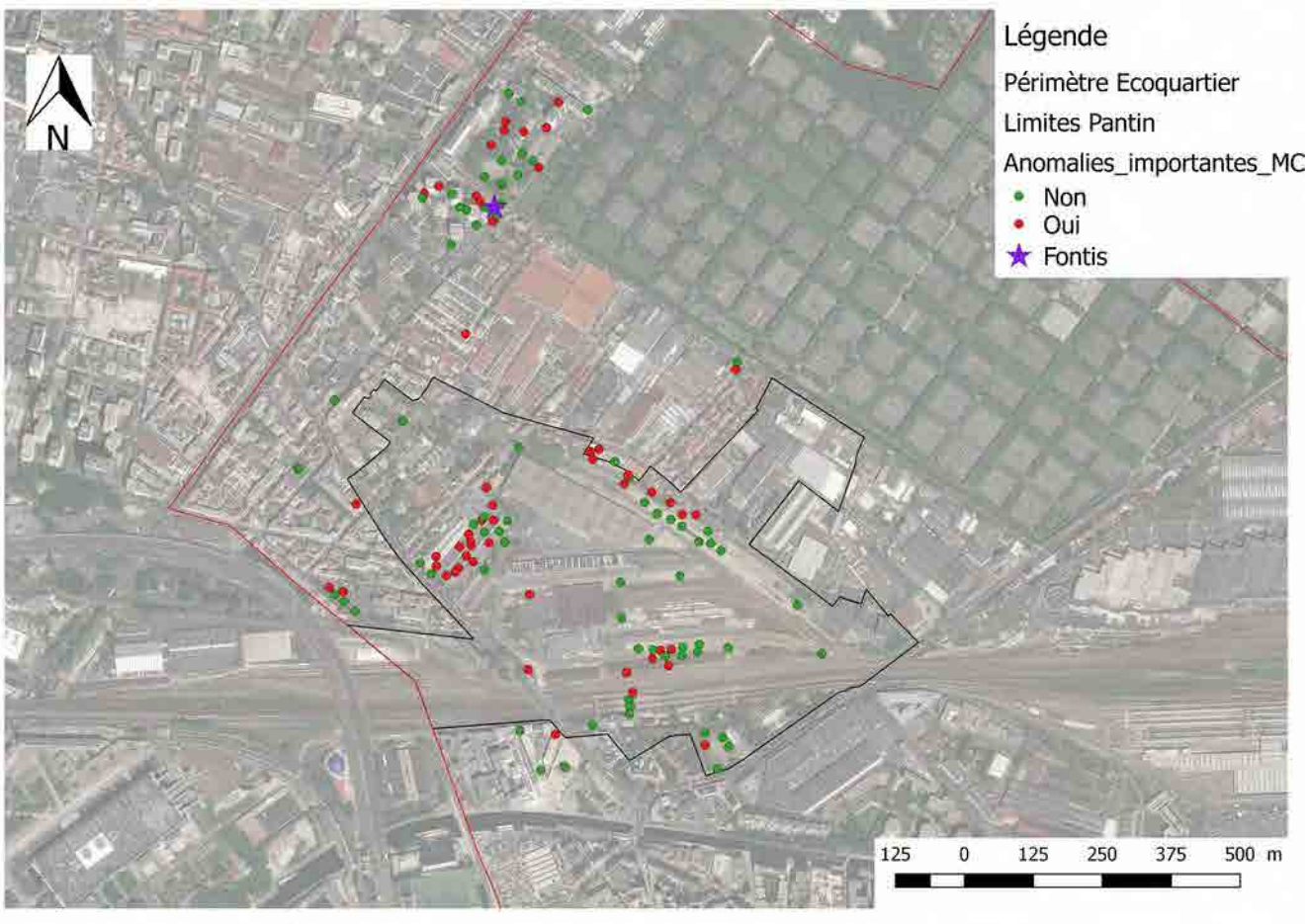


Figure 55 : Localisation des sondages dans lesquelles des anomalies significatives ont été détectées dans les Marnes-et-Caillasses, ainsi que de l'emplacement du fontis de la rue Gabrielle Josserand

3.2.4 Synthèse sur la présence de gypse au droit du site

L'analyse de l'ensemble des données de sondage ainsi que les interpolations ont permis de confirmer la présence de gypse dans les Marnes-et-Caillasses (le gypse étant présent sous forme lenticulaire, il n'est toutefois pas systématiquement reconnu dans cette formation). Des anomalies de vitesse ont par ailleurs été fréquemment observées à la base du Calcaire de Saint-Ouen et dans les Marnes-et-Caillasses. En revanche, bien que des sondages mentionnent la présence de gypse dans les Marnes Infragypseuses et dans le Calcaire de Saint-Ouen, le Cerema n'a pas obtenu d'éléments probants attestant la présence de gypse en quantité significative dans ces deux formations. Il semble ainsi que le Calcaire de Saint-Ouen ait pu contenir du gypse (notamment à la base), mais qu'il n'en reste plus, ou alors en très faible quantité. La présence de gypse signalée dans le Calcaire de Saint-Ouen résulte généralement d'erreurs d'interprétation des mesures de radioactivité naturelle.

Outre la caractérisation géologique du site, cette analyse a permis d'identifier un certain nombre de problèmes ou de lacunes fréquemment rencontrés dans les études géotechniques, et de proposer des recommandations pour améliorer les reconnaissances.

- La comparaison des sondages de différentes études est souvent rendue difficile par l'absence de nivellement des sondages ; il serait vraiment utile et relativement peu coûteux de demander à ce que les sondages fassent systématiquement l'objet d'un levé topographique par un géomètre.

- Les coupes des sondages carottés ne sont pas toujours très précises ; il est particulièrement gênant d'avoir une même description mêlant de nombreuses informations sur une grosse épaisseur, surtout lorsque du gypse est mentionné. Il est alors très difficile de quantifier précisément le gypse présent. Il est ainsi recommandé de faire des passes de 1,5 m maximum, et de fournir une description précise des faciès, en prévoyant une description spécifique des passages gypseux.
- Les RANS sont parfois mal interprétées, comme, par exemple, lorsque la faible radioactivité dans le Calcaire de Saint-Ouen est attribuée à la présence de gypse. Certains contacts, comme l'interface entre les Marnes-et-Caillasses et le Calcaire Grossier, sont par ailleurs difficiles à caractériser. Lorsque l'ampleur du projet le justifie (typiquement pour une ZAC), il serait très utile de prévoir quelques sondages carottés atteignant le toit du Calcaire Grossier, dans lesquels des RANs seront effectuées, afin de servir d'étalonnage pour interpréter les RANs réalisées dans les sondages destructifs.
- Il n'est pas toujours judicieux de vouloir cumuler trop d'objectifs, comme cela a été le cas pour le sondage SCP10 de la présente convention. Le mode de réalisation du piézomètre, prévu pour isoler le mieux possible la nappe du Calcaire de Saint-Ouen et la nappe des Marnes-et-Caillasses, a en effet pu altérer le signal de radioactivité naturelle.
- Pour évaluer la faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales, il est nécessaire de s'intéresser plus particulièrement au gypse présent dans les formations peu profondes, en particulier les Marnes Infragypseuses et le Calcaire de Saint-Ouen. Dans ces formations, les sondages destructifs, même avec des RANs, ne permettent en général pas de quantifier précisément le gypse présent. Il serait utile de disposer d'au moins un sondage carotté atteignant le toit des Sables de Beauchamp par projet d'aménagement, si possible réalisé à proximité des emplacements prévus pour les ouvrages de gestion des eaux pluviales.
- Il serait très utile de quantifier les épaisseurs de passages décomprimés et de vides observés dans les Marnes et Caillasses, et d'approfondir l'analyse spatiale de ces zones altérées correspondant aux anciennes lentilles de gypse. Pour cela, il est cependant nécessaire de disposer d'une méthode permettant de comparer de manière objective des sondages réalisés par des opérateurs différents, avec du matériel différent, et des pratiques différentes. Dans cette optique, il est indispensable que les courbes d'étalonnage soient systématiquement fournies, et que ces étalonnages soient à minima réalisés en partie supérieure et inférieure du forage, l'idéal étant de disposer de courbes d'étalonnage à différentes profondeurs (par exemple tous les 10 m). Il faudrait également que les enregistrements des paramètres de forage soient fournis au Maître d'Ouvrage sous format numérique (fichiers de type .txt ou .xls) en plus des coupes de sondages, et cela y compris pour les courbes d'étalonnage.
- Dans ce contexte de dissolution du gypse, il est particulièrement important de reboucher les sondages dans les règles de l'art afin d'éviter de mettre en communication la nappe du Saint-Ouen et la nappe des Marnes-et-Caillasses.

3.3 Caractérisation hydrogéologique du site

3.3.1 Fluctuation des niveaux piézométriques

Quatre piézomètres crépinés dans la nappe du Saint-Ouen entourent la ZAC et les cinq autres piézomètres (1 captant la nappe des Marnes-et-Caillasses (P10) et 5 captant la nappe du Saint-Ouen, dont 1 crépiné uniquement dans la partie supérieure marneuse du Saint-Ouen (P7)) se concentrent dans la zone centrale, au niveau du futur bassin, où un essai de pompage a été réalisé dans la nappe du Saint-Ouen. Les variations des niveaux d'eau et de la conductivité mesurées dans ces neuf piézomètres équipés de sondes automatiques sont analysées ci-dessous.

Fluctuations du niveau de la nappe du Saint-Ouen

Les fluctuations piézométriques sont très homogènes dans l'ensemble des piézomètres captant la nappe du Saint-Ouen, avec un battement de l'ordre de 2 m et une profondeur moyenne variant entre 6,5 et 14 m selon les piézomètres (Figure 56 et Annexe 3). Le battement est légèrement plus faible dans les piézomètres aval que dans les piézomètres situés dans la zone centrale et à l'amont. Des cycles annuels peuvent être observés, avec les niveaux les plus hauts lors du printemps, et les niveaux les plus bas en automne. Durant les 3 années de suivi, la dynamique des fluctuations piézométriques a cependant été très différente. Les niveaux maximums ont été enregistrés pendant le printemps 2018, à la suite d'un hiver très pluvieux, durant lequel une crue majeure de la Seine est survenue. L'année 2016 a également été marquée par une pluviométrie excédentaire, et une autre crue majeure de la Seine en juin. En 2019, la recharge hivernale a en revanche été faible, et le niveau des nappes est peu remonté.

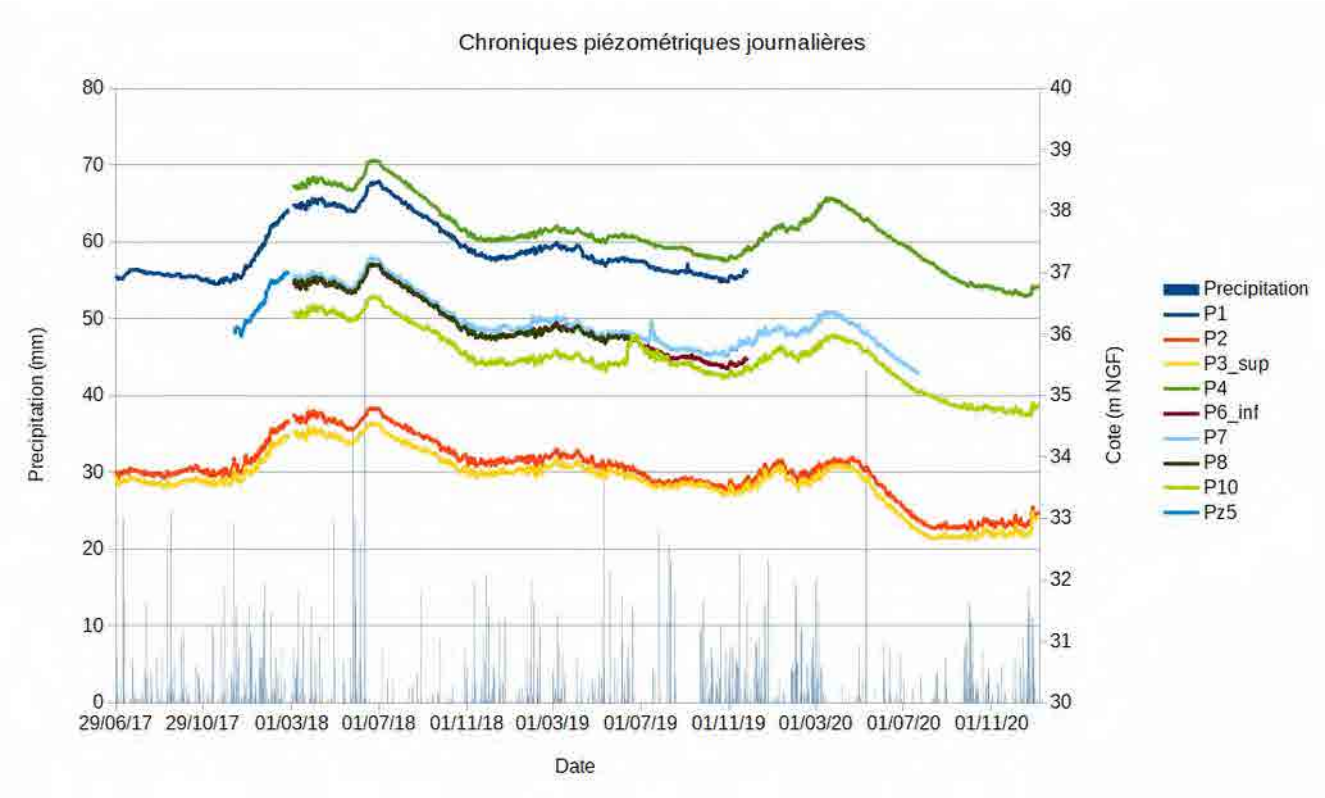


Figure 56: Fluctuation des cotes piézométrique (m NGF) et précipitations journalières mesurée à la station météorologique du Bourget (Source : https://www.infoclimat.fr/)

Le tableau 13 présente les cumuls de précipitation annuels mesurés entre 2016 et 2020 dans les stations météorologiques de Paris Montsouris, de l'Aéroport du Bourget et de l'aéroport Roissy-Charles-de-Gaulle (Source : https://www.infoclimat.fr), ainsi que les normales 1981 – 2010 calculées pour ces 3 stations. Les cumuls trimestriels de précipitation mesurés à la station du Bourget sont représentés sur la figure 57. La comparaison des cumuls annuels dans les 3 stations montre qu'il existe une variabilité assez forte entre stations, et l'année 2019 ne semble pas particulièrement déficitaire. En 2020, les cumuls annuels sont proches des normales pour Paris Montsouris et Roissy, et nettement déficitaires pour le Bourget.

Tableau 13: Cumuls de précipitation annuels

Station	2016	2017	2018	2019	2020	Normales 1981-2010
Paris Montsouris	655,1	739,9	671	669,3	639,5	637,4
Aéroport du Bourget	592,6	578,6	654,1	677,6	545,6	640,7
Aéroport Roissy CDG	674,1	723,7	736,9	770,8	691,9	693,6

L'examen des cumuls trimestriels apporte un complément d'information sur la distribution au cours des années des précipitations enregistrées au Bourget. Si le cumul annuel de 2018 est proche des normales, le dernier trimestre de 2017 et les deux premiers trimestres de 2018 ont été très pluvieux (398 mm de cumul d'octobre 2017 à mars 2018), ce qui peut expliquer que le niveau de la nappe ait fortement remonté. Le cumul de précipitation enregistré entre octobre 2018 et mars 2019 est en revanche beaucoup plus faible (271 mm). Un an plus tard, le cumul de précipitation sur la même période, propice à la recharge des nappes, est de 430,9 mm, ce qui peut expliquer que l'étiage se soit prolongé lors de l'hiver 2019, alors que les niveaux de nappes sont beaucoup plus remontés pendant l'hiver 2020.

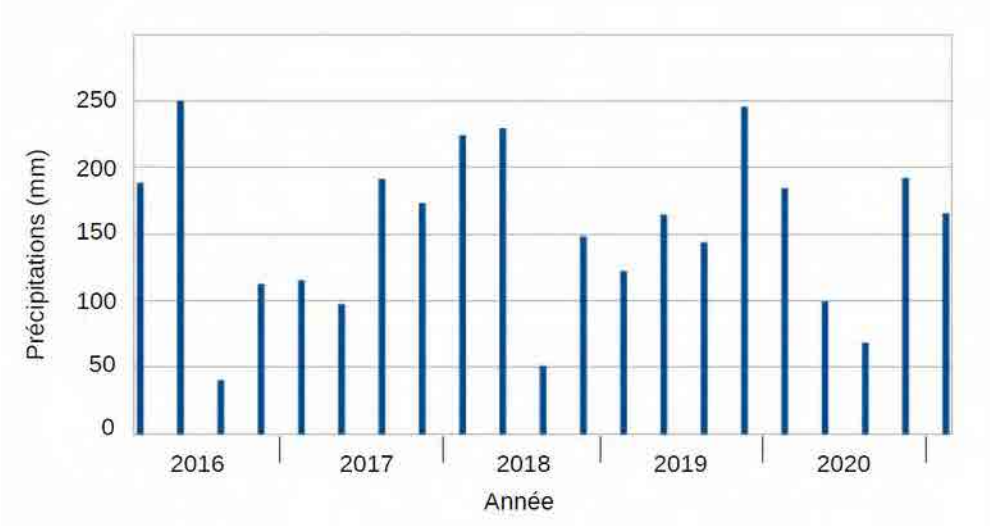


Figure 57: Cumuls trimestriels de précipitation mesurés à la station du Bourget

Les variations de pluviométrie au cours des années peuvent donc en partie expliquer les fluctuations inter-annuelles des niveaux piézométriques. Il est toutefois possible que la tendance à la baisse des niveaux piézométriques soit aussi en partie dûe à des facteurs anthropiques. Les données des pompages existant à Pantin ont pu être consultées sur la banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE - https://bnpe.eaufrance.fr) pour les années 2012 à 2018 (les données n'étaient disponibles que sur cette période). Selon ces données, qui correspondent aux prélèvements déclarés aux autorités, cinq entreprises ont déclaré avoir réalisé des prélèvements à Pantin. Deux d'entre elles pompaient de l'eau dans le Canal de l'Ourcq, et les trois autres dans les nappes d'eau souterraine. La figure 58 présente l'évolution des volumes annuels prélevés entre 2012 et 2018, avec : le volume total prélevé (eaux souterraines et eaux de surface), le volume d'eaux souterraines prélevés et, pour les eaux souterraines, la répartition entre les eaux pompées pour des besoins industriels et celles pour la production d'eau potable. Ce graphique montre que les prélèvements en nappe sont très majoritaires, et que ces derniers ont fortement augmenté en 2018 avec la mise en service de l'usine de production d'eau potable de Pantin (480 000 m³ en 2018, contre en moyenne 190 000 m³ pour les années précédentes).

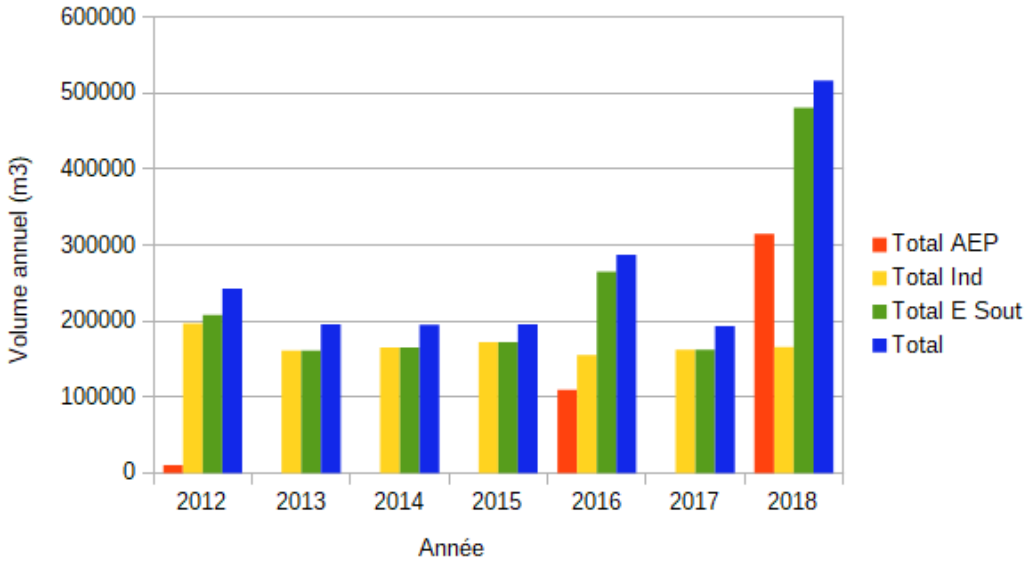


Figure 58: Evolution des volumes annuels prélevés entre 2012 et 2018 sur la commune de Pantin (AEP : Alimentation en Eau Potable ; Ind : Industrie ; E Sout : Eaux Souterraines)

Il serait intéressant de disposer des données pour les années ultérieures, afin de déterminer si cette tendance s'est poursuivie et si la baisse des niveaux piézométriques est en partie imputable aux prélèvements de l'usine de Pantin, qui concernent des nappes plus profondes que celles étudiées dans la présente étude (nappes de l'Yprésien et de l'Albien).

Différence de charges au sein de l'aquifère du Saint-Ouen

Les piézomètres P7 et P8, situés à 2 m l'un de l'autre, sont crépinés respectivement dans la partie supérieure et la partie inférieure du Calcaire de Saint-Ouen, et permettent de comparer les différences de charge hydraulique au sein de cette formation aquifère (Figure 59). Pendant toute la durée du suivi, un gradient hydraulique descendant a été observé, avec une différence de charge moyenne de l'ordre de 0,12 m, et des différences de charges minimales et maximales respectivement de 0,06 et 0,29 m (si l'on excepte les premières mesures, où la différence était supérieure à 0,6 m, mais qui semblent peu représentatives).

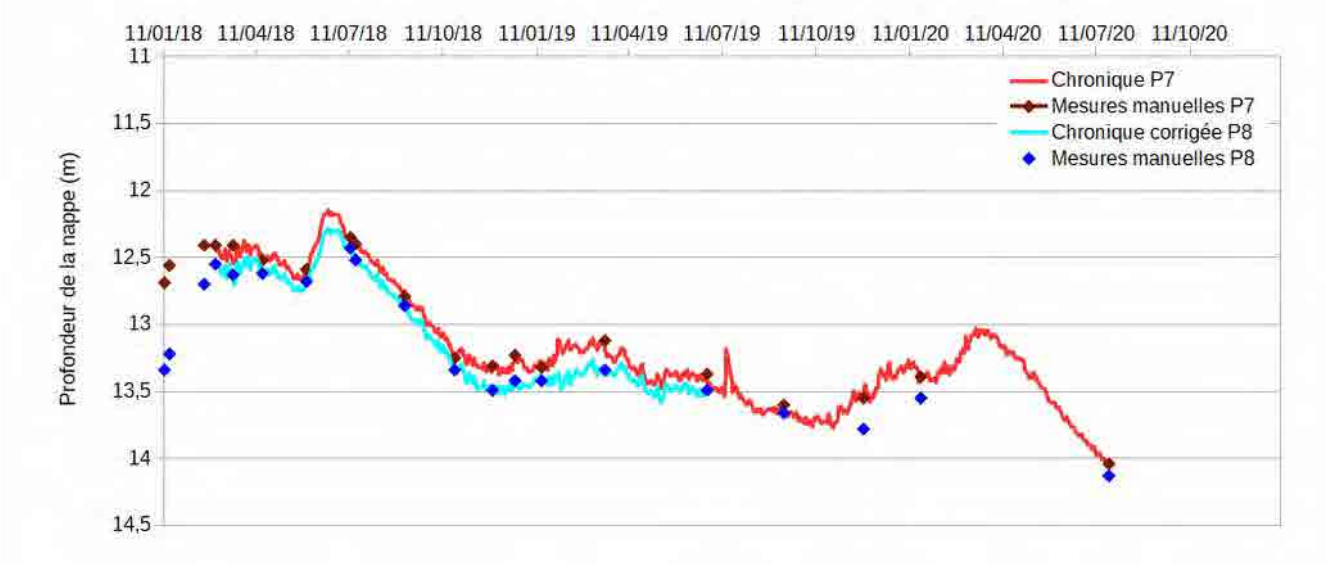


Figure 59: Comparaison de la profondeur de la nappe du Saint-Ouen dans les piézomètres P7 et P8

Différence de charges entre la nappe du Saint-Ouen et la nappe des Marnes-et-Caillasses

La comparaison des niveaux de la nappe du Saint-Ouen et de la nappe des Marnes-et-Caillasses dans le doublet de piézomètre (respectivement P6 et P10, distants de 2 mètres) montre qu'il existe également un gradient hydraulique descendant entre ces deux nappes. De mars 2018 à novembre 2019, lorsque les deux sondes fonctionnaient simultanément, la différence de charge moyenne était de l'ordre de 0,4 m, avec des valeurs minimales et maximales respectivement de -0,02 et +0,58 m.

Bien que cette différence de charge fluctue, les variations piézométriques des deux nappes suivent la même tendance, hormis lors de l'été 2019, durant lequel la charge piézométrique dans la nappe des Marnes-et-Caillasses est remontée rapidement à partir du 12 juin, pour avoisiner pendant quelques jours (19 au 28 juin) celle de la nappe du Calcaire de Saint-Ouen, avant de redescendre. Après cet évènement, la différence de charge est néanmoins restée significativement plus faible qu'auparavant.

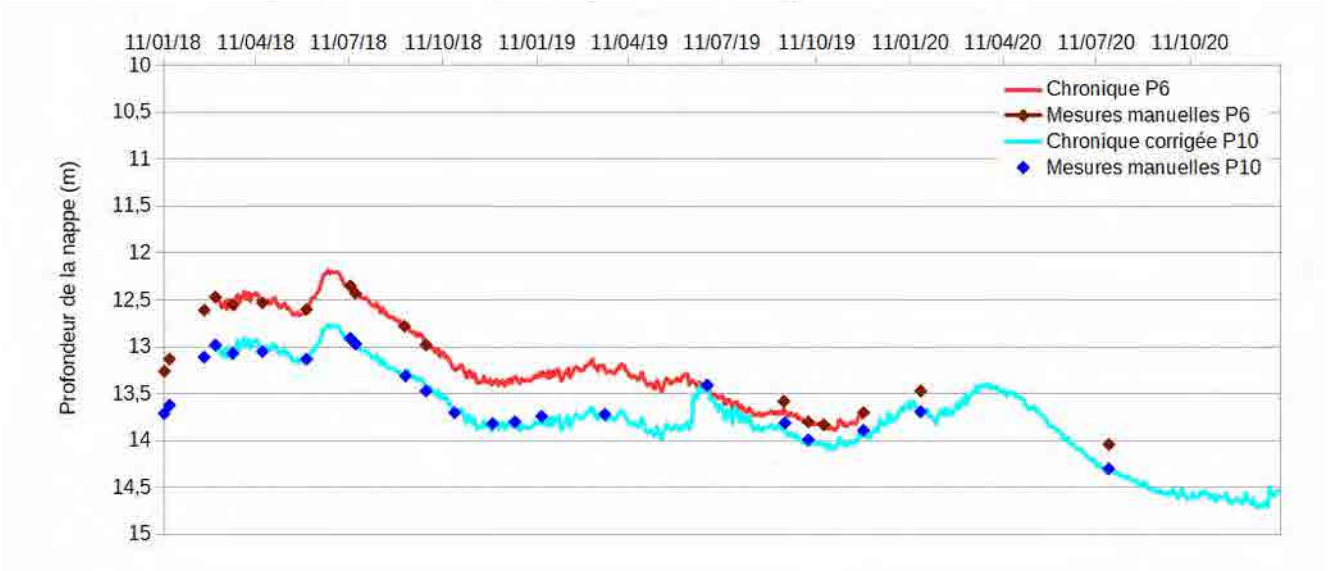


Figure 60: Comparaison de la profondeur de la nappe du Saint-Ouen (P6) et de la nappe des Marnes-et-Caillasses (P10)

Circulations d'eau dans les formations superficielles

Le piézomètre SDP11, installé dans la zone centrale à côté du plot d'essai de pompage, était crépiné dans les Remblais et les Marnes Infragypseuses. Ce piézomètre était sec lors de sa réalisation, mais il avait été équipé d'une sonde TD Diver permettant de mesurer la pression et la température, afin de détecter si ces formations étaient susceptibles de contenir une nappe non pérenne ou des circulations d'eau provisoires. Ce piézomètre a malheureusement été détruit lors des travaux d'aménagement de la base arrière du Charles de Gaulle Express, et la sonde n'a permis de suivre que la période allant du 2 mars au 26 décembre 2018.

La figure 60 compare la profondeur des niveaux d'eaux (moyennes journalières) et les précipitations mesurées au Bourget durant la période de suivi. Le piézomètre était sec la plupart du temps, mais des niveaux d'eau ont pu être mesurés à la suite d'évènements pluvieux.

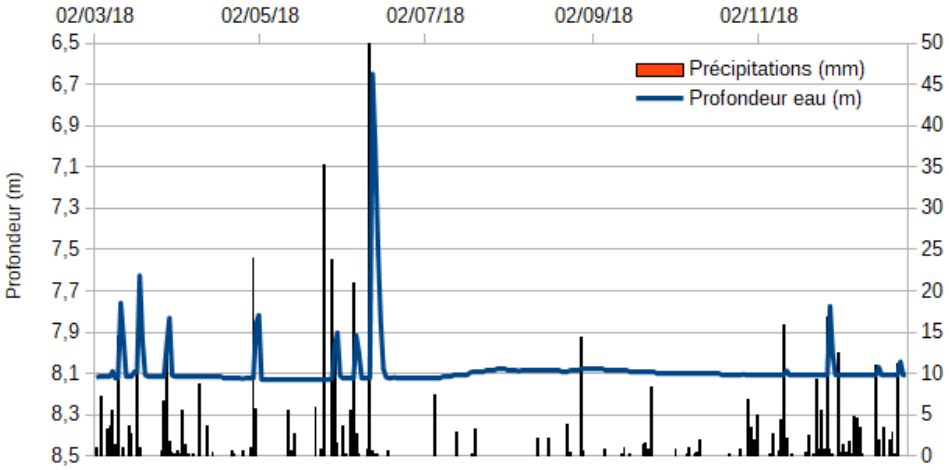


Figure 61: Suivi des niveaux d'eau dans les formations superficielles (P11)

3.3.2 Propriétés hydrodynamiques des formations aquifères

- Essai de pompage dans l'aquifère du Saint-Ouen

Dans le cadre de cette étude, un essai de pompage a été réalisé dans le Calcaire de Saint-Ouen et a permis d'estimer que la transmissivité et la perméabilité moyenne sont respectivement de l'ordre de $4{,}8.10^{-3}$ et $5{,}0.10^{-4}$ m/s. Le faible coefficient d'emmagasinement (0,07%) est attribué au caractère captif ou semi-captif de l'aquifère. Ce caractère captif est probablement dû à la plus faible perméabilité de la partie supérieure de l'aquifère du Saint-Ouen. La perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen supérieur serait donc vraisemblablement significativement inférieure à $5{,}0.10^{-4}$ m/s, alors que celle du Saint-Ouen inférieur, et en particulier le Calcaire de Ducy, peut être supérieure à cette valeur.

Le rayon d'action est de l'ordre de 200 m pour un débit de pompage de 19,5 m^3/h. On notera cependant que les piézomètres P5, P6, P8 et P9, captant tous la partie inférieure du Saint-Ouen, réagissent très rapidement après le démarrage et l'arrêt du pompage. Un régime permanent est par ailleurs rapidement atteint pour tous ces piézomètres. Enfin le rabattement mesuré à la fin de l'essai est très proche, que ce soit pour les piézomètres situés à 5 m du puits de pompage (0,48 et 0,51 m, respectivement pour P5 et P6), ou ceux plus éloignés (0,44 m pour P8 et P9, situés respectivement à 15 et 30 m). Le suivi d'un des piézomètres installés en 2009 par ERG Environnement dans le cadre du diagnostic de site « potentiellement pollué » mené pour la SNCF a néanmoins permis de mieux circonscrire le rayon d'action (rabattement de 0,15 m pour le piézomètre Pz5 situé à 75 m du puits).

Les courbes de rabattement mesurées dans les différents piézomètres sont représentés sur la Figure 61. On notera que l'influence de l'essai de pompage est observée de façon différée dans le piézomètre P7, crépiné dans la partie supérieure du Saint-Ouen. Cela confirme la plus faible perméabilité de la partie supérieure de l'aquifère.

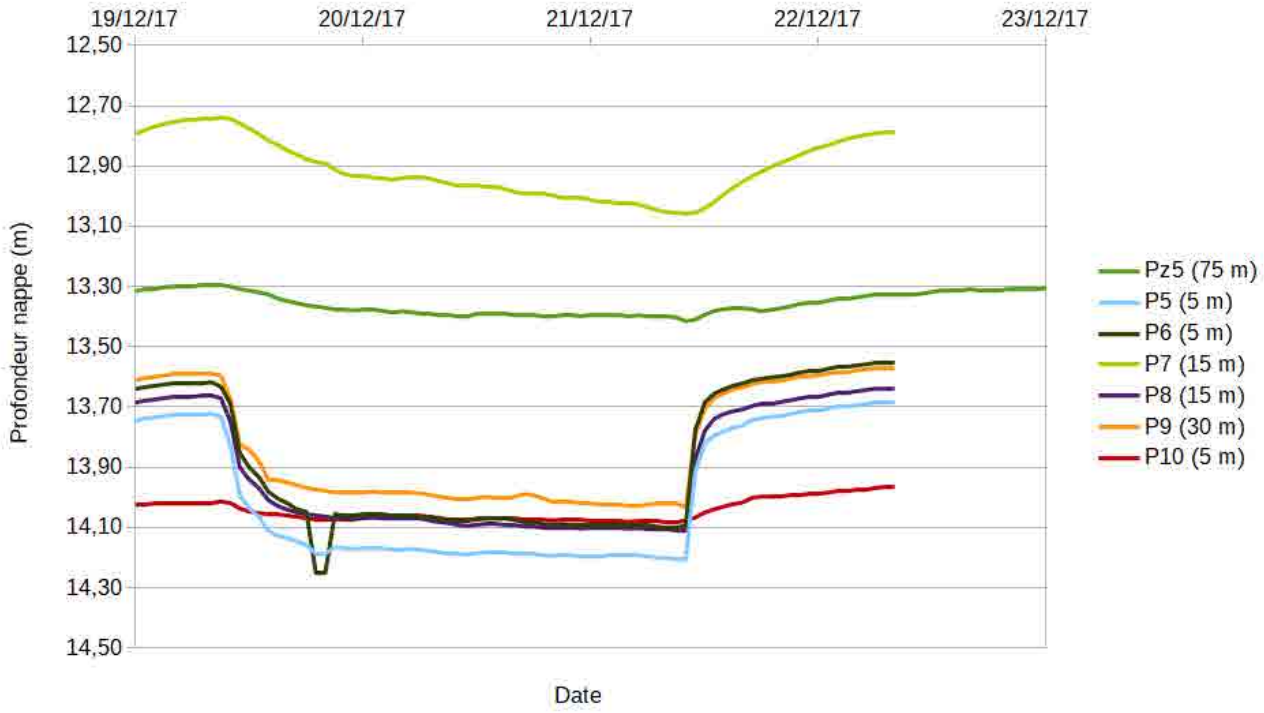


Figure 62: Courbes de suivi des piézomètres (profondeur de la nappe) lors de l'essai de pompage longue durée réalisé du 19 au 21 novembre 2017

La grande réactivité des piézomètres du plot d'essai de pompage peut être mise en parallèle avec l'augmentation progressive du débit caractéristique du puits lors des différents essais de puits et des essais de pompage longue durée, ainsi qu'avec les anomalies rencontrées en sondage à la base de l'aquifère de Saint-Ouen. Il semblerait ainsi que les zones altérées dans le Calcaire de Ducy, probablement issues de la dissolution du gypse, puissent former un réseau « karstique ». Sous l'action des sollicitations induites par les essais de pompage successifs, en particulier au démarrage des essais lorsque le gradient hydraulique varie fortement, ce réseau a pu se décolmater progressivement, augmentant la productivité du puits.

Enfin, le piézomètre P10 crépiné dans la nappe des Marnes-et-Caillasses a également été influencé par le pompage. Une baisse du niveau de la nappe est ainsi observée dès le démarrage du pompage (0,01 m de rabattement au bout de 10 minutes). Le rabattement est cependant de bien plus faible amplitude que pour les piézomètres crépinés dans la nappe du Saint-Ouen (0,10 m à la fin de l'essai). Il existe ainsi, au moins localement, des interactions entre ces deux nappes, bien qu'elles semblent tout de même séparées par des horizons peu perméables.

- Essais de perméabilité dans la zone non saturée.

Les essais de type Nasberg ont été réalisés dans les piézomètres P5 et P9. Ils se sont déroulés en deux phases, d'abord par injection (essai à débit et charge constants), puis suivi d'une phase de descente (essai à charge variable). Ces deux phases ont fait l'objet d'une interprétation par SEFI, et les résultats obtenus sont récapitulés dans le tableau 14.

On notera que les essais à charge constante, réputés plus fiables, fournissent systématiquement des perméabilités plus élevées que les essais à charge variable. La perméabilité des Remblais est par ailleurs nettement supérieure à celle des Marnes Infra-Gypseuses. Pour ces deux formations, les résultats sont assez hétérogènes.

Tableau 14: Résultats des essais de perméabilité réalisés en forage dans la ZNS

Piézomètre	Profondeur cavité	Formation	K (m/s) Charge variable	K (m/s) Charge constante
P5	1 à 2 m	Remblais	$3,5.10^{-5}$	$1,2.10^{-4}$
	3 à 4 m	Remblais	$2,0.10^{-5}$	$1,2.10^{-4}$
	5,5 à 6,5 m	MIG	$1,1.10^{-6}$	
P9	1 à 2 m	Remblais	$5,0.10^{-6}$	$6,1.10^{-4}$
	3 à 4 m	Remblais		$1,6.10^{-5}$
	5,5 à 6,5 m	MIG	$1,0.10^{-7}$	$3,1.10^{-6}$

3.3.3 Cartographie de la surface piézométrique

Une carte piézométrique de la nappe du Calcaire de Saint-Ouen a été établie à partir du relevé piézométrique d'avril 2018, effectué dans les piézomètres de la convention et dans des piézomètres installés dans la gare de la marchandise, lors des études de pollution de la SNCF. La nappe s'écoule du Sud Est vers le Nord Ouest selon un gradient de l'ordre de 4‰ (Figure 63).

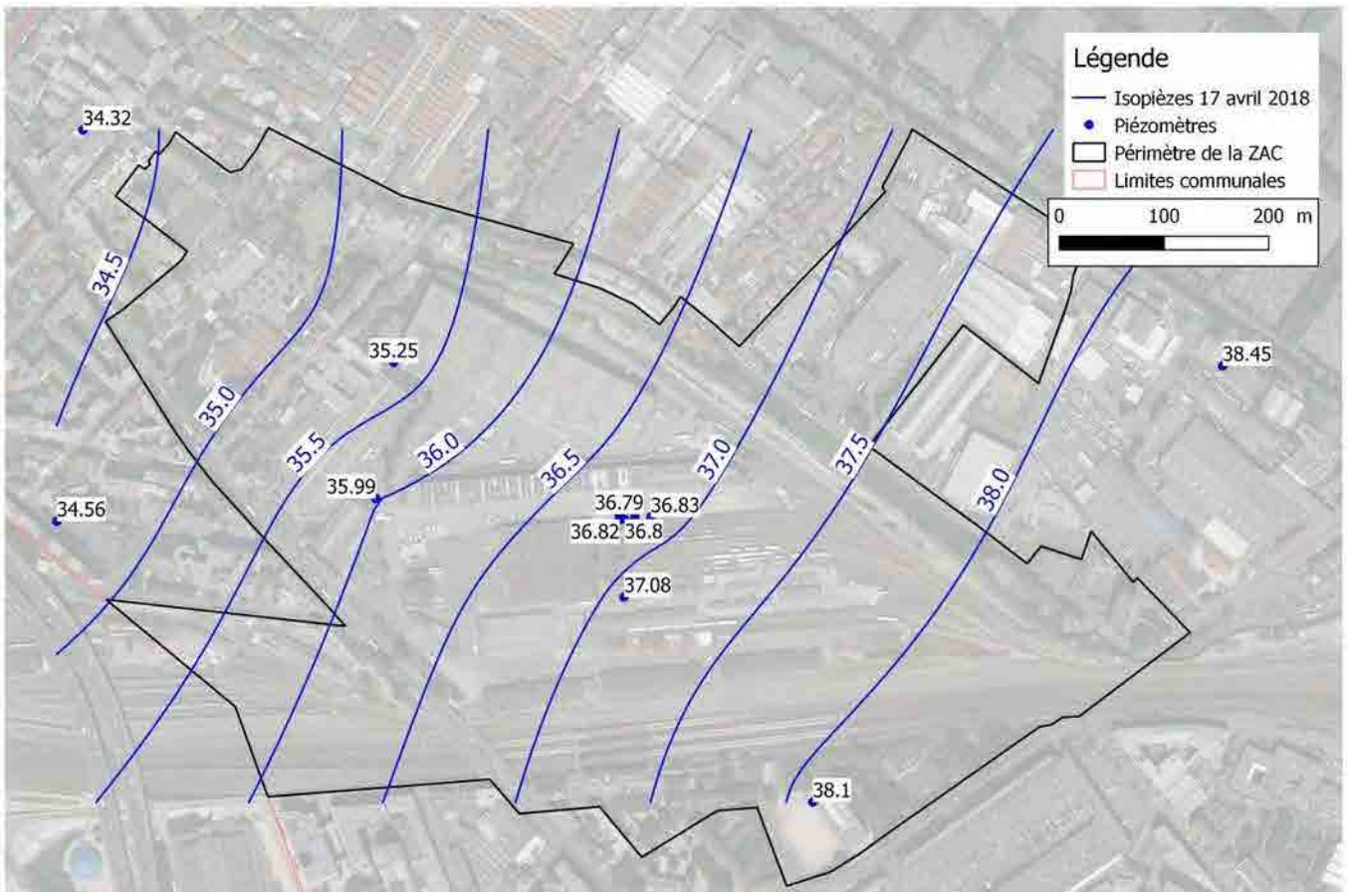


Figure 63: Carte piézométrique établie à partir des relevés d'avril 2018

Si l'on compare cette carte avec celle de Delesse, on peut observer que les niveaux piézométriques d'avril 2018, bien qu'ils soient réalisés en période de hautes eaux, sont significativement plus bas qu'en 1862. Comme cela a été expliqué précédemment, les isopièzes de la carte de Delesse ne sont potentiellement pas très fiables en partie amont, car il ne semble pas y avoir de points de mesure. En revanche, plusieurs puits figurent sur la carte de Delesse le long de l'actuelle RN2, et les niveaux

piézométriques sont de l'ordre de 38 à 38,7 m NGF, soit près de 4 mètres plus hauts que les niveaux actuels.

Sur la carte de Diffre, les isopièzes de la nappe phréatique générale sont très resserrées, et le futur écoquartier se trouve entre les isopiézes 35 et 20 m NGF. Plus précisément, la partie amont de la ZAC est comprise entre les isopiézes 25 et 30 m NGF, soit à plus de 10 m sous le niveau actuel. Il existe un certain nombre d'incertitudes concernant cette carte, mais cela signifierait que la formation du Calcaire de Saint-Ouen était par endroit entièrement dénoyée, ce qui aurait pu favoriser la dissolution du gypse présent dans cette formation. Une étude réalisée par Simecsol (Simecsol, 1982) dans le cadre du prolongement de la Ligne 7 mentionne que « le niveau [de la nappe du Saint-Ouen » a été relevé en 1974-1975 entre les cotes 30,5 m NGF au droit du carrefour des 4 routes et à 32 m NGF à l'extrémité Nord du projet ». Il est précisé dans cette étude que le niveau est remonté les années suivantes, et se situait entre 32 et 33 m NGF. Cela ne permet pas de confirmer l'amplitude des rabattements indiqués sur la carte de Diffre, mais cela indique qu'en 1974-1975 le niveau de la nappe du Saint-Ouen se situait à environ 3 m sous le niveau actuel dans la partie aval de la ZAC, et que le rabattement était sans doute significativement plus important dans les années 1960.

3.3.4 Faciès physico-chimiques des nappes

Analyses physico-chimiques dans les piézomètres de la zone d'étude

Les analyses physico-chimiques (tableau 15) ont permis de caractériser le faciès hyper sulfaté calcique des eaux de la nappe du Saint Ouen et des Marnes et Caillasses (Figure 64). Les piézomètres se différencient selon un gradient de concentrations en sulfate et en calcium diminuant de l'amont à l'aval selon une droite de dilution partant d'un pôle sur-saturé vis-à-vis du gypse (Figures 64 et 65). La sous-saturation de l'eau vis-à-vis du gypse n'est caractérisée que dans le piézomètre captant la partie supérieure marneuse du Saint-Ouen (P7), qui présente les concentrations les plus faibles, peut-être en lien avec des arrivées d'eau plus diluée. Au gradient de diminution des concentrations en sulfate vers l'aval est associé un gradient d'augmentation des concentrations en nitrates suggérant un apport d'eau ayant une origine différente, une origine anthropique (Figure 66). Ce pôle anthropique serait ainsi responsable d'une dilution des concentrations en sulfate et calcium de l'ordre de 50% entre l'amont et l'aval.

Tableau 15: Caractérisations physico-chimiques des différents piézomètres (valeurs moyennes et coefficient de variation associés à l'ensemble du suivi).

				µS/cm		Concentration (mg/L)																			
Situation	Nom	pH	%	c25°C	%	Ca	%	Mg	%	K	%	Na	%	NH4	%	Cl	%	NO3	%	PO4	%	SO4	%	HCO3	%
Amont	SCP1	7,2	2	2731,1	1	531,2	7	72,0	10	16,2	24	56,6	7	0,15	87	77,1	17	21,7	26	<0,49	/	1348,7	13	341,5	2
	SDP4	7,2	2	2761,5	0	572,1	12	73,5	12	13,1	9	39,6	8	0,12	81	71,4	19	26,2	34	<0,49	/	1459,9	4	345,9	1
Central	SDP9	7,1	2	2412,0	1	455,8	13	60,8	3	10,2	16	37,8	11	0,11	109	47,2	32	40,2	9	<0,49	/	1150,6	4	335,0	25
	SCP6	7,1	1	2407,5	3	445,8	9	60,8	9	10,5	11	40,0	8	0,11	79	53,7	33	39,8	35	<0,49	/	1183,0	8	375,9	3
	SDP8	7,2	2	2466,4	1	462,8	10	58,2	11	10,6	6	41,8	9	0,10	72	54,5	24	34,2	12	<0,49	/	1196,6	5	367,2	2
	SDP7_Sosup	7,4	2	1608,1	7	307,6	11	27,2	16	13,6	19	11,8	24	0,25	98	15,4	75	24,6	42	<0,49	/	738,2	15	322,1	17
	SCP10_MC	7,2	2	2570,0	1	486,8	9	77,9	11	8,4	9	36,7	7	0,11	119	51,3	30	3,3	159	0,89	148	1322,1	6	385,4	16
Aval	SCP3	7,1	2	2125,8	4	376,7	11	48,1	20	12,2	15	54,6	13	0,06	53	46,8	31	80,6	40	<0,49	/	847,9	15	395,9	2
	SDP2	7,2	2	2211,1	12	417,4	17	56,8	27	11,8	20	48,9	10	0,12	74	63,9	24	47,9	23	<0,49	/	956,7	19	372,3	24

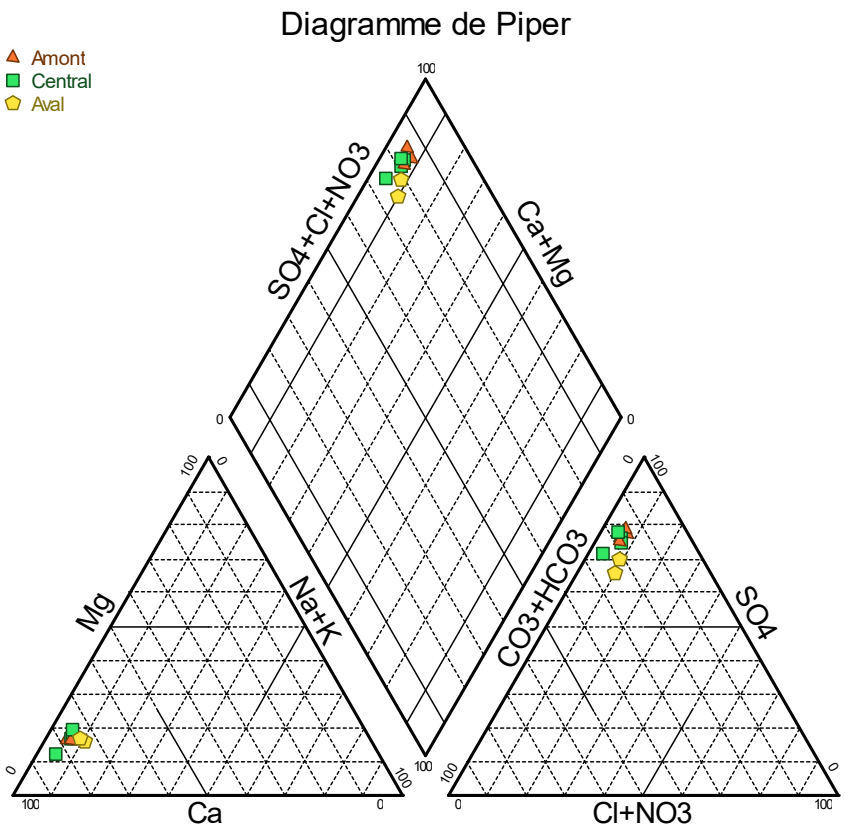


Figure 64: Caractérisation physico-chimique des eaux de nappe, selon leur position (amont, centrale, aval) dans un diagramme de Piper. Les figurés représentent les concentrations moyennes calculées sur la période de mesure.

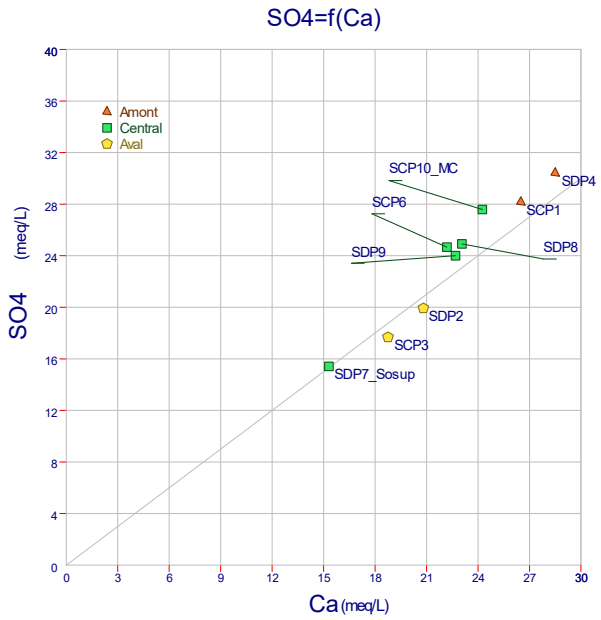


Figure 65: Distribution des concentrations en sulfates en meq/L dans les différents piézomètres en fonction de la concentration en calcium . Les figurés représentent les concentrations moyennes calculées sur la période de mesure. La mention SO sup. réfère au piézomètre échantillonnant la partie supérieure du St Ouen et celle de MC aux Marnes et Caillasses.

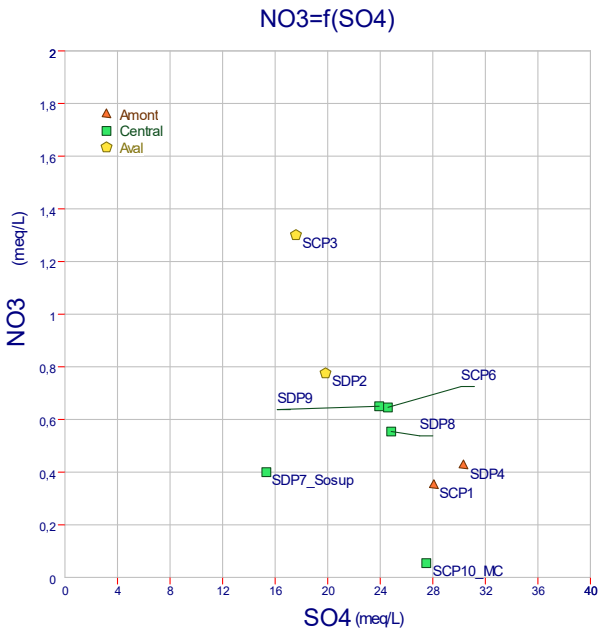


Figure 66: Distribution des concentrations en sulfates en meq/L dans les différents piézomètres en fonction de la concentration en nitrates en meq/l. Les figurés représentent les concentrations moyennes calculées sur la période de mesure. La mention SO sup. réfère au piézomètre échantillonnant la partie supérieure du St Ouen et celle de MC aux Marnes et Caillasses.

Une analyse statistique en composantes principales met en évidence suivant l'axe deux, qui exprime 37 % de l'inertie totale du jeu de données, les influences relatives d'un un pôle sulfate et d'un pôle nitrate, traduisant ainsi l'influence anthropique sur la composition de la nappe.

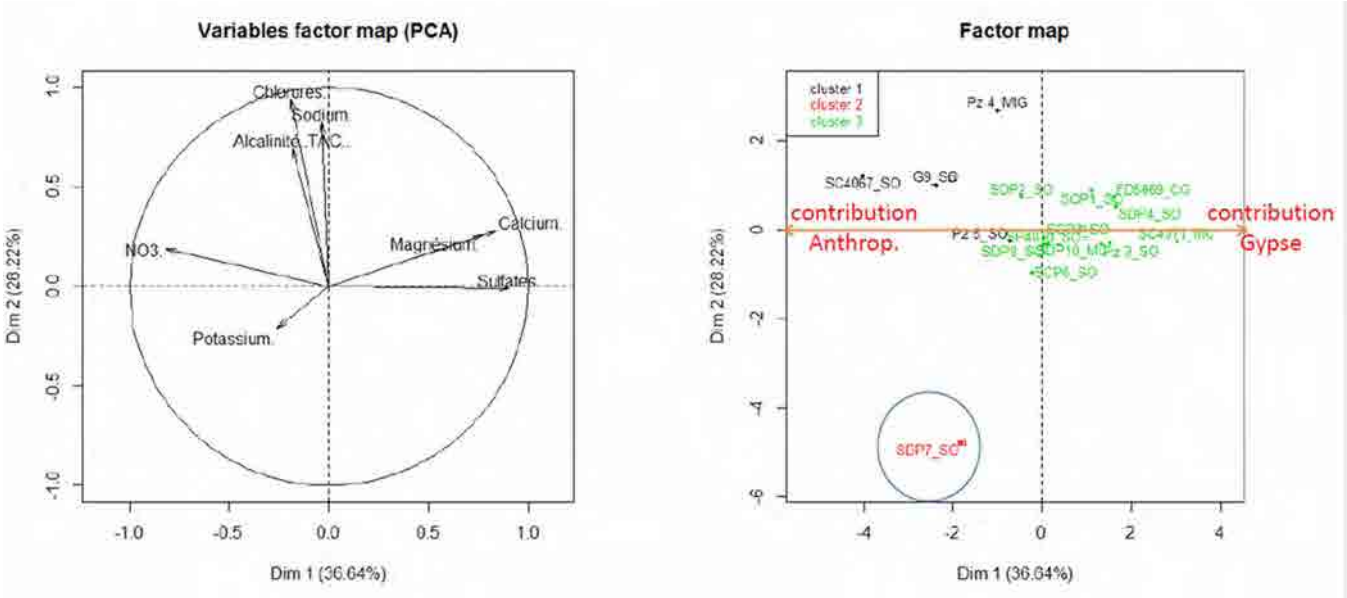


Figure 67: Analyse en composantes principales des données de caractérisation physico-chimqiue de le nappe

L'existence d'un pôle de recharge anthropique caractérisé par une concentration en nitrates élevée a également été mis en évidence à l'échelle plus large de la plaine de France par une étude de l'INERIS (Charmoille et al., 2021). Le pôle sulfate pourrait être lié à la présence en amont dans le

coteau de masses de gypse, pouvant expliquer la saturation relative de l'eau de nappe vis-à-vis de ce minéral, alors que les nitrates pourraient s'expliquer par l'utilisation d'engrais et/ou de fuites de réseaux d'assainissement.

Le suivi piézométrique met quant à lui en évidence des phénomènes de recharge (importance, source) différents entre les aquifères et la localisation des piézomètres. Cette variabilité dans la recharge s'exprime par une variabilité physico-chimique plus importante, illustrée par un coefficient de variation plus important.

Suivi de la conductivité

Le suivi de la conductivité à l'aide des sondes autonomes permet d'apporter un éclairage sur ces variations temporelles, malgré les nombreuses incertitudes associées à cette méthode (cf. partie 3.1.1.3). Les chroniques de conductivité acquises dans les différents piézomètres sont comparées sur la figure 68, et les chroniques individuelles de chaque piézomètre, sur lesquelles figurent les résultats des analyses réalisées en laboratoire (conductivité, sulfates, ions calcium), sont fournies dans l'Annexe 3.

Durant le suivi effectué entre mars 2018 (déploiement de l'ensemble des sondes) et janvier 2021, deux périodes peuvent être distinguées : de mars 2018 à l'été 2019, puis de l'été 2019 à janvier 2021.

De mars 2018 à l'été 2019, la conductivité mesurée à l'aide des sondes est relativement constante et représentative des mesures effectuées en laboratoire pour l'ensemble des piézomètres, hormis le piézomètre P2, où la conductivité mesurée par la sonde est nettement inférieure à celle mesurée en laboratoire. Ainsi, la conductivité est la plus élevée et la plus stable dans les piézomètres amont (respectivement 2700 et 2800 µS/cm dans P1 et P4). Dans la zone centrale et à l'amont, le signal est « bruité » dans plusieurs piézomètres, en particulier P3 et P8, mais on peut identifier une « ligne de base », qui est de 2400 à 2500 µS/cm dans la zone centrale (P6 et P8) et de 1900 à 2100 µS/cm à l'aval (P3). Dans la zone centrale, la conductivité de la nappe des Marnes-et-Caillasses reste quant à elle très stable, aux alentours de 2550 µS/cm (P10).

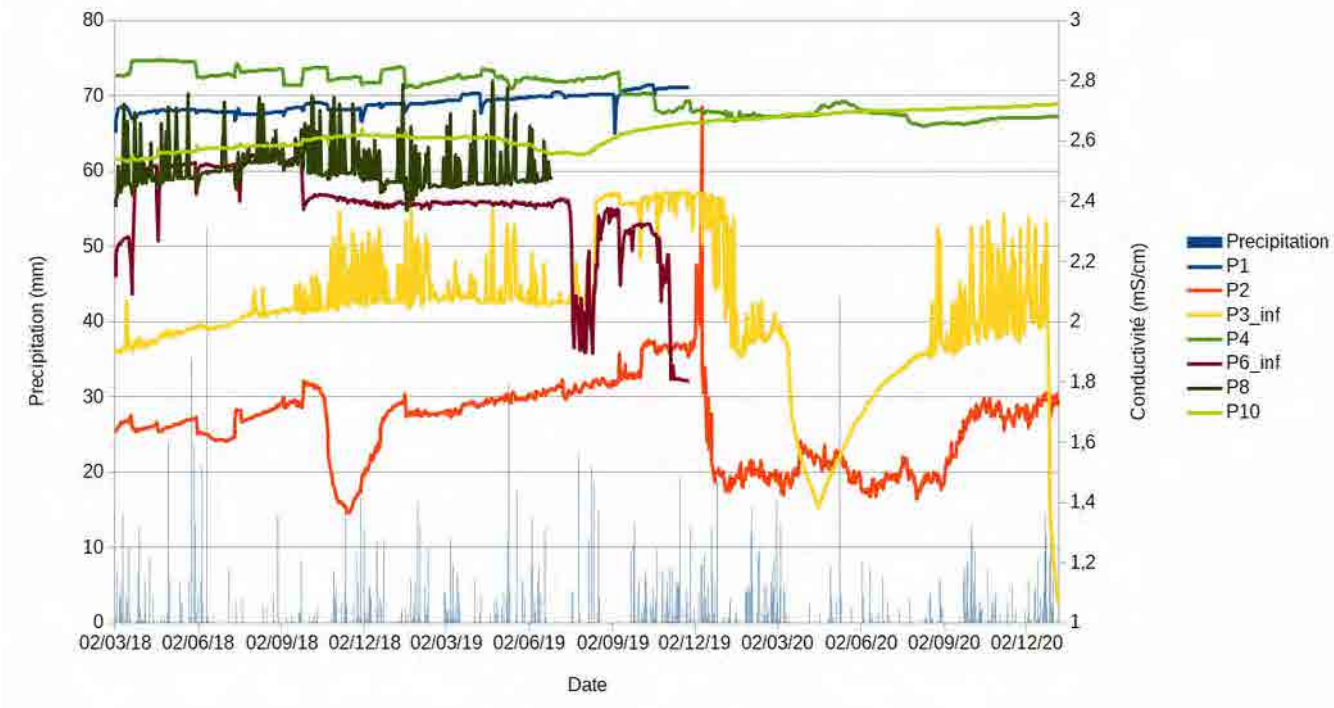


Figure 68: Chroniques des conductivités journalières moyennes

Pour les piézomètres P3 et P8, les pics de conductivité semblent consécutifs aux précipitations (les chroniques de précipitations utilisées étant celles du Bourget, il existe une incertitude sur les précipitations réellement tombées au droit de la zone d'étude). Ces variations de conductivité sont accompagnées de variations simultanées de température, avec une baisse de température lorsque la conductivité augmente, et vice versa. L'installation de deux sondes dans le piézomètre P3 (une au niveau de la partie supérieure du Saint-Ouen et une au niveau de la partie inférieure de cette formation) montre que la conductivité augmente dans un premier temps en partie inférieure du piézomètre, puis se propage en partie supérieur, avec un décalage temporel d'une à deux heures (figure 69). Il semblerait ainsi que les précipitations soient suivies de circulations d'eau plus minéralisée dans la partie la plus perméable de l'aquifère. L'augmentation de conductivité observée en partie inférieure ne se propage cependant pas systématiquement à la partie supérieure du piézomètre, et on notera par ailleurs que les pics ne commencent à apparaître dans le piézomètre P3 qu'en septembre 2018, alors qu'on les observe dès mars 2018 dans le piézomètre P8. Dans la mesure où ce phénomène n'a pas été observé dès le début du suivi, et que la conductivité augmente, au lieu de diminuer comme cela devrait survenir si les eaux de nappe étaient diluées par des eaux de pluie, on peut se demander si ces pics de conductivité ne pourraient pas être provoqués par des fuites de réseaux unitaires.

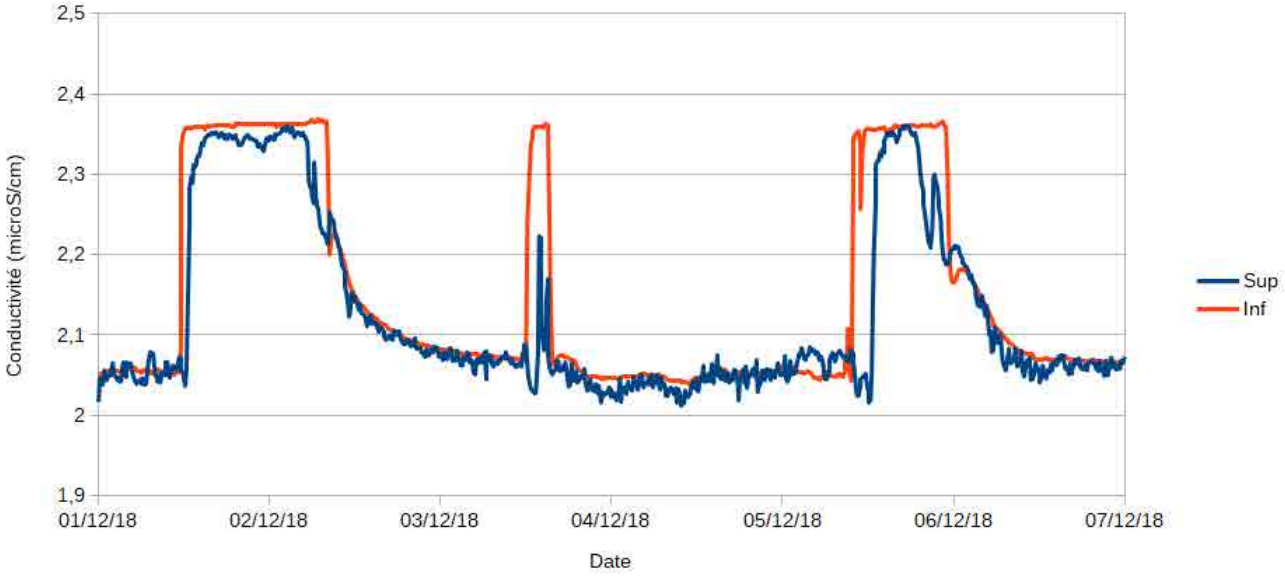


Figure 69: Comparaison des chroniques de conductivité (pas de temps de 10 min.) en partie supérieure et en partie inférieure de l'aquifère du Saint-Ouen - piézomètre P3

Lors de l'été 2019, plusieurs évènements se produisent dans différents piézomètres de la zone centrale ainsi qu'à l'aval, alors que la conductivité reste constante à l'amont :

- le 16 juillet 2019, la conductivité baisse fortement dans le piézomètre P6, avant de remonter le 17 août 2019,
- début août 2019, la conductivité commence à augmenter progressivement dans le piézomètre P10, et passe de 2550 en août 2019 à 2700 µS/cm en janvier 2021,
- le 13 août 2019, la conductivité augmente brutalement dans le piézomètre P3, avant de revenir à la situation antérieure le 2 janvier 2020. A partir du 10 mars 2020, une nouvelle phase d'anomalie commence (baisse de la conductivité suivie d'une remontée), et dure jusqu'à fin août 2020. On notera que l'augmentation de la conductivité entre le 13 août 2019 et le 2 janvier 2020 a été accompagnée d'une augmentation des concentrations en sulfates, comme cela a été attesté par le prélèvement du 9 septembre 2019.

La cause de ces différents évènements est difficile à établir, d'autant plus qu'ils sont survenus après la phase de prélèvements réguliers et que certaines sondes avaient cessé de fonctionner à cette période. Dans la mesure où ces perturbations sont survenues à la même période, et d'abord dans la

zone centrale puis dans la zone aval, on peut s'interroger sur l'existence de liens de causalité entre ces différents évènements.

Analyses physico-chimiques de la campagne de prélèvements dans la zone élargie

La campagne élargie à d'autres piezomètre à l'aval de la zone d'étude (tableau 16) permet de confirmer la circulation de l'eau de nappe selon un axe Sud-Est / Nord-Ouest et de mettre en évidence la variabilité amont / aval des concentrations en sulfate dans la nappe du St Ouen mais également dans celle des Marnes et Caillasses (figure 70). L'analyse des doublets de piezomètres permet de mettre en évidence un léger gradient d'augmentation des concentrations en profondeur (figure 70).

Tableau 16: Caractérisations physico-chimiques des différents piézomètres (de la campagne élargie de septembre-octobre 2019.

			DOUBLET								
		AUB-AVP-SC4067	AUB-AVP-SC4071	AUB-AVP-SP4070	AUB-PRO-FD5669	AUB-M12-SONDAGE G9	AUB-Cimetiere Pz 5	AUB-Cimetiere Pz 3	AUB-Cimetiere Pz 4	SEDIF_Pz_Lut	SEDIF_Pz_SB
Aquifère		SO	MC	SO	CG	SO	SO	SO	MIG	Lutétien	Sables de Beauchamps
Date		16/09/2019					18/09/2019		19/09/2019	28/10/2019	
pH		7,85	7,15	7,1	7,15	7,25	7,05	6,9	7	7,2	7,2
Cond.	µS/cm	2100	2860	2530	2680	1735	1901	2330	2250	2990	2740
Ca	Concentration en mg/L	317	676	499	594	319	343	420	480	589	611
Mg		45,7	89,9	85,9	94	57	83,8	108	55,7	98,4	67,9
K		19,5	9,52	19,8	12,2	10,3	5,74	9	2,25	13,7	14
Na		54,5	36,1	40,9	44,1	51,3	36,1	42,7	44,8	66,5	46,4
NH4		0,06	0,1	<0,05	0,15	0,14	0,11	0,65	0,07	0,22	0,5
Cl		105	76,6	79,9	85	98,3	81,7	64,5	112	87,2	70,4
NO3		123	<0,20	54,5	23,3	53,3	33,2	<0,20	25,6	<0,20	<0,20
PO4		<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
SO4		631	1680	1210	1390	544	726	1120	685	1570	1290
HCO3		442,86	394,304	392,352	459,208	462,136	424,804	451,4	649,04	361,12	334,28

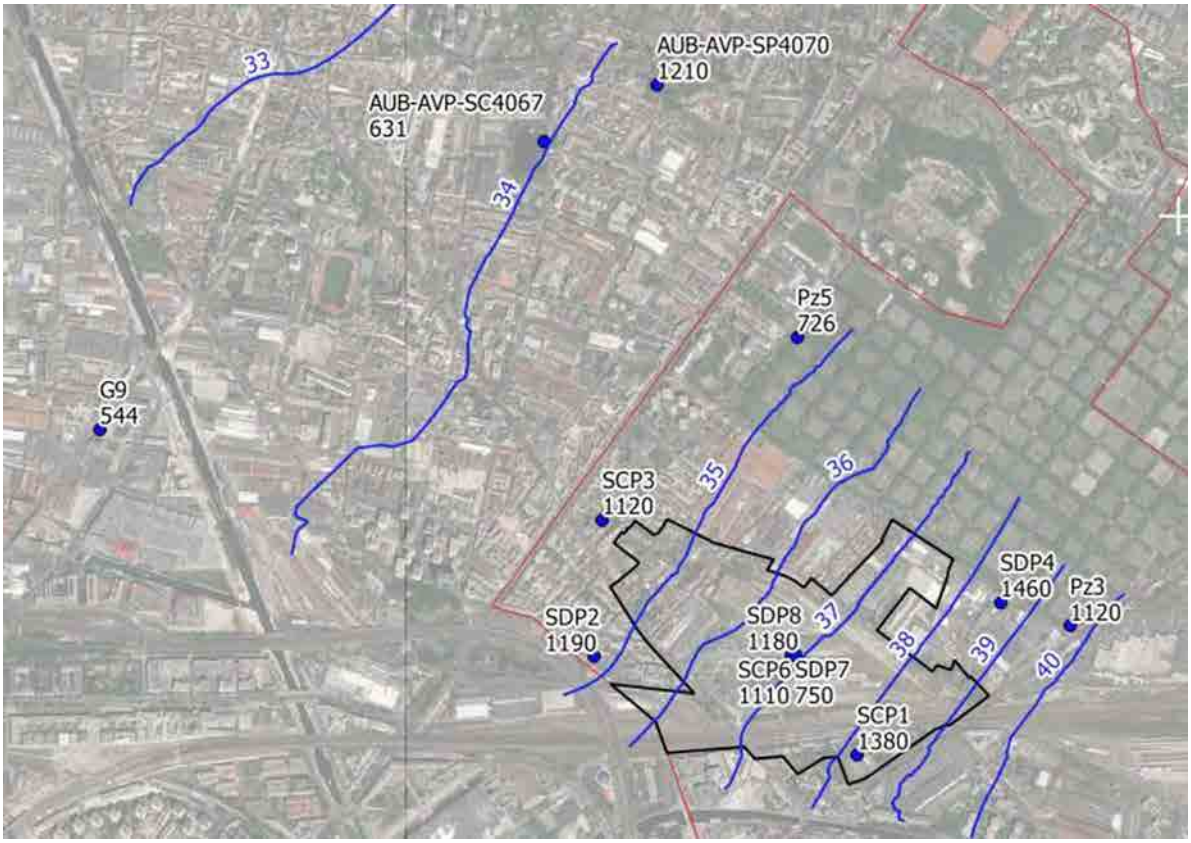


Figure 70: Isopiézes et concentrations en sulfate dans la nappe du St ouen de septembre 2019.

Figure 71: Concentrations en sulfate dans la nappe des Marnes et Caillasses de septembre 2019.

3.3.5 Synthèse sur le fonctionnement hydrogéologique

La zone d'étude se caractérise par une superposition de formations aquifères, séparées par des horizons peu perméables, mais entre lesquelles des interactions existent néanmoins. La nappe du Saint-Ouen s'écoule du Sud Est vers le Nord Ouest selon un gradient de l'ordre de 4‰, et il semble vraisemblable que l'écoulement de la nappe des Marnes-et-Caillasses soit similaire. Les fluctuations piézométriques sont très homogènes dans l'ensemble des piézomètres captant la nappe du Saint-Ouen, avec un battement de l'ordre de 2 m et une profondeur moyenne variant entre 6,5 et 14 m selon les piézomètres. La comparaison des niveaux de la nappe du Saint-Ouen et de la nappe des Marnes-et-Caillasses dans un doublet de piézomètre montre qu'il existe une différence de charge entre ces deux nappes de l'ordre de 0,4 mètres (gradient hydraulique descendant).

Sur le plan géochimique, les nappes du Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses ont un faciès hyper sulfaté calcique. Dans la nappe du Saint-Ouen, les concentrations en sulfates diminuent de l'amont vers l'aval alors que les concentrations en nitrates augmentent, suggérant que la dilution des concentrations en sulfates est due à des apports anthropiques. Bien que les points de mesures soient moins nombreux, les concentrations en sulfates dans la nappe des Marnes-et-Caillasses semblent en revanche rester plus constantes, à des valeurs proches de la saturation, ce qui s'explique par la présence de lentilles ou de bancs de gypse dans cette formation.

Selon les données piézométriques qui ont pu être récupérées, le niveau des différentes nappes semble avoir fortement baissé au XXe siècle, avant de remonter à partir des années 1970, sans toutefois atteindre le niveau pré-industriel, cartographié par Delesse en 1862. L'ampleur de ces rabattements a probablement eu des incidences sur les phénomènes de dissolution du gypse. Selon la carte de Diffre, la formation du Calcaire de Saint-Ouen aurait par endroit pu être entièrement

dénoyée, si bien que l'on peut se demander si le gypse qui semble avoir été présent à la base du Calcaire de Saint-Ouen, et qui semble à présent avoir complètement disparu, a été dissout à l'échelle des temps géologiques, ou si cela est une conséquence de ces anciens pompages.

3.4 Caractérisation des eaux d'infiltration et des remblais

Cette partie a pour but de caractériser la zone non saturée en termes de recharge potentielle en sulfate vers la nappe via l'infiltration des eaux pluviales. Les remblais présents en grande quantité dans cette zone renferment en effet une quantité importante de déchets du BTP et notamment de plâtre (gypse anhydre).

3.4.1 Perméabilité de la partie supérieure de la zone non saturée

Les perméabilités calculées sur la base des deux essais réalisés dans les remblais supérieurs (48 cm de profondeur) à proximité du piézomètre SCP1 dans la zone amont sont très proches : 2,65 10^{-5} et 2,56 10^{-5} m/s. Ces valeurs témoignent de la bonne « infiltrabilité » de ces remblais hétérogènes.

3.4.2 Minéralisation des eaux d'infiltration en zone non-saturée

Les résultats du suivi des plaques poreuses installées dans la zone amont à proximité du piézomètre SCP1 sont présentés dans le tableau 17 et représentés dans la figure 72.

Tableau 17: Evolution des caractéristiques physico-chimiques des eaux de percolation recueillies par les plaques poreuses pendant la période de suivi.

				µS/cm	mg/L							
Nom	Profondeur	Date	pH	Cond	Ca	Mg	K	Na	Cl	SO4	N03	HCO3
P1-P2		08/04/2019	8	1885	469	7,85	4,02	28,9	29,1	921	17,8	217,16
P1-P2	0,5 m	23/04/2019	8,2	2140	504	8,91	4,49	25,3	21,3	1200	39,9	na
P1-P2		03/09/2019	8,1	2360	522	7,18	4,32	26,1	18,9	629	66,9	131,76
P3-P4		08/04/2019	8,2	2430	506	14,9	8,65	53,6	65,7	1270	41,4	na
P3-P4		23/04/2019	8,1	2440	716	10,8	8,46	31,3	44,9	1370	39,1	na
P3-P4	1,3 m	22/05/2019	8	2470	600	11	8,74	21,83	35,9	1350	103	98,576
P3-P4		17/06/2019	7,95	2540	750	9,74	6,93	16,8	33,9	1380	271	86,864
P3-P4		03/09/2019	8	2530	881	9,28	8,92	19,5	32,6	1230	195	108,58

Na : non analysé

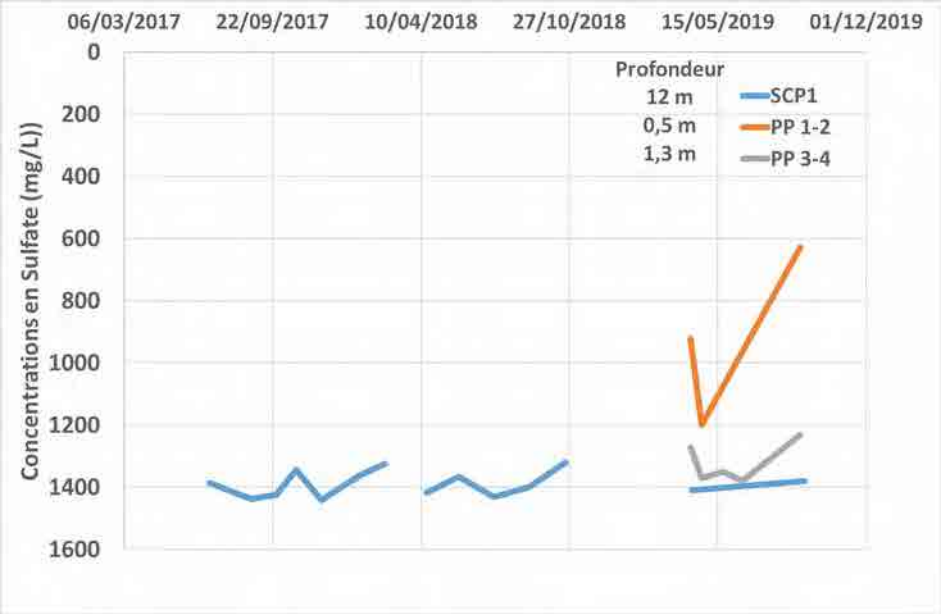


Figure 72: Evolution des concentrations en sulfate (en mg/L) dans l'eau recueillie à différentes profondeurs par les plaques poreuses et prélevée dans le piézomètre SCP1.

L'exploitation des données n'a pas été croisée avec le régime des précipitations en termes de flux et le système n'a été opérant que 6 mois. Ces résultats mettent toutefois en évidence une minéralisation progressive de l'eau de percolation dans le profil non saturé du sol qui abouti à 1,3 m de profondeur à une concentration en sulfates proche de celle de la nappe. Cet enrichissement est également marqué pour les nitrates et les chlorures mais avec des concentrations à 1,3 m de profondeur nettement moins fortes que dans les piézomètres. La percolation dans les remblais, modulo l'importance des flux d'eau concernés, constitue donc une source de recharge en sulfates et dans une moindre mesure en nitrate et en chlorure pour la nappe du Saint Ouen.

3.4.3 Physico-chimie des Remblais

Afin d'évaluer le potentiel de minéralisation représenté par les remblais, les différentes études géotechniques et de pollution disponibles sur la zone ont été analysées vis-à-vis de l'épaisseur de remblais présents et de leur potentiel lixiviable. L'épaisseur de remblai est une donnée extraite des coupes de sondage et le potentiel lixiviable est associé à la caractérisation faite sur les niveaux rencontrés afin d'évaluer la filière d'évacuation adaptée en cas d'excavation de ces matériaux pour les besoins du projet. Le potentiel lixiviable est déterminé sur la base de la mise en contact des matériaux à caractériser avec de l'eau distillée (selon un ratio liquide / solide de 10, c'est-à-dire par exemple 100 mg de solide pour 1 L d'eau).

Ce sont ainsi 90 sondages qui ont été exploités, ce qui correspond à 180 analyses réalisés sur des niveaux de remblais (Figure 73). La concentration médiane de sulfate lixiviable est de 13 450 mg SO_4/kg de remblai, ce qui correspond à une concentration médiane de 1345 mg/L de sulfate dans la solution de lixiiviation ce qui est proche de la concentration présente dans les piézomètres de la zone amont et dans les eaux des plaques poreuses.

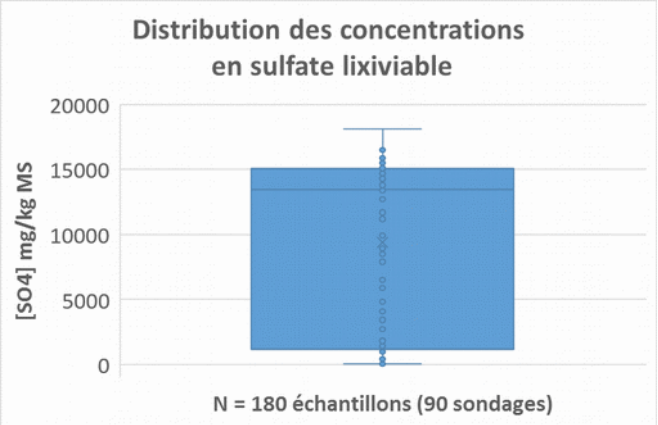


Figure 73: Distribution des concentrations (en mg/L) en sulfate lixiviable présent dans les remblais

Le sulfate lixiviable est associé à des remblais jusqu'à une profondeur de 6 m (Figure 74) ce qui constitue un potentiel de minéralisation des eaux pluviales s'infiltrant très important sur toute la zone et donc une source de recharge en sulfate pour la nappe. Cette source en sulfate n'est cependant pas inépuisable.

Des études réalisées à Berlin ont montré que les fortes concentrations en sulfate de la nappe de proche surface (> à 500 mg/L) y sont liées à présence de grandes quantités de décombres issus de la destruction de la ville lors de la 2ème guerre mondiale (Abel, 2015). La concentration moyenne en sulfates facilement lixiviables à partir des remblais est de 13 000 mg/kg. Suite à différentes recherches sur la nature et le comportement de ces remblais, un modèle a été produit pour calculer le temps nécessaire à une diminution des concentrations de la nappe sous la valeur seuil de 240 mg/L. En fonction de la teneur en gypse des remblais, de 1,7 g/kg à 9 g/kg, le temps nécessaire varie ainsi respectivement de 77 à 411 ans pour une épaisseur de 10 m (Abel, 2015).

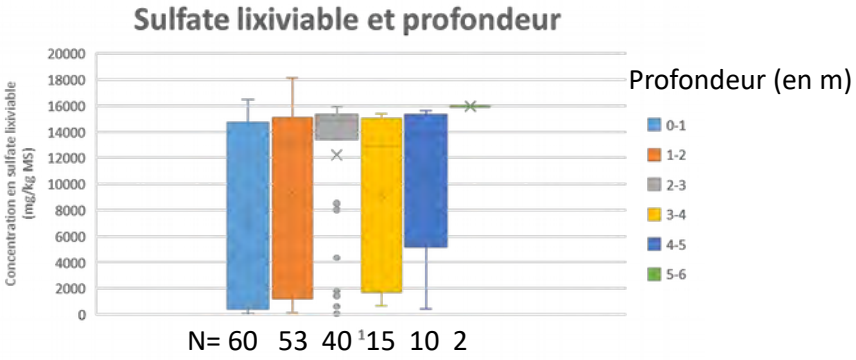


Figure 74: Distribution des concentrations en sulfate lixiviable présent dans les remblais en fonction de leur profondeur.

Il est clair, au regard de ces résultats, qu'il serait nécessaire d'introduire un tel pôle de recharge dans une modélisation hydrogéologique couplant transport et réactivité chimique dans un contexte de dissolution du gypse. La question de la stationnarité des équilibres reste cependant ouverte.

4 Action 2 : Estimation de l'impact des scénarios d'aménagement sur la recharge et la dissolution du gypse

4.1 Démarche générale

La conséquence prévisible de l'infiltration des eaux pluviales est l'augmentation des flux d'eau dirigés vers les horizons inférieurs du sol et la zone saturée. Dans le cas de la ZAC Écoquartier de la Gare, l'introduction dans la nappe du Saint-Ouen de volumes d'eau supplémentaires, possiblement peu minéralisés, est susceptible de modifier les conditions d'écoulement et les équilibres physico-chimiques au droit ou à l'aval hydrogéologique du site, avec un impact potentiel sur la dissolution du gypse.

Le flux d'eau atteignant la nappe depuis la zone non-saturée du sol est habituellement désigné sous le terme de « recharge ». En milieu urbain, la recharge est largement dépendante de l'occupation du sol et en particulier de l'équilibre entre infiltration et évapotranspiration. À l'échelle du quartier, les dispositifs d'infiltration, qui concentrent les eaux pluviales sur des espaces parfois réduits, peuvent contribuer de façon significative à la recharge. La recharge peut jouer un rôle important sur la circulation et la minéralisation des eaux souterraines. Comprendre l'incidence d'un aménagement sur les circulations d'eau souterraines et les équilibres physico-chimiques dans zone saturée suppose donc en premier lieu d'évaluer son impact sur la recharge.

Le recours à des outils de modélisation hydrologique, se concentrant sur la description des processus à l'interface sol-atmosphère et dans les premiers mètres de sol, constitue une approche adaptée à l'étude de la recharge dans des contextes de nappe relativement profonde (telle que celle du Saint-Ouen). Les outils de modélisation hydrogéologique, se limitant à la description de la zone saturée, sont quant à eux classiquement utilisés pour étudier les écoulements souterrains et leur impact sur les équilibres physico-chimiques en nappe.

Dans la suite, une approche combinant modélisation hydrologique de la recharge et modélisation hydrogéologique est adoptée pour préciser les conséquences du projet d'aménagement de la ZAC Écoquartier de la Gare sur le risque de dissolution du gypse. L'analyse est menée en considérant deux scénarios[1] de gestion des eaux pluviales :

1. l'un correspondant à une gestion centralisée des eaux issues des espaces publics qui sont infiltrées dans un bassin situé au centre de la ZAC (au niveau des îlots privés, une infiltration à la parcelle des pluies courantes est privilégiée, conformément aux prescriptions en vigueur) ;
2. l'autre correspondant à une gestion plus diffuse, combinant, différentes solutions pour contenir l'accroissement de la recharge (infiltration des eaux issues des espaces publics via un réseau de noues ; rétention en toiture et infiltration au niveau des îlots privés).

(Les deux scénarios font l'objet d'une description plus détaillée dans le paragraphe 4.2.3.2.)

4.2 Modélisation de la recharge

4.2.1 Objectifs

La modification de l'occupation des sols et le recours à des techniques d'infiltration des eaux pluviales après aménagement de la ZAC sont susceptibles de perturber le fonctionnement hydrogéologique de la zone d'étude et les équilibres géochimiques dans la nappe du Saint-Ouen, au droit ou à l'aval du site.

L'évolution des conditions d'échange à l'interface sol-atmosphère (imperméabilisation, création de nouvelles surfaces de pleine terre, concentration des écoulements dans des ouvrages pluviaux…)

1 Ces scénarios ont été définis avec Est-Ensemble et la maîtrise d'oeuvre urbaine

peut en effet affecter, le bilan hydrique au niveau du sous-sol urbain, et en particulier les flux d'infiltration et d'évapotranspiration. L'équilibre entre ces deux termes conditionne directement la recharge de la nappe sous-jacente (ici le Saint-Ouen), laquelle pourrait jouer un rôle prépondérant dans le phénomène de dissolution du gypse (dilution potentielle des concentrations en sulfate).

Préciser l'incidence de l'aménagement et de l'infiltration des eaux pluviales sur la recharge constitue une étape indispensable pour étudier d'éventuels effets sur les équilibres géochimiques dans la zone saturée. La confrontation de valeurs de recharge entre état initial et aménagé fournit en outre une première information quant à l'impact potentiel de l'aménagement.

Dans la suite, des simulations hydrologiques sont donc réalisées afin (1) d'alimenter le travail de modélisation hydrogéologique (transport conservatif dans les formations souterraines) et (2) d'apporter des premiers éléments pour appréhender l'impact de l'aménagement. Un modèle hydrologique *ad-hoc* est ici adopté pour produire des estimations de la recharge sur des périodes longues et de façon spatialisée, à l'état initial et pour deux scénarios contrastés de gestion des eaux pluviales à l'état aménagé :

(1) Un scénario de gestion centralisée, reposant sur l'infiltration dans un bassin situé au centre de la ZAC des volumes issus des espaces publics et des parcelles privées (sur lesquelles une gestion des pluies courantes est cependant effectuée)

(2) Un scénario de gestion diffuse, combinant stockage en toiture et infiltration à la parcelle en domaine privé et gestion du ruissellement sur l'ensemble des espaces verts du domaine public (réseau de noues dirigées vers un bassin central)

Les différentes simulations sont réalisées sur la base des reconnaissances hydrogéologiques (mesures de perméabilité, niveaux de nappe…) et des informations disponibles sur l'occupation des sols à l'état initial puis à l'état aménagé (base de données géographiques, esquisse du projet…).

4.2.2 État de l'art

L'utilisation de modèles hydrologiques pour simuler les processus de surfaces du milieu urbain et l'hydraulique des réseaux d'assainissement est aujourd'hui une pratique relativement répandue (Elliott & Trowsdale, 2007; Salvadore et al., 2015; Tsihrintzis & Hamid, 2001). De tels modèles permettent notamment de rendre compte de façon spatialisée de l'incidence de modifications de l'occupation des sols et dans une certaine mesure de l'effet des techniques de gestion des eaux pluviales sur les débits et les volumes de ruissellement.

Le plus souvent, la prise en compte du compartiment souterrain dans ces modèles usuels d'hydrologie urbaine reste toutefois relativement sommaire. Dans un certain nombre de cas, les transferts d'eau dans le sol ne sont tout simplement pas représentés : les termes d'infiltration au niveau des ouvrages de gestion eaux pluviales ou des espaces perméables sont alors uniquement envisagés comme des flux sortant du système modélisé (Deng et al., 2018; Salvadore et al., 2015). À l'opposé, un nombre croissant de modèles intègrent une représentation du sol afin de rendre compte de son influence sur les processus à l'interface sol atmosphère (ex : influence de l'état hydrique du sol sur l'infiltration ou l'évapotranspiration) mais cette représentation se limite généralement à des épaisseurs relativement réduites sur lesquelles l'état hydrique du sol est supposé uniforme (Li, 2015; Rossman, 2010; Salvadore et al., 2015).

Si de telles approches restent pertinentes lorsque que les quantités d'intérêt sont des flux de surfaces (et que l'hypothèse d'un profil uniforme de teneur en eau reste réaliste), ces dernières ne permettent pas nécessairement d'estimer de façon fiable les flux dirigés vers les horizons plus profonds du sol et donc la recharge des nappes.

De manière générale, la prise en compte de la zone saturée dans les modèles d'hydrologie urbaine reste peu fréquente. La question des interactions entre les nappes et le milieu urbain a toutefois pris une certaine importance avec le développement des pratiques d'infiltration à la source des eaux pluviales (Bonneau et al., 2017; Hoghooghi et al., 2018; Locatelli et al., 2017; Pophillat, 2019). Différentes approches ont alors été développées pour chercher à intégrer ce compartiment dans les travaux de modélisation. La solution la plus fréquente consiste à effectuer un chaînage d'outils

existants ; les flux calculés à l'interface sol-atmosphère par un modèle d'hydrologie urbaine viennent alors alimenter un modèle hydrogéologique de référence tel que Feeflow ou Modflow (Endreny & Collins, 2009; Göbel et al., 2004; Maimone et al., 2011; Zheng et al., 2018). À moins que les modèles ne « communiquent » entre eux à chaque pas de temps de calcul leurs conditions aux limites (on peut alors parler de « couplage », ce qui est en pratique assez complexe à mettre en œuvre), ces méthodes présentent pour principal inconvénient de ne pas réellement permettre de décrire des rétroactions d'un compartiment à l'autre (simple « chaînage »).

Le modèle URBS (co-développé par l'Université Gustave Eiffel et le Cerema) apparaît comme l'un des rares outils d'hydrologie urbaine intégrant de façon explicite l'ensemble du cycle de l'eau urbain, zone saturée comprise (Li, 2015; Pophillat, 2019; Rodriguez et al., 2008). Le modèle offre ainsi la possibilité de représenter différents profils d'occupation du sol urbain (bâtiments, routes, surfaces végétalisées et ouvrages de gestion des eaux pluviales), les réseaux d'assainissement et leurs interactions avec le compartiment souterrain (cf. Annexe 6). Bien que relativement complet, ce dernier reposait encore sur une description assez simpliste du sous-sol et de son état hydrique au début de la présente étude. La zone non-saturée du sol était ainsi décrite comme un simple réservoir de proche surface dont la teneur en eau (qui conditionne à la fois les flux de recharge, d'infiltration et d'évapotranspiration) était supposé homogène. Si cette approche s'avérait plutôt adaptée dans un contexte de nappe peu profonde et de connaissance limitée des caractéristiques hydrodynamiques du sol, son application pour l'estimation de la recharge d'aquifère situés à plusieurs mètres de profondeurs (tel que la nappe du marno-calcaire de Saint-Ouen) pouvait soulever des difficultés[2].

Dans le cadre de cette étude, une chaîne de modélisation spécifique a donc été développée en associant la description « par profil » de l'occupation du sol de URBS à un modèle d'écoulement dans la zone non-saturée permettant de mieux rendre compte de l'hétérogénéité du profil de teneur en eau dans le sol et de son impact sur les différents termes du bilan hydrologique.

4.2.3 Méthodologie

4.2.3.1 Cadre de modélisation

a) Principe général

En dépit de ses limites, le modèle URBS (dont le développement est toujours en cours) demeure un outil particulièrement pertinent pour l'étude du cycle de l'eau en milieu urbain et constitue, au moment de l'étude, un bon point de départ pour le développement d'un cadre de modélisation adapté au contexte de la ZAC Écoquartier de la Gare. Les schémas numériques adoptés pour la description des différents profils d'occupation du sol sont donc largement repris dans le cadre de ce travail.

Différentes adaptations semblaient en revanche nécessaires compte tenu des spécificités du cas d'étude et des objectifs de modélisation :

- La modification des choix de discrétisation spatiale avec le passage d'un découpage cadastral (ici inadapté comme expliqué plus loin) à un maillage régulier
- Le recours à un schéma de numérique permettant de rendre compte de l'hétérogénéité du profil de teneur en eau dans la zone non-saturée et de son influence sur les différents transferts hydriques (et notamment la recharge)
- La description de nouveaux types de profils d'occupation du sol correspondant (1) aux voies SNCF (qui représentent une surface importante à l'état initial) et (2) aux ouvrages de gestion des eaux pluviales

2 Ce diagnostic correspond à l'état de développement du modèle URBS au début des travaux en 2017. Des améliorations significatives ont depuis été apportées au modèle, en parallèle de la présente étude, afin de conforter la description du compartiment souterrain. L'outil URBS constituerait aujourd'hui une solution adaptée pour l'estimation de l'impact de l'aménagement et de l'infiltration des eaux pluviales sur la recharge ou la circulation des eaux souterraines, en répondant à certaines des limites de l'approche de modélisation développée dans le cadre de cette étude.

La chaîne de modélisation présentée dans la suite peut ainsi être envisagée comme un couplage entre différents éléments dérivés du modèle URBS et des schémas numériques plus spécifiques. Le principe général de cette chaîne de modélisation est résumé par le schéma ci-après :

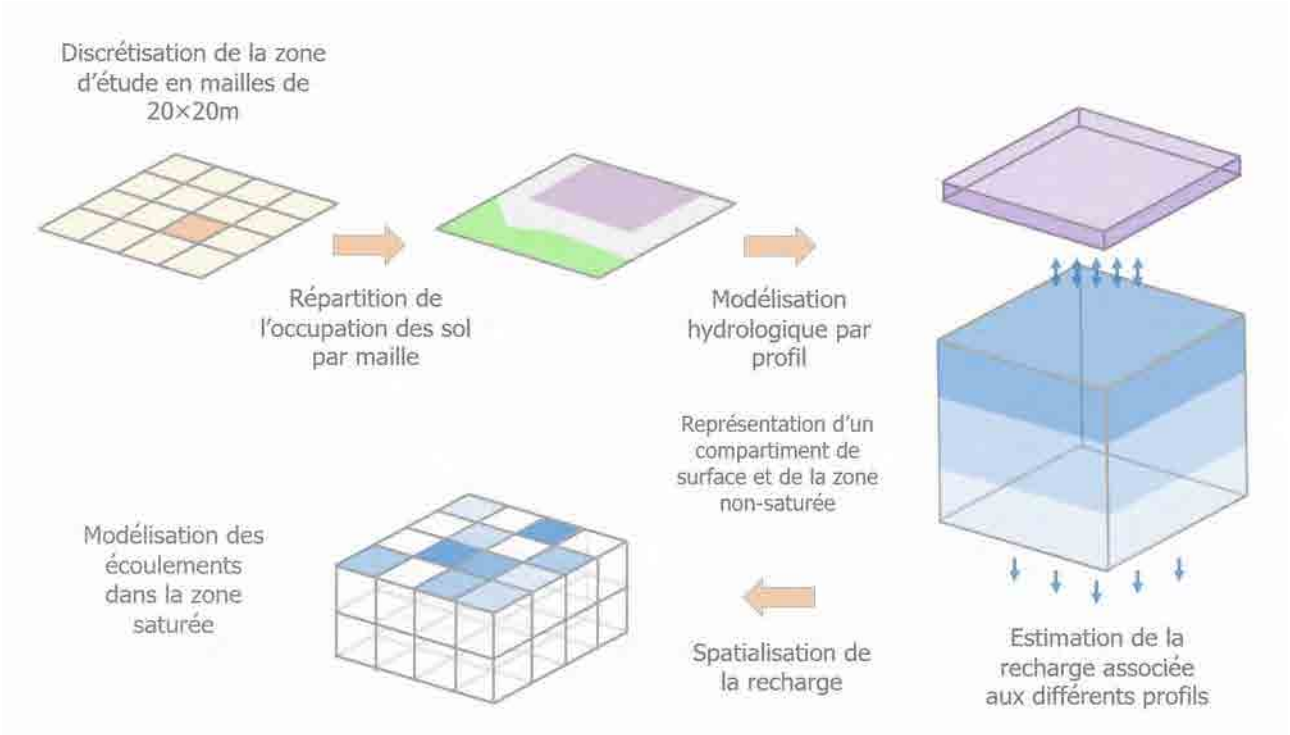


Figure 75: Principe général de la chaîne de modélisation adopté pour l'estimation de la recharge

Les principales caractéristiques de la démarche de modélisation (et les différences avec le modèle URBS) sont présentées ci-après :

Discrétisation spatiale régulière

L'analyse des conséquences hydrologiques et hydrogéologiques de l'aménagement et des modalités de gestion des eaux pluviales suppose d'avoir recours un modèle distribué, reposant sur une discrétisation de la zone d'étude en plusieurs entités spatiales et permettant par conséquent de rendre compte de l'hétérogénéité des surfaces urbaines comme des processus hydrologiques dans les différents compartiments (surface, zone non-saturée, zone saturée).

Le modèle URBS présente la particularité de s'appuyer sur une description à l'échelle de la parcelle cadastrale des différents transferts hydriques. Cette approche s'avère particulièrement pertinente dans des tissus urbains classiques pour décrire les transferts parcelles-réseau et permet par ailleurs mobiliser des bases de données urbaines pour caractériser l'occupation des sols (Rodriguez et al., 2008). Elle ne peut toutefois pas véritablement être appliquée dans le cadre de cette étude où le découpage cadastral reste grossier (à l'état initial, l'emprise SNCF correspond à une parcelle occupant l'essentiel de la zone d'étude) et ne traduit aucune réalité hydrologique.

Dans la suite, une discrétisation régulière de la zone d'étude, selon des mailles de 20×20 m, est donc privilégiée. Outre la nécessité d'affiner la discrétisation spatiale par rapport au découpage cadastral, ce maillage facilite également le chaînage avec des outils de modélisation hydrogéologique tels que Modflow.

Modélisation par « unité hydrologique représentative »

Pour chacune des mailles du domaine de modélisation, différents types de profils d'occupation du sol sont identifiés sur la base de données géographiques ou de prévisions sur l'état aménagé. Six grandes catégories de profil sont alors distinguées :

- Les espaces verts (état initial et aménagé)
- La voirie et les parkings (état initial et aménagé)
- Les bâtiments (état initial et aménagé)
- Les rails et autres zones de ballast (état initial et aménagé)
- Les îlots privés équipés d'ouvrages de gestion des eaux pluviales (état aménagé)
- Les ouvrages de gestion des eaux pluviales du domaine public (état aménagé)

Dans URBS, chaque unité spatiale est envisagée comme un « élément hydrologique urbain » (ou EHU) constitué de différents profils d'occupation du sol pour lesquels au moins trois compartiments sont représentés : la surface, la zone non-saturée et la zone-saturée. Chaque EHU a alors un comportement propre, potentiellement différent de celui de ses voisins en fonction des flux s'appliquant aux différents compartiments de surface et souterrain. Une telle approche permet ainsi de rendre compte d'une hétérogénéité des forçages météorologiques (précipitations et évapotranspiration) ou encore de l'influence sur les différents transferts en zone non-saturée d'une nappe peu profonde dont le niveau varierait dans l'espace.

Une modélisation spécifique des différents profils au sein de chaque unité spatiale n'est en revanche pas nécessaire dès lors que les conditions aux limites s'appliquant à ces dernières ne varient pas dans l'espace ou n'exercent qu'une influence limitée sur les processus d'intérêt. Dans le cas d'une nappe relativement profonde, telle que celle du Saint-Ouen, il semble en particulier raisonnable de considérer que cette dernière n'influence pas de façon significative les transferts hydriques dans la zone non-saturée. Par ailleurs, l'approche par EHU conduit à augmenter de façon significative les temps de calculs dès lors qu'une description fine du profil de teneur en eau dans le sol est adoptée.

Dans la suite, une approche différente, basée sur la simulation des transferts hydriques pour un nombre limité d'unités hydrologiques représentatives distinctes (ou UHR) est privilégiée : « la réponse hydrologique du bassin versant à une sollicitation météorologique donnée est simplement obtenue par une somme pondérée des réponses hydrologiques obtenues pour chaque UHR » (Musy et al., 2014).

L'identification de ces UHR suppose de regrouper les surfaces présentant des caractéristiques communes et subissant des sollicitations hydrologiques identiques. Ainsi, si les profils d'occupation du sol exclusivement alimentés par les précipitations peuvent être envisagées comme des UHR, chaque ouvrage de gestion des eaux pluviales doit en revanche faire l'objet d'une modélisation spécifique, tenant compte des apports issus des autres surfaces.

Découplage zone non-saturée / zone saturée

L'utilisation d'un modèle alternatif au schéma de URBS (dans sa version de 2017) pour décrire l'état hydrique de la zone non-saturée semblait nécessaire pour affiner l'estimation de la recharge de la nappe de Saint-Ouen.

Le module retenu dans la suite ne permet pas en l'état de réaliser de couplage entre la zone non-saturée et la zone saturée. Il est ainsi fait l'hypothèse (assez fréquente en hydrologie) que les mouvements de la nappe n'affectent ni la recharge ni l'état hydrique du sol (via des remontées capillaires), ce qui semble justifié compte tenu de la profondeur du marno-calcaire de Saint-Ouen.

Cette approche permet d'envisager en deux temps le travail de modélisation, en dissociant l'estimation de la recharge de celle des écoulements dans la zone saturée (cf. Figure 75). Le comportement de la zone non-saturée et la recharge sont alors simulés en considérant une épaisseur de référence Z_{EQ}, représentative du transfert de la surface vers la nappe du Saint-Ouen et ici fixée à 12 m (valeur cohérente avec les relevés piézométriques effectués sur la zone d'étude).

b) Modélisation des écoulements dans la zone non-saturée

Le modèle I2RS

Les écoulements dans la zone non-saturée sont simulés à partir du modèle I2RS (« Improved Infiltration-Redistribution Scheme ») développé par le Cerema et le Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains de l'École des Ponts Paristech pour simuler sur des périodes longues le fonctionnement et le bilan hydrique d'ouvrages de gestion à la source du ruissellement (Sage et al., 2020).

Le modèle I2RS repose sur un couplage entre l'équation d'infiltration de Green-Ampt et un modèle de redistribution du profil de teneur en eau adapté des travaux de Milly (1986). Ce schéma permet de représenter la colonne sol comme une succession de zones de teneur en eau uniforme dont l'extension varie au cours du temps sous l'effet des forçages de surface (infiltration et évapotranspiration) et des forces gravitaires ou matricielles.

Le profil de sol (dont les caractéristiques sont supposées homogènes) est décrit comme une succession de n fronts délimitant n+1 couches de sol (où n correspond à l'indice associé au front le plus proche de la surface du sol). Chaque front est caractérisé par une teneur eau uniforme θ_i et une profondeur Z_i (cf. Figure 76) dont l'évolution traduit l'effet des forces gravitaires, matricielles et de l'évapotranspiration :

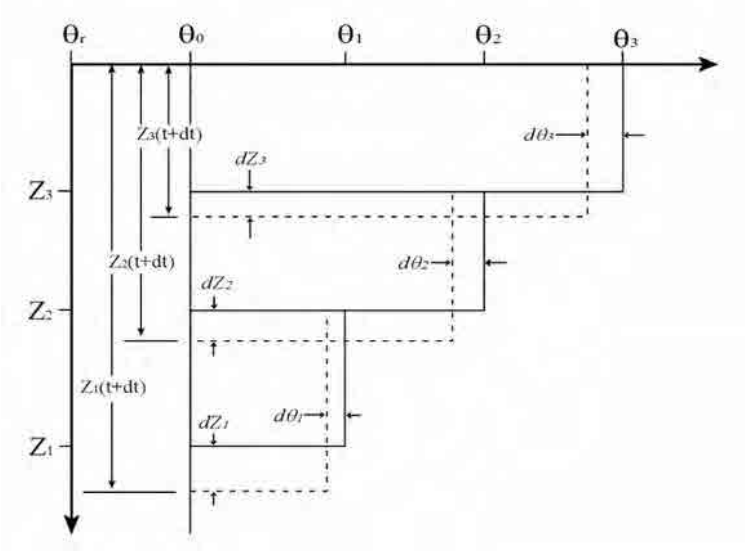


Figure 76: Principe du modèle I2RS

À l'inverse des modèles classiques d'écoulements dans la zone non-saturée tels que HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2009), le modèle I2RS ne repose ni sur une forme usuelle de l'équation de Richards ni sur une discrétisation fine de la colonne de sol (selon des nœuds dont la position est fixée en début de simulation). Ce dernier peut ainsi être envisagé comme une solution intermédiaire entre le schéma adopté dans URBS et les modèles de référence tels qu'HYDRUS-1D.

La figure ci-dessous fournit à titre d'illustration une comparaison des profils simulés à différents stades du processus de redistribution (drainage + évapotranspiration) à partir du code de calcul HYDRUS-1D et du modèle I2RS :

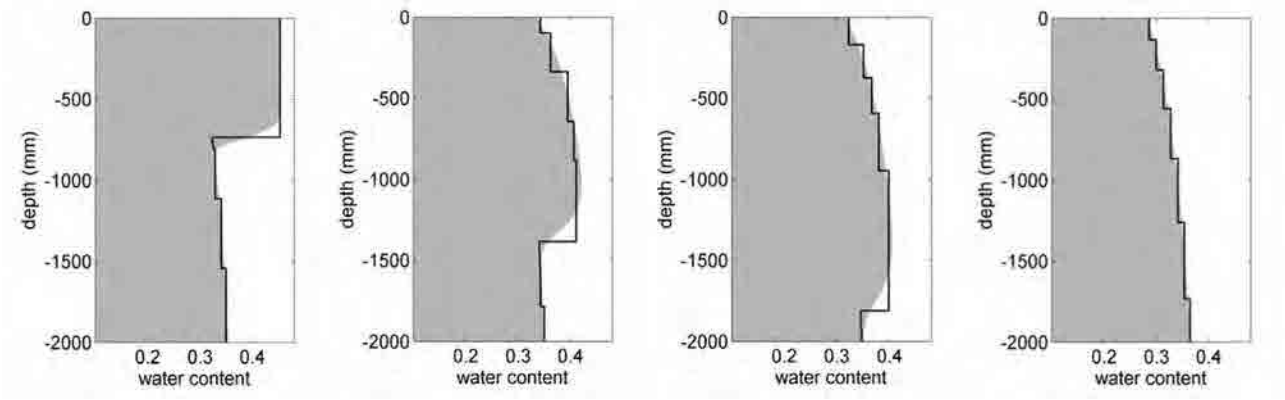


Figure 77: Profils de teneur en eau simulés pour un sable limoneux à différentes dates suite à une période d'infiltration (dans l'ordre : t = 0h, t = 3h, t = 6h et t = 24h, surface grise : HYDRUS-1D, ligne noire : I2RS)

À l'instar d'HYDRUS-1D, le modèle I2RS repose sur une paramétrisation détaillée du sol : la courbe de rétention et la fonction de conductivité hydraulique qui décrivent classiquement le comportement d'un milieu poreux doivent ainsi être renseignées. Dans la suite les relations de Brooks et Corey (1964) sont utilisées (5 paramètres doivent alors être spécifiés). Afin de simplifier l'analyse, les caractéristiques du sol ne sont toutefois appréhendées qu'à travers le paramètre de conductivité hydraulique à saturation K_S (pouvant être interprétée une capacité d'infiltration en régime permanent). Les 4 autres paramètres des relations de Brooks et Corey sont interpolés en fonction de K_S sur la base de données de la littérature (cf. Annexe 7)

Évaluation de l'approche

L'objectif des paragraphes qui suivent est de présenter de façon succincte (1) les limites du modèle URBS (dans sa version de 2017) pour des applications dans un contexte de nappe relativement profonde et (2) la pertinence de l'approche retenue pour l'étude (I2RS). Différents tests sont réalisés afin d'évaluer la capacité des deux modèles à estimer la recharge et le flux d'évapotranspiration pour un sol naturel soumis à des conditions atmosphériques classiques.

Les simulations sont réalisées pour une période de 15 ans, en considérant une colonne de sol limoneux de 12 m d'épaisseur. Des flux d'évapotranspiration et de précipitation, correspondant à des observations représentatives du climat francilien, sont appliqués à la surface du sol. Une paramétrisation équivalente des différents modèles est ici adoptée : même paramètres hydrodynamiques, conditions aux limites analogues, paramétrisation équivalente de l'évapotranspiration dans la zone racinaire (ici 20 cm).

Les simulations sont effectuées pour une condition de « drainage libre » (hypothèse d'une absence d'influence de la nappe sur l'état hydrique de la zone non-saturée). Cette dernière est implémentée dans URBS en modélisant la recharge comme un terme purement gravitaire égal à K(θ) où θ désigne la teneur en eau de la zone non-saturée et K la conductivité hydraulique.

Les 7,5 premières années de simulations sont utilisées comme une phase d'initialisation du profil de teneur en eau sur la colonne de sol (l'état hydrique du sol étant supposé uniforme en début de simulation). Dans la suite, seuls les résultats associés aux 7,5 dernières années de simulation sont donc considérés pour l'évaluation du modèle :

Terme du bilan	HYDRUS	I2RS	URBS
Évapotranspiration	519 mm/an	507 mm/an	579 mm/an
Recharge	76.0 mm/an	80.3 mm/an	0.1 mm/an

Tableau 18: Résultats de l'évaluation des modèles URBS et I2RS pour la modélisation de la zone non-saturée avec K_S = 6.8 mm/h soit 1.9×10^{-6} m/s (Silt Loam) : cumul de recharge et d'évapotranspiration simulés sur une période de 7,5 ans

Les résultats présentés dans le tableau 18 illustrent clairement l'intérêt du modèle I2RS pour l'estimation des termes de recharge et d'évapotranspiration. Bien que légèrement surévalué, le flux annuel de recharge est ainsi relativement proche de celui simulé par le modèle de référence HYDRUS-1D. Cette surestimation de la recharge découle vraisemblablement de l'erreur (modérée) commise sur le terme d'évapotranspiration. Le calcul de ce flux s'avère très dépendant des teneurs en eau simulées à proximité de la surface du sol. Le modèle I2RS n'offrant qu'une description approximative du profil de teneur en eau dans la zone racinaire, il n'est ici pas surprenant que le bilan hydrique ne soit pas parfaitement bien reproduit.

Les résultats confirment également l'inadéquation du module « zone non-saturée » de URBS (dans sa version de 2017) pour des configurations de nappe profonde. L'erreur dans l'estimation des termes de recharge et d'évapotranspiration découle ici directement de la non-représentation du profil de teneur en eau qui conduit à sous-estimer fortement la recharge en limite inférieure de la zone non-saturée. Il semble toutefois important de rappeler que la condition de drainage libre utilisée dans le cadre de cette application ne correspond pas au mode de fonctionnement habituel du modèle URBS.

Des résultats complémentaires correspondant au cas d'un sol plus perméable sont présentés dans le tableau ci-dessous. Ces derniers confirment la capacité du modèle I2RS à fournir une estimation satisfaisante du bilan hydrique au niveau de la zone non-saturée. D'autres résultats sont également fournis à l'Annexe 8 – Évaluation du modèle I2RS – résultats additionnels.

Terme du bilan	HYDRUS	I2RS
Évapotranspiration	454 mm/an	455 mm/an
Recharge	113 mm/an	114 mm/an

Tableau 19: Résultats de l'évaluation des modèles URBS et I2RS pour la modélisation de la zone non-saturée avec K_S = 61.1 mm/h soit 1.7×10^{-5} m/s (Silt Loam) : cumul de recharge et d'évapotranspiration simulés sur une période de 7,5 ans

Pertinence de la représentation adoptée

La chaîne de modélisation développée dans le cadre de cette étude repose sur un découplage entre la zone non-saturée et la zone saturée. Les flux utilisés comme donnée d'entrée pour les simulations hydrogéologiques dans la zone saturée sont ici directement conditionnés par le choix de la condition en limite inférieure de la zone non-saturée.

L'hypothèse d'une condition de type « drainage libre » découle en partie des caractéristiques du modèle I2RS ; pour l'heure, ce dernier ne permet pas de prendre en compte d'éventuelles interactions avec une nappe. De telles interactions sont clairement susceptibles d'affecter la recharge via le phénomène de remontées capillaires depuis la zone-saturée vers la zone non-saturée. L'introduction d'une condition de « potentiel nul imposé » (présence d'une nappe) en limite domaine dans les simulations avec le modèle de référence HYDRUS-1D donne ainsi lieu à une réduction d'environ 10 % de la recharge (cf. Annexe 8).

Il semble toutefois important de souligner (1) que l'hypothèse d'une colonne de sol homogène sur 12 m ne correspond pas à une géologie réaliste ou caractéristique de la zone d'étude et (2) que le choix de la condition limite inférieure dans la zone non-saturée doit s'effectuer en cohérence avec les caractéristiques des formations présentes. L'objectif du modèle I2RS est davantage de simuler un comportement moyen dans la zone non-saturée (en termes de bilan de surface et de temps de

transfert) que de décrire de façon précise les transferts hydriques au sein des différentes couches géologiques. Le choix d'une condition de type « potentiel nul imposé », avec la représentation de la zone non saturée comme un milieu homogène relativement fin, conduirait à simuler des transferts réduits vers la nappe du Saint-Ouen et ne semble donc pas pertinent. Les caractéristiques des formations situées à la base des Marnes-Infragypseuses (en partie inférieure de la zone non-saturée) rendent en particulier peu probable l'hypothèse d'échanges dominés par des phénomènes de remontées capillaires.

L'hypothèse d'une absence de rétroaction de la nappe vers la zone non-saturée telle que modélisée par la condition « de drainage libre » apparaît donc bien comme la solution à privilégier (en absence de caractérisation détaillée de l'interface entre zone non-saturée et zone saturée) pour estimer la recharge sur la zone d'étude. Cette approche peut en outre être considérée comme plus sécuritaire puisque conduisant potentiellement à surestimer la recharge.

c) Représentation des profils d'occupation du sol

La représentation des différents profils d'occupation du sol est détaillée dans la suite en se concentrant sur les surfaces d'espaces verts, de voirie/parkings, le bâti ainsi que les rails (ou zones avec ballast) et en laissant de côté les profils sur lesquels sont mis en œuvre des techniques de gestion des eaux pluviales (dont la description est explicitée dans la suite).

Comme indiqué précédemment, l'approche de modélisation retenue dans le cadre de cette étude consiste à envisager le fonctionnement d'un système « surface + zone non-saturée » découplé de celui de la zone saturée. Chaque profil d'occupation du sol peut alors être décrit comme la combinaison d'un ou plusieurs réservoirs de surface avec un compartiment correspondant à la zone non-saturée à la base de laquelle est calculé un flux de recharge destiné à alimenter les simulations hydrogéologiques (cf. Figure 78 et 79).

Les 4 profils d'occupation du sol sont constitués d'un compartiment de surface auquel s'appliquent différents flux : les précipitations (P), l'évaporation à surface libre (E), de l'infiltration (I) et du ruissellement ou rejet (R).

- Les précipitations (donnée d'entrée) correspondent à un flux s'appliquant de façon identique à l'ensemble des profils
- L'évaporation de surface E est directement calculée en fonction des données météorologiques (chroniques d'évapotranspiration potentielle) et limitée par le stock d'eau disponible. Un coefficient multiplicateur $C_{E\text{-}SUP}$ est introduit pour passer de l'évapotranspiration de référence ET_{REF} fournie par météofrance à une valeur potentielle sur le profil.
- Le calcul du terme d'infiltration dépend quant à lui du profil considéré. Pour le profil « espaces verts » ce dernier est calculé à partir du modèle I2RS en supposant la perméabilité du sol en surface identique à celle de la zone non-saturée K_S. Pour les autres profils, ce terme est calculé sur la base d'une valeur spécifique de capacité d'infiltration du compartiment de surface K_{SUP} (prise égale à zéro pour les bâtiments)
- Le ruissellement se forme dès lors que la capacité de stockage du réservoir de surface est dépassée. Celle-ci est caractérisée par un paramètre de perte initiale PI.

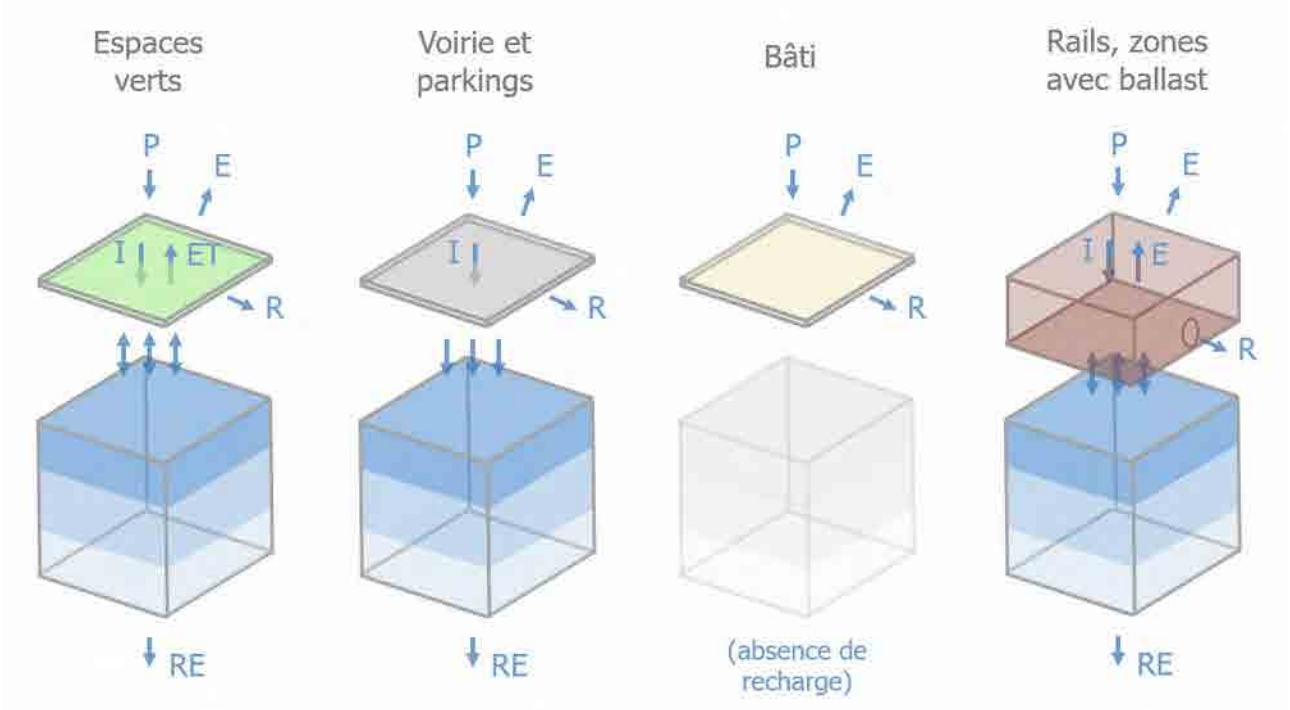


Figure 78: Représentation des différents types d'occupation du sol (hors îlots et ouvrages de gestion des eaux pluviales)

Tandis que les flux infiltrés au niveau du compartiment de surface viennent directement alimenter les modélisations de la zone non-saturée pour les profils « espaces verts » et « voiries & parkings », un compartiment intermédiaire est introduit dans le cas des profils « rails ou zones avec ballast » (cf. Figure 79). Ce dernier correspond à un volume de stockage dans le ballast caractérisé par une capacité h_{INTER}. Ce réservoir peut donner lieu à une infiltration des volumes issus de la surface vers la zone non-saturée et éventuellement à un rejet vers le réseau via un drain (dans l'hypothèse où les zones de ballast seraient drainées). L'infiltration est alors calculée avec le modèle I2RS en considérant une perméabilité K_{INF} (prise égale à la conductivité hydraulique de la zone non-saturée K_S si la zone de ballast n'est pas imperméabilisée). Le volume stocké dans la zone de ballast est enfin soumis à un flux d'évaporation calculé de façon analogue à celui s'appliquant au réservoir de surface (mais ne s'appliquant que lorsque ce dernier est vide).

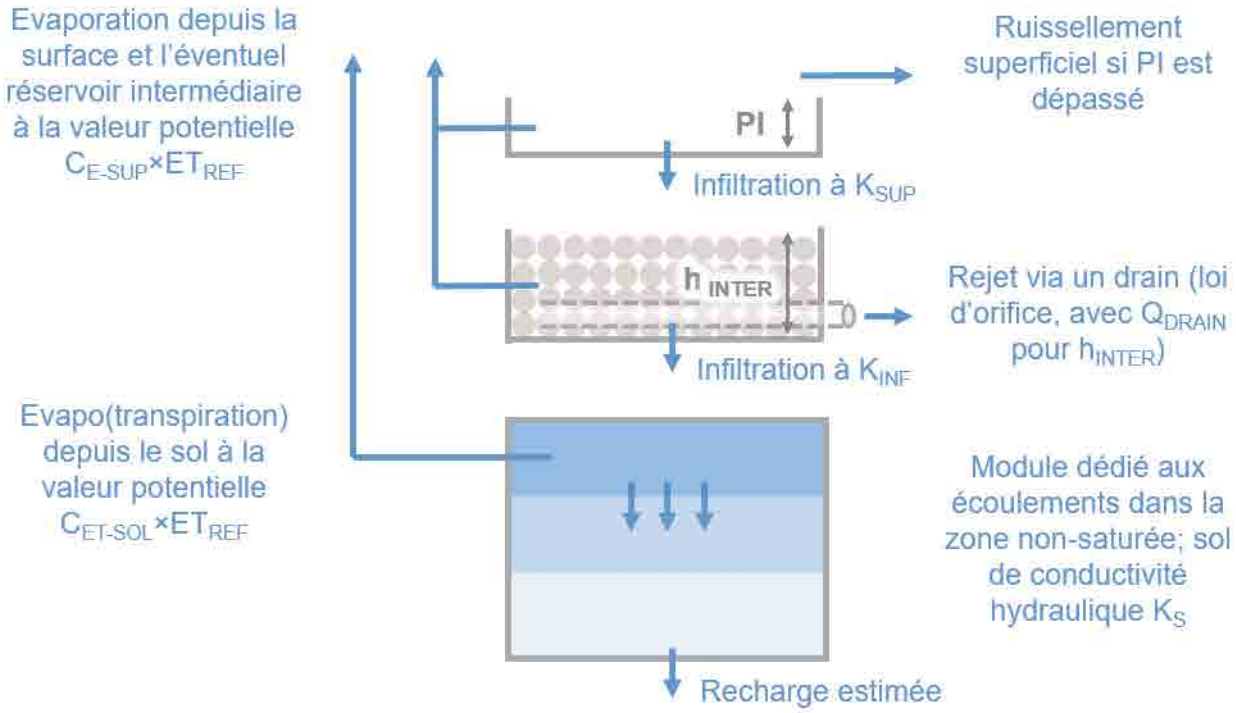


Figure 79: Compartiments constitutifs des différents profils d'occupation du sol et leurs interactions (N.B. le compartiment intermédiaire n'est représenté que pour pour le profil « rails ou zones de ballast »)

Le dernier compartiment correspond à la zone non-saturée pour laquelle le modèle I2RS est utilisé afin de décrire les transferts vers la nappe. Ce compartiment est, en sa partie supérieure, soumis à un flux d'évapotranspiration ne s'appliquant que lorsque les réservoirs supérieurs sont vides. Ce flux est calculé à partir de la valeur de référence ET_{REF} ([L.T^{-1}]) fournie par Météo-France de la façon suivante :

$$ET = C_{ET-SOL} \times ET_{REF} \times \alpha(\theta)$$

Où : C_{ET-SOL} ([-]) est un coefficient permettant de moduler la valeur de référence, pris inférieur à 1 pour les profils de type « rails ou zone de ballast » et α(θ) un coefficient de stress hydrique ([-]) permettant de moduler la valeur de l'évapotranspiration en fonction de la teneur en eau dans la couche située à l'interface sol atmosphère. Dans la suite, la fonction de Feddes et al (1988) est adoptée :

$$\alpha(\theta) = max(min(\ ,0),1) \times \frac{h(\theta) - h_{fl}}{h_{cc} - h_{fl}}$$

Avec : h(θ) la pression matricielle ([L]) correspondant à la teneur en eau θ dans la première couche de sol; h_{FL} la pression matricielle ([L]) associée au point de flétrissement (prise égale à -150m) ; h_{CC} la pression matricielle ([L]) associée à la capacité au champ (prise égale à -3.3 m).

d) Représentation de la gestion des eaux pluviales

La gestion des eaux pluviales est modélisée en adoptant un formalisme analogue à celui employé pour la description des autres profils d'occupation du sol (cf. Figure 80). Deux catégories de profils sont ici distinguées :

(1) Les îlots privés sur lesquels est mis en place une gestion à la source des eaux pluviales dans des ouvrages perméables (et éventuellement au niveau des surfaces de production)

(2) Les ouvrages du domaine public recevant des apports depuis les autres surfaces urbaines s'ajoutant aux apports directs via les précipitations

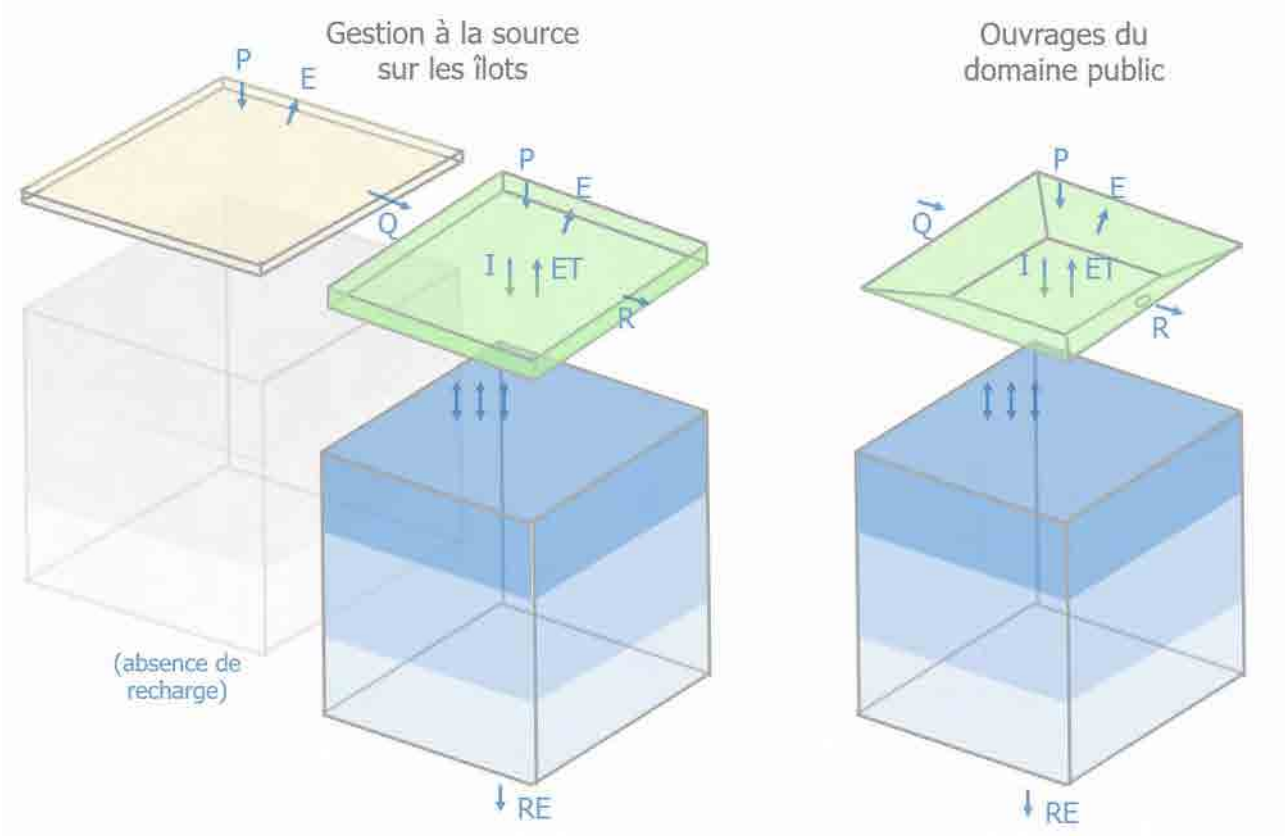


Figure 80: Représentation des profils associés à la gestion des eaux pluviales

Pour les profils correspondant aux îlots du domaine privé, deux types de surfaces sont en fait simulés avec d'une part la production du ruissellement sur une surface supposée représentative de l'ensemble des surfaces revêtues et d'autre part une surface de pleine terre dédiée à la gestion des volumes de ruissellement issu de la première surface. La paramétrisation des surfaces de production se limite ici au terme de perte initiale PI_{PROD} et au coefficient d'évaporation $C_{E\text{-}SUP}$ décrit en 4.2.3.1 On notera que ce profil fictif de surface de production est supposé totalement imperméable et ne contribue donc pas à la recharge. La description des emprises dédiées à la gestion des eaux pluviales, identique à celle retenue pour les ouvrages du domaine public, est détaillée ci-après.

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales sont modélisés de manière analogue au profil de type espaces vert, c'est-à-dire comme des réservoirs de surface auxquels s'appliquent les termes de précipitations (P), d'infiltration (I), d'évaporation de surface (E) et d'évapotranspirations (ET) mais susceptibles de recevoir le ruissellement (Q) issu de surfaces amont (en faisant l'hypothèse d'une alimentation latérale).

Deux modes de gestion des eaux pluviales sont ici modélisés (cf. Figure 81) :

(1) L'abattement des pluies courantes sans régulation des débits

(2) La combinaison de la régulation des débits à l'abattement des pluies courantes

Dans le premier cas le rejet vers l'aval ne peut s'effectuer que par surverse de l'ouvrage. Dans le second, le rejet s'effectue principalement via un dispositif de limitation des débits. Ce second mode de fonctionnement conduit à distinguer deux niveaux de stockage avec d'une part une profondeur de volume mort z_P (mm) dont la vidange ne s'effectue que par infiltration ou évapotranspiration et d'autre part une profondeur supplémentaire z_{SUP} (mm) dédiée à la gestion d'évènement de période de retour T (années). Entre z_P et z_{SUP}, le dispositif de régulation est sollicité ; le débit est alors décrit par une simple loi d'orifice telle que le débit associé à la profondeur z_{SUP} soit égal à Q_{MAX} (l/s/ha) dont la valeur correspond à au débit admissible de rejet au réseau.

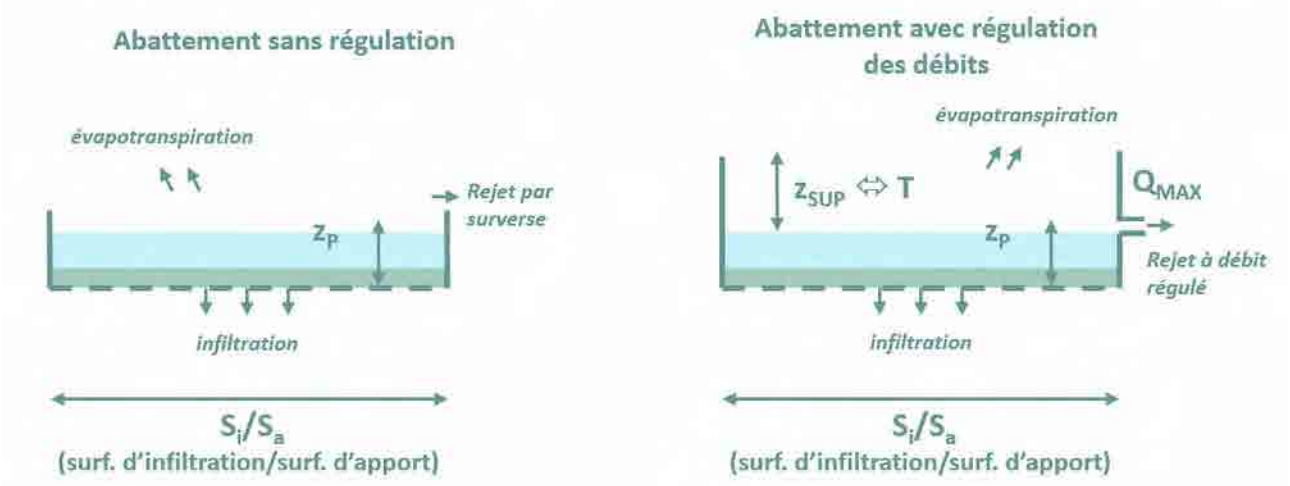


Figure 81: Représentation des ouvrages pour les deux modes de fonctionnement identifiés (pour d'avantage de détails sur le modèle, se référer à Sage (2016)

Comme pour les autres profils, la recharge associée aux ouvrages de gestion des eaux pluviales est simulée avec le modèle I2RS. Dans le cas des îlots privés, le flux calculé au niveau de la surface de pleine terre dédiée au stockage et à l'infiltration des eaux pluviales est redistribué sur l'ensemble du profil « îlot privé » ; la valeur recharge assignée au profil doit donc être interprétée comme un flux moyen ne permettant pas de rendre directement compte des variations de l'occupation du sol au sein de l'îlot.

4.2.3.2 Définition des scénarios de modélisation

Le domaine de modélisation est défini comme un rectangle (d'environ 1000 × 750 m, lui-même subdivisé en 1924 mailles de 20 × 20 m) dans lequel est contenu le périmètre la ZAC. Ce choix est principalement justifié par des raisons d'ordre pratique liées aux outils de modélisation. Les simulations sont effectuées pour une période de 10 ans avec des chroniques de précipitations et d'évapotranspiration représentatives du climat francilien. Les principales hypothèses utilisées pour caractériser l'état initial et l'état aménagé (pour les différents scénarios de gestion des eaux pluviales) sont décrites dans les paragraphes qui suivent.

a) État initial

La répartition des différents profils d'occupation des sols à l'état initial est estimée à partir de données de la BD-TOPO (IGN) et d'orthophotographies.

La BD-TOPO fournit des informations vectorielles sur l'emprise des bâtiments (polygones) ainsi que de certains espaces verts et les linéaires de routes ou de voies ferrées. Le passage d'objets linaires à des polygones est effectué en faisant une hypothèse sur leur largeur. Dans la suite une section type de 6 m est utilisée pour les voies ferrées. Toutes les routes sont en première approche assimilées à des voies à double sens de 10 m de large (trottoirs compris). Un premier traitement géomatique est ensuite effectué pour éliminer les chevauchements entre les différents polygones.

Les polygones issus de la BD-TOPO ne permettent pas nécessairement de renseigner l'intégralité de la répartition par profil d'occupation du sol sur une unité de discrétisation (maille de 20 × 20 m). L'occupation du sol sur les « vides » correspondant à des surfaces non couvertes par les polygones est donc estimée à partir d'orthophotographies pour lesquelles une classification semi-automatique est effectuée avec un plugin de QGIS dédié (Congedo, 2016). Cette procédure conduit alors à identifier de façon automatique (quoi que moins fiable que via la BD-TOPO) l'occupation du sol sur les bases des profils présentés en 4.2.3.1.

Le résultat des différents traitements est présenté dans la figure ci-après :

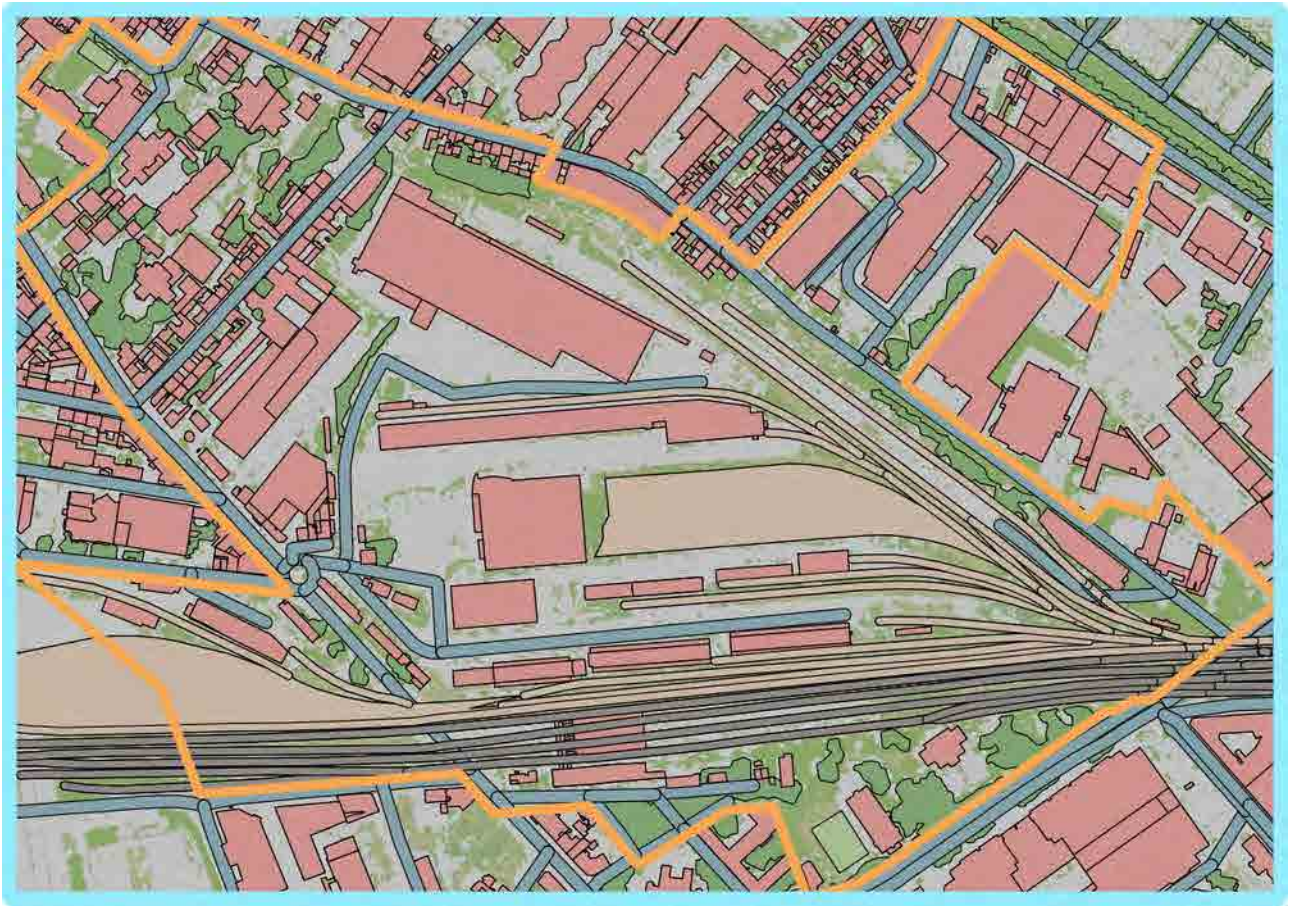


Figure 82: Occupation du sol à l'état initial (en vert : espaces verts ; en gris : surfaces assimilées à de la voirie ou du parking, en gris-bleu : tronçons de route de la BD-TOPO ; en rose : bâti ; en marron : les voies SNCF en distinguant les voies drainées en sombre des emprises non drainées en clair)

Pour les surfaces correspondant à des emprises de voies SNCF, deux types de fonctionnements hydrologiques sont distingués, avec i) des voies affectées à la circulation quotidienne et vraisemblablement drainées et ii) des voies désaffectées ou destinées au stockage du matériel roulant supposées non-drainées.

Au total, 5 types de profils sont donc distingués pour caractériser l'occupation du sol sur la zone d'étude et simuler la recharge. La répartition des différents types de surface est fournie dans le tableau 20 :

Profil	Surface	Proportion
Espaces verts	150 000 m²	20 %
Routes ou assimilés	277 000 m²	37 %
Bâti	221 000 m²	30 %
Rails non-drainés	78 000 m²	10 %
Rails drainés	23 000 m²	3 %

Tableau 20: Répartition des différentes classes d'occupation du sol à l'état initial

La paramétrisation retenue pour la modélisation des profils d'occupation du sol est détaillée dans le tableau 21.

La perméabilité du réservoir de surface K_{SUP} du profil « voiries, parking » est fixé à 5×10^{-8} m/s afin de rendre compte des infiltrations à travers le revêtement ou au niveau des structures telles que les

bordures ou les caniveaux. Cette valeur cohérente avec les ordres de grandeur mentionnés dans la littérature (Ragab et al., 2003; Ramier, 2004; Rammal & Berthier, 2020). Pour les espaces correspondant aux voies SNCF, cette valeur est fixée à 1×10^{-4} m/s, ce qui revient en pratique à considérer que le ballast ne constitue pas un frein à l'infiltration vers le réservoir intermédiaire. Pour les voies drainées, une forme d'imperméabilisation des couches d'assise est généralement mise en œuvre (afin d'assurer la stabilité de la plateforme). La perméabilité du réservoir intermédiaire est donc fixée K_{INF} pour ce type de profil. Le débit maximal du drain est quant à lui supposé compatible avec les contraintes de rejet vers le réseau d'assainissement et fixé 10 l/s/ha. Il est enfin fait l'hypothèse que l'évapotranspiration s'appliquant aux profils recouverts par une couche de ballast est nettement inférieure à la valeur calculée par Météo-France (pour une surface enherbée, à l'air libre) ; la valeur du coefficient C_{ETSOL} est donc abaissée à 0.5.

Paramètre	Espaces verts	Voirie, parkings	Bâti	Rails non-drainés	Rails drainés
PI	5 mm	1 mm	1 mm	5 mm	5 mm
K_{SUP}	K_S	5×10^{-8} m/s	K_S	1×10^{-4} m/s	1×10^{-4} m/s
$C_{E\text{-}SUP}$	1	1	1	1	1
h_{INTER}	N. A.	N. A.	N. A.	200 mm	200 mm
K_{INF}	N. A.	K_S	N. A.	K_S	5×10^{-8} m/s
C_{ETSOL}	1	0	0	0.5	0.5
Q_{DRAIN}	N. A.	N. A.	N. A.	N. A.	10 l/s/ha

Tableau 21: Paramétrisation des différents profils d'occupation du sol pour la modélisation de la recharge (N.A. = non-applicable)

b) État aménagé – scénario 1 : gestion centralisée des eaux pluviales

L'occupation du sol à l'état aménagé est évaluée en croisant les données utilisées pour l'état initial avec les informations issues d'esquisses paysagères et de projection sur l'emplacement des espaces verts ou des lots privés. L'actualisation n'est effectuée que pour les surfaces situées dans le périmètre de la ZAC.

Le principe de gestion des eaux pluviales retenu pour ce premier scénario de gestion des eaux pluviales est celui d'une gestion centralisée via un bassin de taille relativement modeste situé au milieu de la ZAC. Ce dernier collecte à la fois les eaux issues des espaces publics et de l'excédant rejeté au niveau des îlots. Le bassin versant de cet ouvrage est précisé dans la figure 83.

La répartition des différents profils d'occupation du sol est précisée dans le tableau 22 :

Type	Surface	Proportion
Espaces verts	152 000 m²	20 %
Routes ou assimilés	295 000 m²	39 %
Bâti	133 000 m²	17,5 %
Rails non-drainés	26 000 m²	3,5 %
Rails drainés	19 000 m²	2,5 %
Îlots privés	121 000 m²	16 %
Ouvrage central	3 800 m²	0,5 %

Tableau 22: Répartition des différentes classes d'occupation du sol à l'état aménagé pour le scénario de gestion centralisée des eaux pluviales

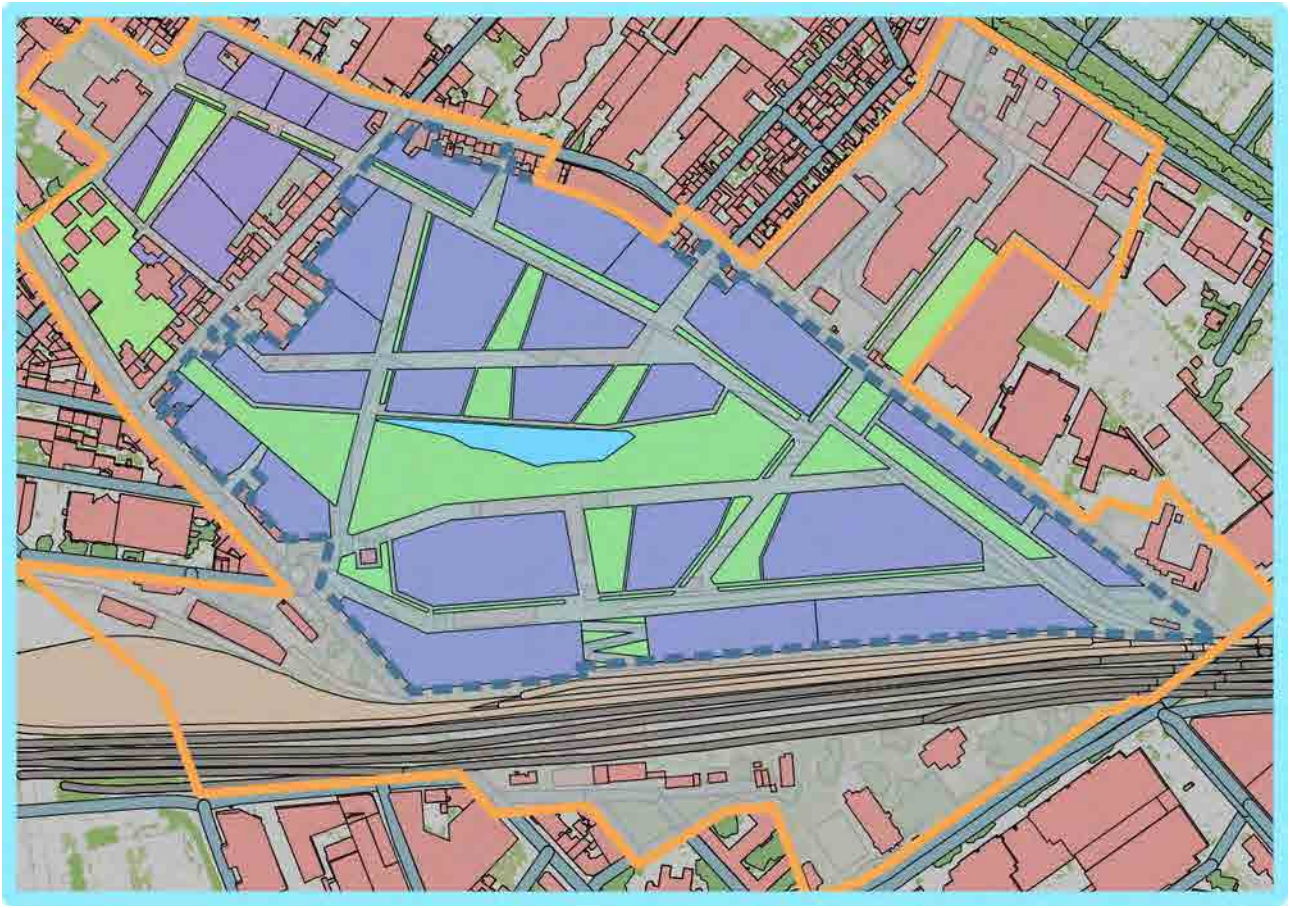


Figure 83: Occupation du sol à l'état aménagé pour le scénario de gestion « centralisée » (en bleu clair : bassin central ; en pointillés bleu : délimitation du bassin versant de l'ouvrage central ; en violet : îlots privés avec gestion à la source des eaux pluviales en vert : espaces verts ; en gris : surfaces assimilées à de la voirie ou du parking, en gris-bleu : tronçons de route de la BD-TOPO ; en rose : bâti ; en marron : les voies SNCF en distinguant les voies drainées en sombre des emprises non drainées en clair)

La paramétrisation des profils « espaces verts », « voiries, parkings », « bâti » et « rails drainés / non-drainés » est identique à celle adoptée pour la modélisation de la recharge à l'état initial. Les paramètres retenus pour les profils associés à la gestion des eaux pluviales sont fournis dans le tableau ci-dessous :

Paramètres	Ilots	Ouvrage central
z_P	5 cm	30 cm
z_{SUP}	N.A.	30 cm
Q_{MAX}	N.A.	10 l/s/ha
PI_{PROD}	1 mm	N.A.
S_I/S_{PROD}	10 %	N.A.

Tableau 23: Paramétrisation des profils associés à la gestion des eaux pluviales pour le scénario « centralisé » (N.A. = non-applicable)

Pour les îlots privés, la surface de pleine terre dédiée à la gestion des eaux pluviales est fixée à 10 % de la surface totale de l'îlot (bien que constituant une hypothèse forte, ce choix demeure cohérent avec les orientations de programmation et d'aménagement). Cette surface de pleine terre est assimilée à un ouvrage de faible profondeur 5 cm permettant d'intercepter à la parcelle les pluies

courantes (conformément aux prescriptions d'Est-Ensemble). Les 90 % de surfaces imperméables sont caractérisées par une perte initiale de 1 mm (valeur usuelle pour des toitures non-stockantes).

Le fonctionnement retenu pour l'ouvrage central correspond à la modalité « abattement et régulation des débits » décrite en 4.2.3.1. La profondeur totale du bassin est fixée à 60 cm avec 30 cm dédiés à l'abattement des volumes collectés (les 30 cm restant assurant une régulation des débits à 10 l/s/ha).

c) État aménagé – scénario 2 : gestion diffuse des eaux pluviales

Le second scénario de gestion des eaux pluviales repose sur une succession de dispositifs destinés à limiter les rejets vers le réseau d'assainissement en s'appuyant sur le processus d'infiltration mais aussi d'évapotranspiration de manière à ne pas augmenter de façon excessive la recharge de la nappe. Ce scénario s'articule autour de trois niveaux de gestion :

- Les îlots privés, avec une rétention à la source via des toitures stockantes et un abattement des pluies courantes dans des ouvrages perméables et végétalisés
- Les mails paysagers, assimilés à des noues perméables collectant le ruissellement issu des voies publiques et d'éventuels rejets des îlots privés. Dans la suite, ces ouvrages sont désignés comme « noues intermédiaires »
- Le parc central, assimilé à un bassin permettant d'infiltrer et évapotranspirer les volumes qui ne seraient pas gérés plus en amont

L'occupation du sol correspondante est donnée dans la figure ci-après :

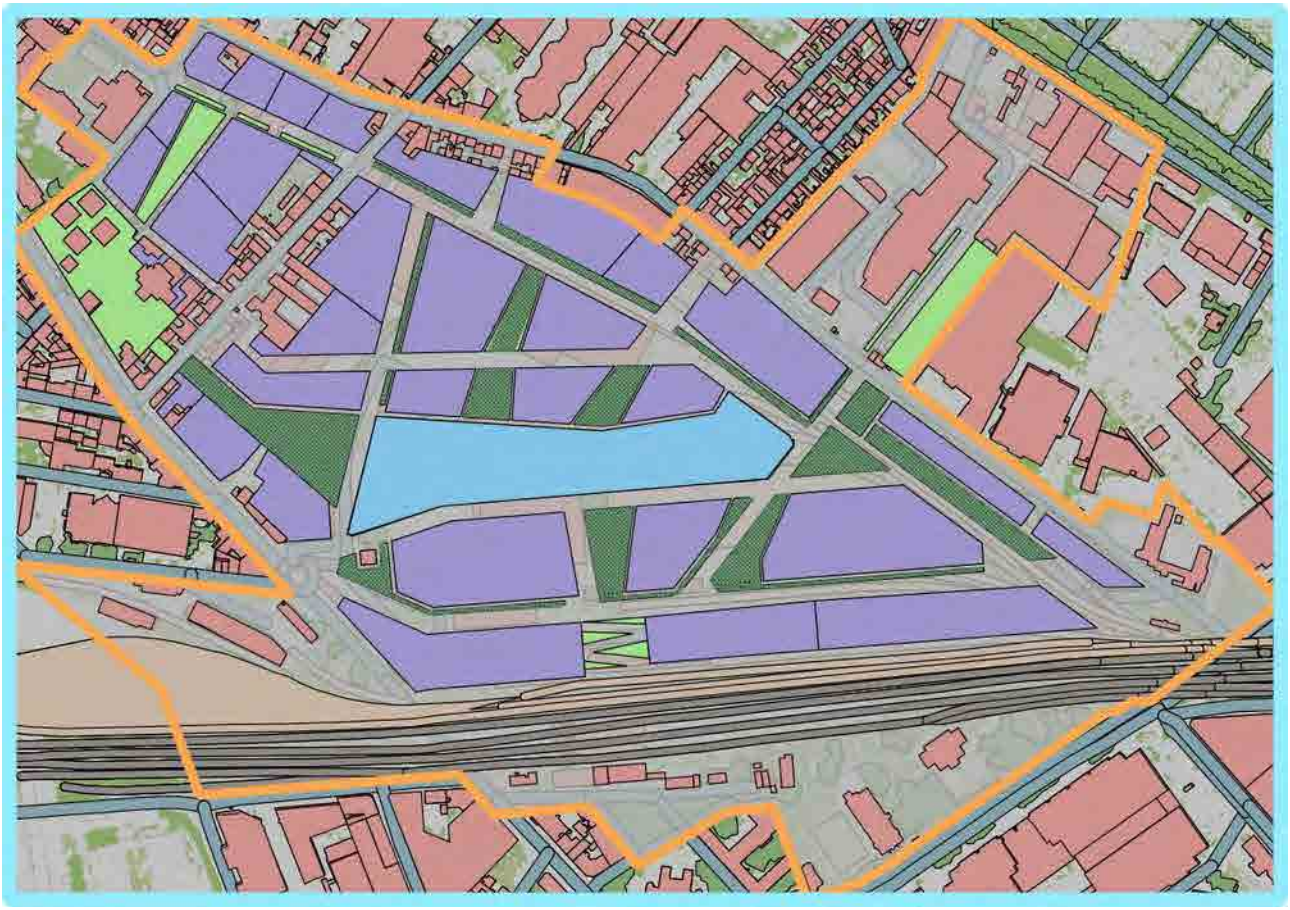


Figure 84: Occupation du sol à l'état aménagé pour le scénario de gestion « diffuse » (en bleu clair : bassin central ; en pointillés bleu : délimitation du bassin versant de l'ouvrage central ; en violet : îlots privés avec gestion à la source des eaux pluviales en vert : espaces verts ; en gris : surfaces assimilées à de la voirie ou du parking, en gris-bleu : tronçons de route de la BD-TOPO ; en rose : bâti ; en marron : les voies SNCF en distinguant les voies drainées en sombre des emprises non drainées en clair)

Pour les îlots privés, la rétention au niveau des toitures est modélisée en attribuant au terme de perte initiale PI_{PROD} une valeur correspondant à une capacité de stockage représentative d'une toiture végétalisée extensive (cf. Tableau 25). Le comportement des surfaces de production peut ainsi être assimilé à celui d'une toiture stockante avec surverse, vidangée par évapotranspiration. La description des surfaces de pleine terre dédiées à l'infiltration demeure analogue à celle adoptée en pour le scénario de gestion centralisée.

L'emplacement des « noues intermédiaires » est présenté dans la figure 84. Il est ici fait l'hypothèse que l'intégralité des espaces verts du domaine public sont sollicités pour la gestion des eaux pluviales afin de tendre vers une infiltration aussi diffuse que possible.

La modélisation de ce scénario de gestion diffuse, consistant en une succession de dispositifs répartis sur la zone d'étude, suppose de définir un plan de drainage précisant le cheminement du ruissellement depuis sa source jusqu'à l'ouvrage central. Pour les besoins de l'étude, sept sous-bassins-versants sont identifiés en tâchant (1) d'associer des îlots aux différents tronçons de noue et (2) de définir des groupements de tronçons correspondant à un cheminement plausible de l'eau jusqu'au bassin central.

Ces différents sous bassins-versants présentés dans la figure 85.

Figure 85: Identification des différents sous-bassins versants pour le scénario de gestion diffuse des eaux pluviales (état aménagé)

En absence d'information précise sur le plan de drainage de la ZAC à l'état aménagé, la délimitation des différents sous-bassins-versants et la localisation des ouvrages doivent être envisagées comme une hypothèse de travail réaliste mais potentiellement différente des choix d'aménagement qui seront finalement retenus. Ce découpage en sous-bassin versant vise essentiellement à rendre compte de l'effet d'une meilleure répartition des volumes infiltrés au niveau des espaces publics en comparaison du scénario de gestion centralisée. Il ne semble par conséquent pas pertinent de chercher à simuler de façon détaillée du cheminement de l'eau entre les différents tronçons de noues au sein des différents sous-bassins versants.

Dans la suite, une approche relativement simple est adoptée pour décrire le fonctionnement des sous-bassins-versants, en assimilant l'ensemble des tronçons de noues à un unique ouvrage alimenté de façon uniforme par le ruissellement produit au niveau des voiries publique ou des îlots. Pour chaque sous bassin versant, l'espace occupé par les noues est donc décrit comme un unique profil perméable contribuant de façon uniforme à la recharge.

Le principe de modélisation retenu pour les noues « intermédiaires » sur chacun d'un sous-bassin-versants (sollicitation uniforme en tout point, sans description du cheminement de l'eau) est illustré dans la figure 86.

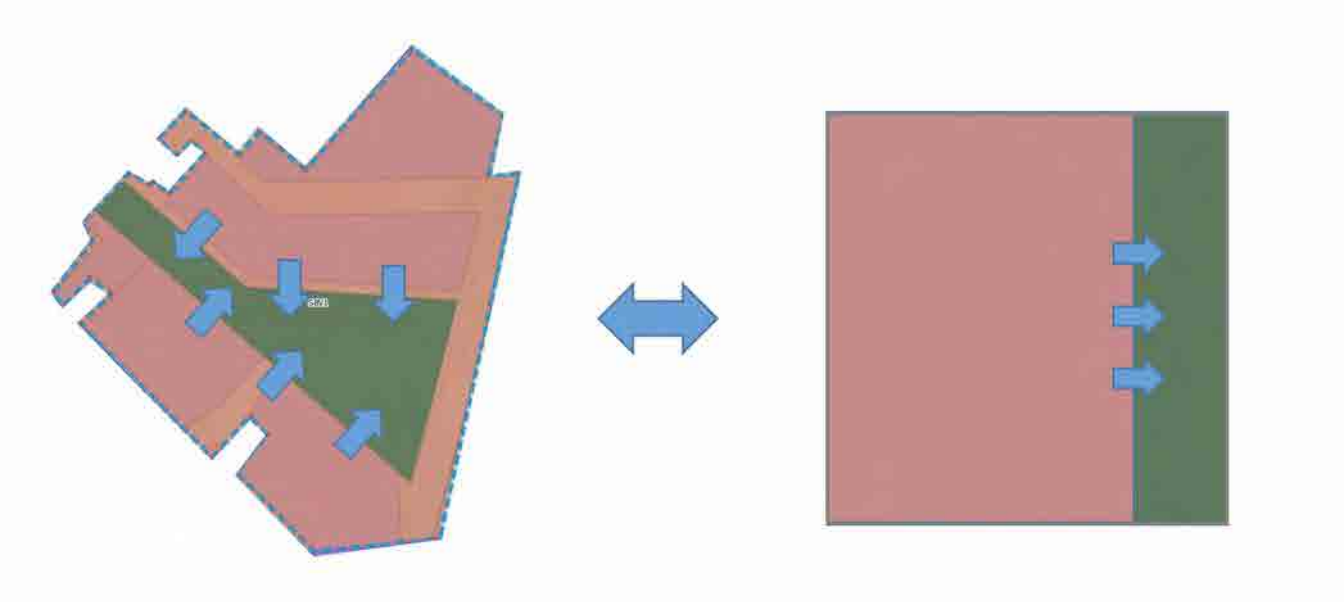


Figure 86: Principe de modélisation adopté pour les sous-bassins-versants dans le cas du scénario de gestion diffuse

Les surfaces caractéristiques des sous bassins versants et des ouvrages associés sont présentées dans le tableau 24. Un ratio S_i/S_a correspondant au rapport entre la surface de noues et la surface d'apport pour chaque sous bassin versant est également fourni afin d'apporter une information sur le niveau de concentration des eaux dans les « noues intermédiaires ». Ce dernier varie significativement d'un sous-bassin versant à l'autre, ce qui laisse présumer de fonctionnements et de niveaux de recharge assez différents d'un sous-bassin versant à l'autre.

Identifiant	Surface d'apport	Surface de noue	Ratio S_i/S_a
SBV 1	23 000 m²	5 200 m²	23 %
SBV 2	27 000 m²	1 500 m²	6 %
SBV 3	13 000 m²	2 800 m²	21 %
SBV 4	39 000 m²	3 400 m²	9 %
SBV 5	15 000 m²	4 100 m²	27 %
SBV 6	16 000 m²	1 200 m²	8 %
SBV 7	49 000 m²	5 800 m²	12 %

Tableau 24 : Surface des sous-bassins versants (SBV) et des ouvrages associés pour le scénario de gestion diffuse des eaux pluviales

Les caractéristiques des différents ouvrages sont résumées dans le tableau 25. L'effet du paramètre PI_{PROD} (capacité de stockage au niveau des surfaces de production des îlots) est évalué dans la suite afin de rendre compte des bénéfices associés à une rétention plus efficace des précipitations au niveau des toitures.

Paramètres	Îlots	Noues intermédiaires	Ouvrage central
z_P	5 cm	10 cm	30 cm
z_{SUP}	N.A.	20 cm	30 cm
Q_{MAX}	N.A.	10 l/s/ha	10 l/s/ha
PI_{PROD}	17,5 mm*	N.A.	N.A.
S_I/S_{PROD}	10 %	N.A.	N.A.

*Tableau 25: Paramétrisation des profils associés à la gestion des eaux pluviales pour le scénario « gestion diffuse » (N.A. = non-applicable). *Capacité de stockage estimée pour une toiture végétalisée avec 7 cm de substrat (une valeur de 67.5 mm correspondant à une toiture semi-intensive de 19 cm d'épaisseur sera également testée)*

4.2.3.3 Possibilité d'évaluation du modèle à l'état initial

La recharge, telle que simulée par le modèle hydrologique, n'est pas une grandeur hydrologique directement accessible par la mesure. Pour des nappes peu profondes et des domaines d'extension spatiale importante, une approche possible pour évaluer le réalisme du flux de recharge est de confronter les variations observées du niveau de nappe à celles simulées avec un modèle hydrogéologique simplifié (Berthier et al., 2018).

Dans le cadre de cette étude, cette comparaison est toutefois rendue difficile par la profondeur importante de la zone non-saturée qui conduit à atténuer fortement la dynamique d'alimentation de la nappe au niveau de la zone d'étude. Ainsi, les fluctuations des niveaux de nappe observés ne semblent pas pouvoir être uniquement expliquées par la variabilité de la recharge et dépendent vraisemblablement aussi des conditions hydrogéologiques en amont et aval du domaine d'étude.

Les résultats de cette comparaison sont présentés à l'Annexe 9.

4.2.4 Résultats

4.2.4.1 État initial

a) Bilan hydrique par profil

Le bilan hydrique obtenu pour l'état initial sur une période de 10 ans est détaillé dans les tableaux 26 et 27.

Bilan	Espaces verts	Voirie, parkings	Bâti	Rails non-drainés	Rails drainés	Global[1]
P	649	649	649	649	649	649
R	0	420	649	0	180	352
E_{SURF}	29	129	0	0	1	54
I	620	101	0	649	468	243
ET_{SOL}	518	0	0	378	329	153
RE	90	84	0	234	116	77

Tableau 26 : Bilan hydrologique par profil en mm/an (pour $K_S = 2\times10^{-6}$ m/s), [1]Valeur pondérée par la surface de chaque profil (P = précipitations, R = ruissellement, E_{SURF} = évaporation de surface, I = infiltration, ET_{SOL} =évapotranspiration depuis le sol, RE = recharge)

Bilan	Espaces verts	Voirie, parkings	Bâti	Rails non-drainés	Rails drainés	Global[1]
P	649	649	649	649	649	649
R	0	420	649	0	180	352
E_{SURF}	29	129	0	0	1	54
I	620	101	0	649	468	243
ET_{SOL}	426	92	0	300	329	127
RE	174	92	0	320	116	106

Tableau 27 : Bilan hydrique par profil en mm/an (pour $K_S = 2\times10^{-5}$ m/s), [1]Valeur pondérée par la surface de chaque profil (P = précipitations, R = ruissellement, E_{SURF} = évaporation de surface, I = infiltration, ET_{SOL} =évapotranspiration depuis le sol, RE = recharge)

De façon prévisible, le terme de recharge RE est largement influencé par la valeur de la conductivité hydraulique du sol K_S. Pour une valeur de K_S donnée, les résultats mettent en évidence des différences importantes dans la contribution à la recharge des différents profils d'occupation du sol. Pour les espaces verts, une part significative des volumes infiltrés est restituée à l'atmosphère par évapotranspiration. À l'inverse, les volumes infiltrés au niveau des emprises SNCF sont (par hypothèse) moins affectés par le processus d'évaporation et sont donc plus facilement transférés en profondeur vers le sous-sol. Ce résultat est essentiellement conditionné par la valeur du coefficient de modulation de l'évaporation C_{ETSOL} fixé à 0.5 contre 1 pour les autres profils.

Les termes de ruissellement, infiltration et évaporation ne dépendent pas de la valeur K_S, ce qui peut sembler contre-intuitif. Il convient toutefois de noter que le paramètre K_S ne contrôle les échanges à l'interface sol atmosphère que pour les profils de type « espaces verts » et « rails non-drainés » (utilisation d'une perméabilité spécifique pour les profils « voirie, parkings » et « rails drainés » et infiltration nulle pour le bâti). Pour les profils « espaces verts » et « rails non-drainés », l'absence de ruissellement s'explique vraisemblablement par la valeur des paramètres contrôlant l'accumulation de l'eau (pertes initiales PI pour le premier profil et hauteur de stockage intermédiaire h_{inter} pour le second). Quand bien même la capacité d'infiltration du sol serait dépassée, l'excès de précipitations peut s'accumuler à la surface du profil et être infiltrée par la suite. Ainsi, pour les valeurs choisies, la perméabilité du sol K_S ne constitue pas un obstacle à l'infiltration sur les espaces verts.

b) Bilan hydrique global

Le bilan global en pourcentage des précipitations est présenté dans le tableau 28. En dépit d'une incertitude importante sur la valeur des termes de recharge et d'évapotranspiration pour certains types de profils (directement liée à la méconnaissance de K_S), l'incertitude sur le bilan global demeure assez modérée.

Bilan	Espaces verts	Voirie, parkings	Bâti	Rails non-drainés	Rails drainés	Global[1]
P	100	100	100	100	100	100
R	0.0	65	100	0.0	28	54
E_{SURF}	5	19	0.0	0.0	0.0	8
I	95	16	0.0	100	72	38
ET_{SOL}	66 – 80	0.0	0.0	46 – 58	51	19 – 24
RE	14 – 27	13 – 14	0.0	36 – 49	18	12 – 16

Tableau 28 : Bilan hydrique par profil en % des précipitations (gammes de valeur correspondant aux deux valeurs de K_S, P = précipitations, R = ruissellement, E_{SURF} = évaporation de surface, I = infiltration de surface, ET_{SOL} =évapotranspiration depuis le sol, RE = recharge de la nappe)

À l'échelle de la zone d'étude, le ruissellement représente le terme le plus important du bilan hydrique (même s'il reste assez modéré pour un bassin versant urbain). Une part importante des précipitations est infiltrée via les espaces verts, les emprises SNCF et dans une moindre mesure les surfaces revêtues.

La comparaison entre les termes du bilan global et ceux obtenus pour le profil « Espace verts » permet d'apprécier l'écart du fonctionnement hydrologique de la zone d'étude à une situation de référence correspondant à un hypothétique « état naturel ». De façon prévisible, l'infiltration est nettement réduite en raison de la forte proportion de surfaces revêtues. Toutefois, la réduction des surfaces végétalisées s'accompagne également d'une réduction significative de l'évapotranspiration. La forte diminution de l'infiltration ne se traduit donc que par une réduction modérée de la recharge en comparaison de celle obtenue pour une surface végétalisée non-revêtue (profil « Espaces verts »).

c) Distribution spatiale de la recharge

La distribution spatiale de la recharge est présentée dans les figures 87 et 88 (pour les deux hypothèses quant à la valeur de K_S)

Ces figures illustrent en premier lieu la forte hétérogénéité de la recharge sur la zone d'étude (qui découle directement de l'occupation du sol). Conformément aux résultats présentés dans le tableau 28, ces cartes indiquent également que les emprises de voies SNCF avec ballast pourraient constituer une zone privilégiée d'alimentation de la nappe (ce résultat est toutefois fortement lié à la paramétrisation retenue pour ces surfaces, supposées moins affectées par le processus d'évaporation).

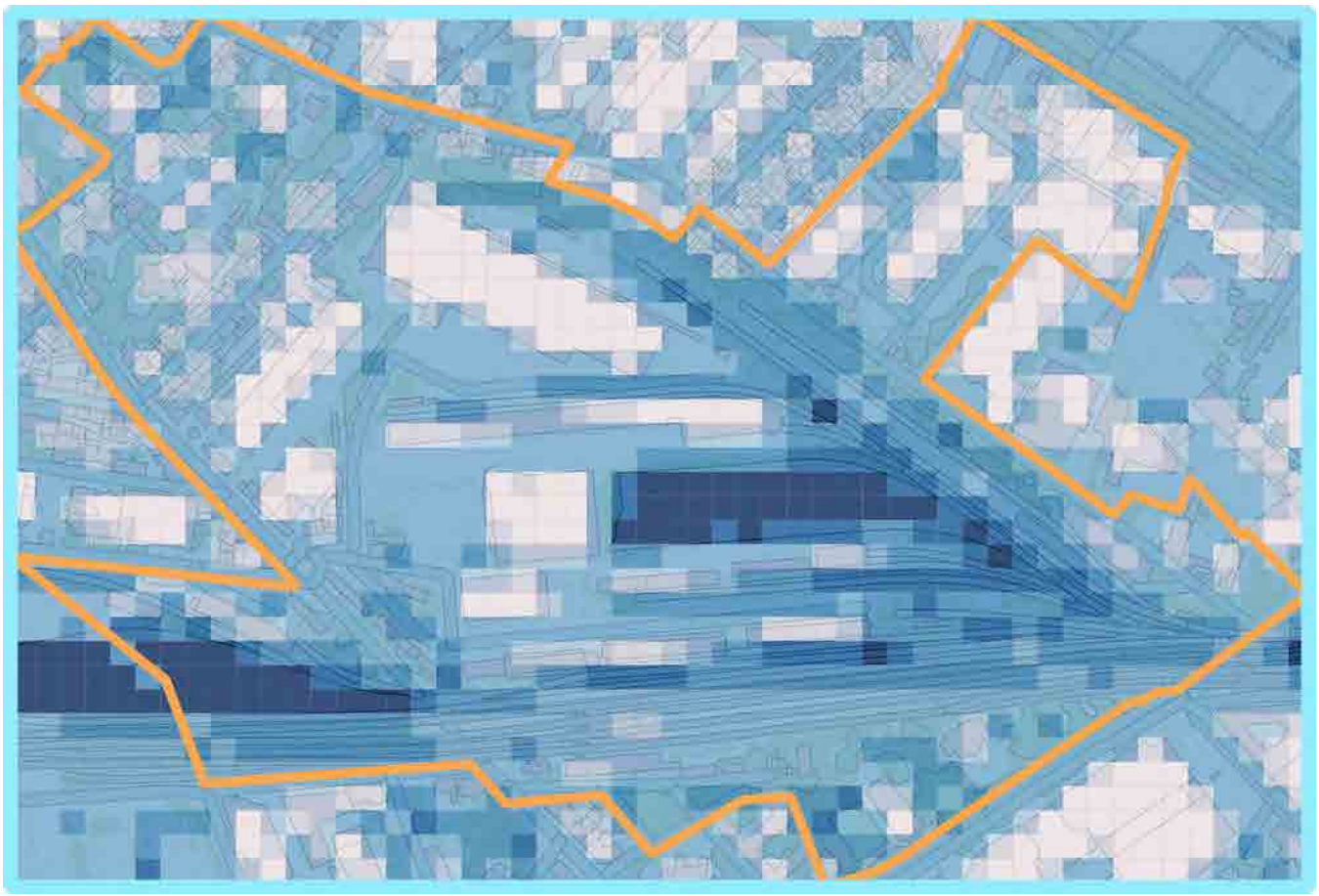


Figure 87: Distribution spatiale de la recharge à l'état initial (K_s = 2×10^{-6} m/s)

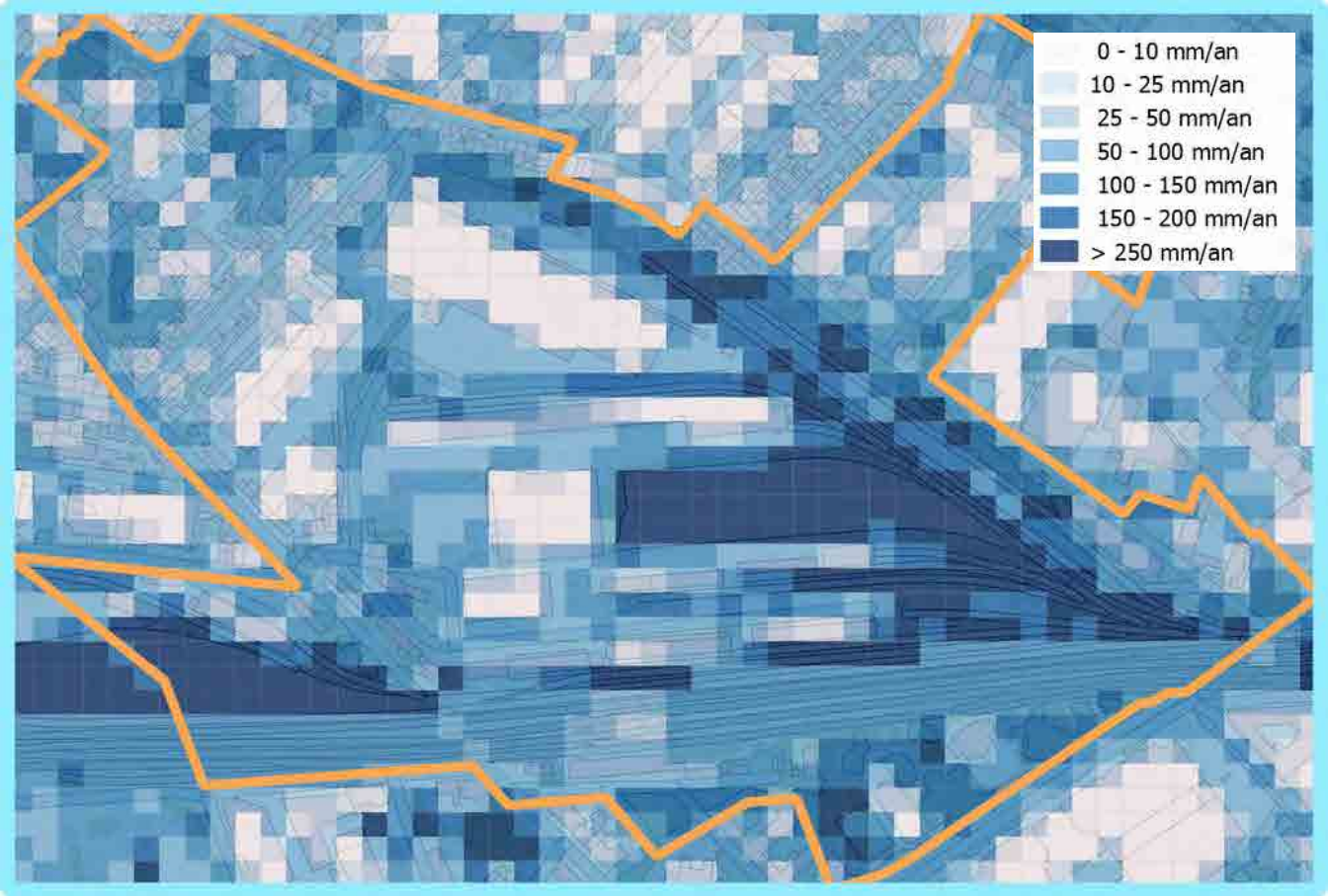


Figure 88: Distribution spatiale de la recharge à l'état initial (K_s = 2×10^{-5} m/s)

d) Contribution des différents profils aux termes du bilan

La contribution des différents profils d'occupation du sol aux termes du bilan hydrique global est enfin présentée dans le tableau 29. Les résultats indiquent que les surfaces revêtues sont les principales contributrices aux termes de ruissellement et d'évaporation de surface. L'infiltration s'opère majoritairement au niveau des espaces verts et des rails (même si une proportion non négligeable est issue des voiries et parkings). De façon prévisible, la majorité de l'évapotranspiration depuis le sol se produit au niveau des espaces verts. Enfin, les espaces verts, les voiries et parkings et les rails non-drainés semblent contribuer dans des proportions équivalentes à la recharge de la nappe.

Bilan	Espaces verts	Voirie, parkings	Bâti	Rails non-drainés	Rails drainés
R	0.0	44	54	0.0	2.0
E_{SURF}	11	89	0.0	0.0	0.0
I	51	15	0.0	28	6
ET_{SOL}	67 – 68	0.0	0.0	25 – 26	7 – 8
RE	23 – 33	32 – 40	0.0	31 – 32	3 – 5

Tableau 29 : Contribution en % des différents types de profils aux termes du bilan hydrique (en tenant compte de l'incertitude liée à K_S)

4.2.4.2 État aménagé avec gestion centralisée des eaux pluviales

e) Bilan hydrique au niveau des ouvrages et global

Le bilan hydrique obtenu pour l'état aménagé avec le scénario de gestion centralisé est présenté dans les tableaux 30, 31 (en mm, en distinguant les deux valeurs de K_S) et 32 (en %, en tenant compte de la variabilité induite par l'incertitude sur la valeur de K_S). Par hypothèse, les résultats associés aux profils « espaces verts », « voirie, parkings », « bâti », « rails non-drainés » et « rails drainés » sont identiques à ceux présentés pour l'état initial. Ces tableaux font donc uniquement apparaître le bilan associé aux deux profils supplémentaires associés à la gestion des eaux pluviales (« îlots privés » et « bassin central »), le bilan global à l'échelle de la zone d'étude ainsi que les résultats associés au profil « espaces verts » à titre de référence.

Bilan	Espaces verts[1]	Îlots privés	Bassin central	Global[2]
P+Q	649 mm/an	649 mm/an	9 640 mm/an	649 mm/an
R	0 mm/an	82 mm/an	1 930 mm/an	233 mm/an
E_{SURF}	29 mm/an	101 mm/an	89 mm/an	102 mm/an
I	620 mm/an	466 mm/an	7 630 mm/an	314 mm/an
ET_{SOL}	518 mm/an	71 mm/an	742 mm/an	142 mm/an
RE	90 mm/an	377 mm/an	6 690 mm/an	157 mm/an

Tableau 30: Bilan hydrique en mm/an sur les profils « Ilots privés » et « Bassin central » ainsi que sur l'ensemble de la zone d'étude (scénario de gestion centralisée des eaux pluviales, $K_S = 2\times10^{-6}$ m/s), [1]Les résultats associés aux espaces verts sont fournis à titre de référence, [2]Valeur pondérée par la surface de chaque profil

Bilan	Espaces verts[1]	Îlots privés	Bassin central	Global[2]
P+Q	649 mm/an	649 mm/an	7 990 mm/an	649 mm/an
R	0 mm/an	15 mm/an	256 mm/an	231 mm/an
E_{SURF}	29 mm/an	100 mm/an	194 mm/an	95 mm/an
I	620 mm/an	534 mm/an	7 440 mm/an	323 mm/an
ET_{SOL}	426 mm/an	54 mm/an	670 mm/an	117 mm/an
RE	174 mm/an	468 mm/an	6 580 mm/an	195 mm/an

Tableau 31: Bilan hydrique en mm/an sur les profils « Ilots privés » et « Bassin central » ainsi que sur l'ensemble de la zone d'étude (scénario de gestion centralisée des eaux pluviales, $K_S = 2\times10^{-5}$ m/s), [1]Les résultats associés aux espaces verts sont fournis à titre de référence, [2]Valeur pondérée par la surface de chaque profil

La gestion à la source des eaux pluviales au niveau des îlots privés (sur une surface représentant environ 10 % de la surface de chaque îlot, cf. 4.2.3.2) conduit à limiter fortement le ruissellement vers l'aval qui ne représente qu'une faible part des pluies incidentes. Une proportion importante des précipitations (entre 72 % et 82 %) est ainsi infiltrée au niveau de l'espace dédié à la gestion des eaux pluviales. Si la lame d'eau infiltrée sur ce profil est globalement inférieure à celle infiltrée pour le profil « espaces verts », la concentration du ruissellement issu des surfaces revêtues vers l'espace de pleine terre se traduit par une efficacité accrue de la recharge. L'évapotranspiration, qui représente 69 à 84 % du volume infiltré pour le profil « espaces verts » ne correspond plus qu'à 10 à 15 % du volume infiltré pour le profil « îlots privés ». La recharge simulée au niveau des îlots privés est donc nettement plus importante qu'au niveau du profil « espaces verts » et représente entre 58 et 72 % des précipitations.

Le bilan associé au bassin central fait en premier lieu apparaître une sollicitation importante de ce dernier qui reçoit chaque année un volume équivalent à plus de 10 ans de précipitations du fait de l'alimentation par les surfaces situées en amont (ruissellement depuis l'espace public et surplus de ruissellement depuis les îlots privés). Pour les hypothèses de dimensionnement retenues et K_S = 2×10^{-6} m/s, une part non négligeable de ces apports (20 %) ne peut être gérée dans l'ouvrage (et est donc rejetée au réseau). De manière plus générale, le dimensionnement ne semble (quelle que soit la perméabilité du sol considérée) pas adapté une gestion des évènements de forte période de retour (non montré ici). Enfin, la concentration des écoulements dans l'ouvrage se traduit par des niveaux de recharges localement très élevés, 45 à 74 fois supérieurs à ceux obtenus pour le profil « espaces verts ». Cette recharge représente entre 69 et 84 % des volumes reçus (P+Q) par l'ouvrage (contre 58 à 72 % pour les îlots privés).

Les résultats globaux indiquent en premier lieu que l'incertitude sur la valeur de la perméabilité du sol K_S n'a qu'une incidence limitée sur le poids relatif des différents termes du bilan, ce qui peut être expliqué à la fois par la part importante des surfaces revêtues à l'échelle de la zone d'étude (le comportement de ces surfaces étant peu sensible à K_S) et la concentration importante des eaux dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales (conduisant à des fonctionnements similaires pour les deux valeurs de K_S choisies). De façon prévisible, les résultats montrent également que l'infiltration (I) demeure pour ce scénario un terme important du bilan hydrique quoique nettement plus réduite que sur le profil espaces verts (ce qui s'explique notamment par le fait que toutes les surfaces de la zone modélisées ne sont pas raccordées à des ouvrages, en particulier à l'extérieur de la ZAC). Enfin, la recharge de la nappe à l'échelle de la zone d'étude apparaît globalement supérieure à celle simulée pour le profil « espace verts », quoi qu'assez comparable.

Bilan	Espaces verts[1]	Îlots privés	Bassin central	Global[2]
R	0 %	2 à 13 %	3 – 20 %	36 %
E_{SURF}	5 %	16 %	1 – 3 %	15 – 16 %
I	95 %	72 – 82 %	79 – 94	48 – 50 %
ET_{SOL}	66 – 80 %	8.0 – 11 %	8.0 – 9.0 %	18 – 22 %
RE	14 – 27 %	58 – 72 %	69 – 84 %	24 – 30 %

Tableau 32: Bilan hydrique global et sur les profils « Îlots privés » et « Bassin central » en % des précipitations (scénario de gestion centralisée des eaux pluviales, en tenant compte de l'incertitude liée à K_S), [1]Les résultats associés aux espaces verts sont fournis à titre de référence, [2]Valeur pondérée par la surface de chaque profil

f) Comparaison avec l'état initial

Le tableau 33 permet de confronter le bilan hydrique associé au scénario d'aménagement avec gestion centralisée des eaux pluviales à celui obtenu à l'état initial.

Bilan	État initial		État aménagé	
	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s
R	54 %	54 %	36 %	36 %
E_{SURF}	8 %	8 %	15 %	16 %
I	38 %	38 %	48 %	50 %
ET_{SOL}	24 %	20 %	22 %	18 %
RE	12 %	16 %	24 %	30 %

Tableau 33: Comparaison des bilans hydriques entre état initial et emménagé (scénario de gestion centralisée) pour les deux hypothèses sur K_s

Le remplacement d'une partie des surfaces revêtues existantes par des bâtiments, parkings ou chaussées raccordées à des ouvrages de gestion des eaux pluviales s'accompagne en premier lieu d'une réduction des volumes de ruissellement (-18 %) et d'une augmentation de l'infiltration (+10 à +12 %). L'évapotranspiration depuis le sol n'est quant à elle que très modérément affectée par l'aménagement, pour ce scénario (-2%). L'augmentation assez significative de la recharge (+12 à +14 %) correspond donc en grande partie à l'augmentation de l'infiltration au niveau des parcelles privées et dans l'ouvrage central.

Comme indiqué précédemment, les niveaux de recharge simulés restent toutefois assez comparables à ceux obtenus pour le profil espace-vert. Il convient donc de relativiser cette augmentation de la recharge.

g) Distribution spatiale de la recharge

La distribution spatiale de la recharge à l'échelle de la zone d'étude est présentée dans les figures 89 et 90 (on notera que la légende adoptée diffère de celle utilisée pour les figures 87 et 88 afin rendre compte tenu des niveaux très élevés de recharge simulés au niveau de l'ouvrage central).

Conformément aux résultats présentés précédemment, la recharge se concentre ici au niveau de l'ouvrage central et des îlots privés. Pour ces derniers, la recharge est distribuée sur l'ensemble du profil (faute d'information sur la localisation des ouvrages). La surface des ouvrages étant par hypothèse fixée à 10 % de la surface revêtue sur l'îlot, une prise en compte de la localisation des ouvrages au sein de chaque îlot conduirait à des niveaux de recharge moins d'extension spatiale moindre mais avec des niveaux comparables à ceux obtenus pour le bassin central.

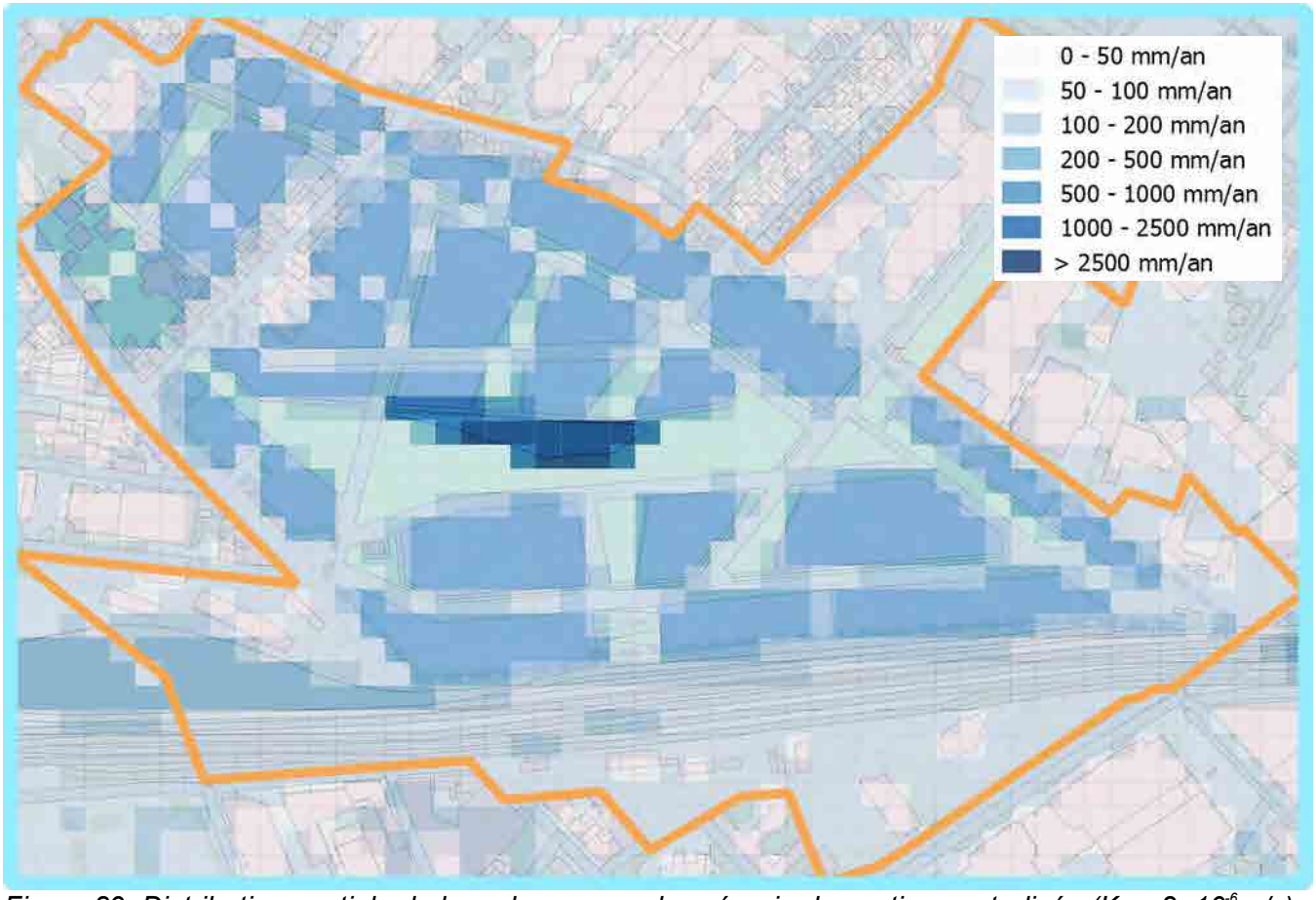


Figure 89: Distribution spatiale de la recharge pour le scénario de gestion centralisée (K_s = 2×10^{-6}m/s)

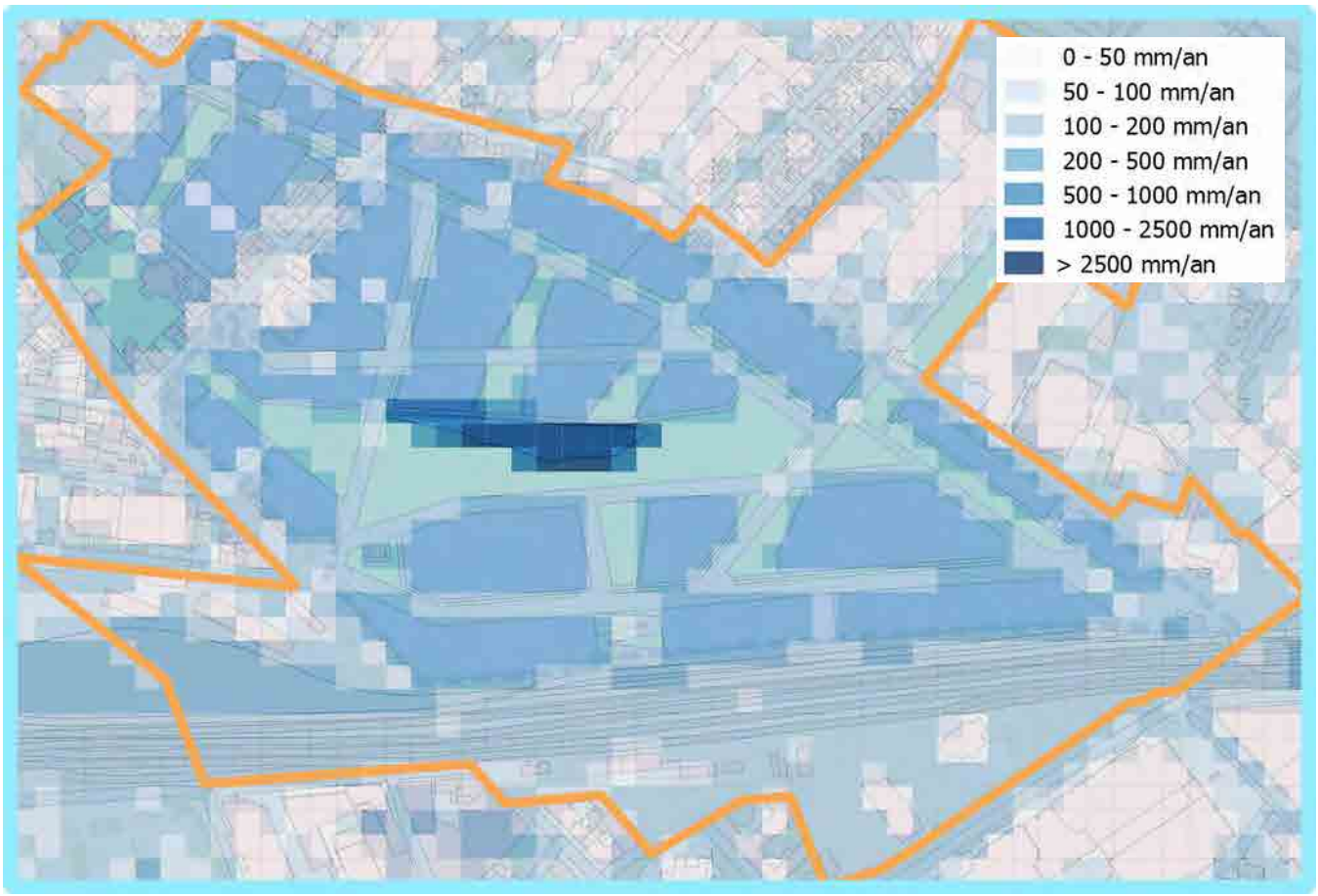


Figure 90: Distribution spatiale de la recharge pour le scénario de gestion centralisée (K_s = 2×10^{-5} m/s)

h) Contribution des différents profils à la recharge

Les résultats présentés précédemment donnent une information globale sur l'évolution du bilan hydrique et plus particulièrement de la recharge après aménagement et mise en œuvre d'une gestion centralisée de la gestion des eaux pluviales. Afin de comprendre de façon plus approfondie la façon dont l'aménagement et les ouvrages affectent la recharge, il est possible d'estimer la contribution des différents types de profils simulés à la recharge globale à l'échelle de la zone d'étude.

Ces contributions sont présentées dans le tableau ci-après :

Type de surface	K_s = 2×10^{-6} m/s	K_s = 2×10^{-5} m/s
Espaces verts	12 % soit 18 mm/an	18 % soit 35 mm/an
Routes et parkings	21 % soit 33 mm/an	19 % soit 36 mm/an
Bâti	0 % soit 0 mm/an	0 % soit 0 mm/an
Rails non-drainés	5 % soit 8 mm/an	6 % soit 11 mm/an
Rails drainés	2 % soit 3 mm/an	2 % soit 3 mm/an
Îlots	39 % soit 61 mm/an	39 % soit 76 mm/an
Ouvrage central	22 % soit 34 mm/an	17 % soit 34 mm/an

Tableau 34 : Contribution des différents profils à la recharge globale à l'échelle de la zone d'étude pour le scénario de gestion centralisée

Comme indiqué dans le tableau 34, plus d'un tiers de la recharge est associée aux profils « espaces verts » et « routes et parkings ». Le reste correspond pour l'essentiel à la recharge calculée pour les ouvrages de gestions des eaux pluviales (gestion à la source au niveau des îlots privés et ouvrage central).

La contribution de l'ouvrage central à la recharge reste nettement inférieure à celle des ouvrages situés sur les îlots privés (17 à 22 % pour le premier contre 39 % pour le second). Un tel résultat suggère qu'une adaptation des choix de conception sur le domaine public ne constitue probablement pas un levier suffisant pour limiter l'augmentation de la recharge suite à l'aménagement de la ZAC. Cette forte contribution des ouvrages situés sur les îlots privés à la recharge justifie donc l'hypothèse d'un recours à des toitures stockantes au niveau des îlots privés pour le scénario de gestion diffuse des eaux pluviales.

4.2.4.3 État aménagé avec gestion diffuse des eaux pluviales

a) Bilan hydrique au niveau des ouvrages

Les bilans hydriques obtenus pour les profils « îlots privés » et les différents ouvrages de gestion des eaux pluviales sont présentés dans les tableaux 35, 36 (en mm, en distinguant les deux valeurs de K_S) et 37 (en % en tenant compte de la variabilité induite par l'incertitude sur la valeur de K_S). Comme pour le scénario précédent, les bilans associés aux autres profils restent inchangés.

Ouvrages	P+Q	R	E_{SURF}	I	ET_{SOL}	RE
Îlots privés	649	38	374	237	56	170
Noue 1	1 230	1	21	657	657	501
Noue 2	3 280	188	22	3 075	764	1 259
Noue 3	1 360	2	19	1 340	679	602
Noue 4	2 300	46	19	2 340	737	1 390
Noue 5	1 190	0	20	1 170	658	464
Noue 6	2 710	94	2	2 600	752	1 710
Noue 7	1 750	17	21	1720	705	931
Bassin central	680	0	29	651	526	111

Tableau 35: Bilan hydrologique en mm/an pour les profils « îlots » et ouvrages (scénario de gestion diffuse) avec $K_s = 2\times10^{-6}$ m/s

Ouvrages	P+Q	R	E_{SURF}	I	ET_{SOL}	RE
Îlots privés	649	6	374	270	42	220
Noue 1	1 160	0	21	1 140	497	601
Noue 2	2 900	10	16	2 870	573	2 200
Noue 3	1 300	0	18	1 280	510	719
Noue 4	2 090	1	17	2 070	556	1 430
Noue 5	1 150	0	20	1 130	498	595
Noue 6	2 430	1	19	2 410	563	1 750
Noue 7	1 580	0	20	1 563	529	970
Bassin central	650	0	29	621	420	189

Tableau 36: Bilan hydrologique en mm/an pour les profils « îlots » et ouvrages (scénario de gestion diffuse) avec $K_s = 2\times10^{-6}$ m/s

Au niveau des îlots privés, l'hypothèse d'un recours à des toitures stockantes se traduit par une augmentation significative de l'évapotranspiration (par rapport au scénario précédent). L'augmentation des pertes hydrologiques au niveau des surfaces de production a pour conséquence de réduire fortement les volumes envoyés vers l'espace de pleine terre dédié à la gestion des eaux pluviales. Les volumes infiltrés sont donc nettement inférieurs à ceux obtenus pour le scénario de gestion centralisée (sans toitures stockantes au niveau des îlots), ce qui se traduit par une diminution de plus de 50 % du terme de recharge. Cette dernière se rapproche alors sensiblement des ordres de grandeurs obtenus pour le profil « espaces verts » (26 à 34 % des précipitations contre 14 à 17 % pour les espaces verts).

Pour les noues de l'espace public situées en amont de l'ouvrage central, les tableaux 35 et 36 font en premier apparaître une importante variabilité des niveaux de sollicitation, avec des lames d'eau reçues (P+Q) comprises 1 190 et 3 280 mm/an. Ces différences découlent directement du découpage en sous bassin versant présenté en 4.2.3.2 (voir en particulier le tableau le tableau 24). Elles se traduisent par des écarts dans les autres termes du bilan et notamment de la recharge, nettement plus élevée (en valeur absolue et relativement aux apports) pour les ouvrages les plus sollicités (noues 2 et 6). Les valeurs de recharge simulées demeurent cependant très nettement inférieures à celles obtenues pour l'ouvrage du scénario de gestion centralisé.

Enfin, les simulations indiquent que la majorité des volumes produits en amont de l'ouvrage central sont gérés au niveau des îlots privés ou des noues. La lame d'eau moyenne reçue par le bassin central est effet comprise entre 650 et 680 mm/an (selon la valeur de K_S considérée) dont 649 mm/an de précipitations. Dans ce scénario, les niveaux de recharge obtenus au niveau du bassin central sont donc nettement inférieurs à ceux calculés pour le scénario précédent et demeurent comparables à ceux obtenus pour les espaces verts (111 à 190 mm/an).

Ouvrages	R	E_{SURF}	I	ET_{SOL}	RE
Îlots privés	1 – 6 %	58 %	37 – 41 %	6 – 9 %	26 – 34 %
Noue 1	0 %	2 %	98 %	43 – 53 %	41 – 52 %
Noue 2	0 – 6 %	1 %	94 – 99 %	20 – 23 %	66 – 76 %
Noue 3	0 %	1 %	99 %	39 – 50 %	44 – 55 %
Noue 4	0 – 2 %	1 %	97 – 99 %	27 – 32 %	60 – 69 %
Noue 5	0 %	2 %	98 %	43 – 55 %	39 – 52 %
Noue 6	0 – 4 %	1 %	96 – 99 %	23 – 28 %	63 – 72 %
Noue 7	0 – 1 %	1 %	98 – 99 %	33 – 40 %	53 – 61 %
Bassin central	0 %	4 – 5 %	96 %	65 – 77 %	16 – 29 %

Tableau 37 : Bilan hydrologique en % des apports (P+Q) sur les profils « îlots » et ouvrages (scénario de gestion diffuse) pour les deux hypothèses sur K_s

b) Comparaison avec l'état initial et au scénario de gestion centralisée

Le tableau 38 permet de comparer les termes du bilan hydrologique de la zone d'étude pour les différents scénarios testés.

Les résultats font apparaître une augmentation importante de l'évaporation de surface par rapport au scénario de gestion centralisée en raison de l'hypothèse d'un recours aux toitures stockantes au niveau des îlots privés. Cette hypothèse permet également d'expliquer la diminution de la part de l'infiltration qui tend à se rapprocher de celle estimée pour l'état initial. La part de l'évapotranspiration demeure cependant similaire à celle du scénario de gestion centralisée ce qui traduit le fait que ce flux est principalement conditionné par la proportion de surface non-revêtues (identiques entre les deux scénarios de gestion). La diminution de la recharge par rapport au scénario de gestion centralisée (de 7 à 6 %) s'explique donc essentiellement par la réduction du flux d'infiltration. Cette

recharge reste supérieure à celle calculée pour l'état initial mais se rapproche sensiblement de celle calculée pour les espaces verts.

Bilan	État initial		État aménagé (gestion centralisée)		État aménagé (gestion diffuse)	
	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s
R	54 %	54 %	36 %	36 %	36 %	36 %
E_{SURF}	8 %	8 %	15 %	16 %	22 %	22 %
I	38 %	38 %	48 %	50 %	43 %	43 %
ET_{SOL}	24 %	20 %	22 %	18 %	22 %	18 %
RE	12 %	16 %	24 %	30 %	18 %	23 %

Tableau 38: Comparaison des bilans hydriques entre état initial et aménagé (scénarios de gestion centralisée et diffuse) pour les deux hypothèses sur K_s

c) Distribution spatiale de la recharge

La distribution spatiale de la recharge est présentée dans les figures 91 et 92. Le recours aux noues sur l'espace public permet d'obtenir une recharge nettement mieux réparties à l'échelle de la ZAC qu'avec un unique ouvrage central et une absence de rétention des eaux pluviales en toiture au niveau des îlots privés.

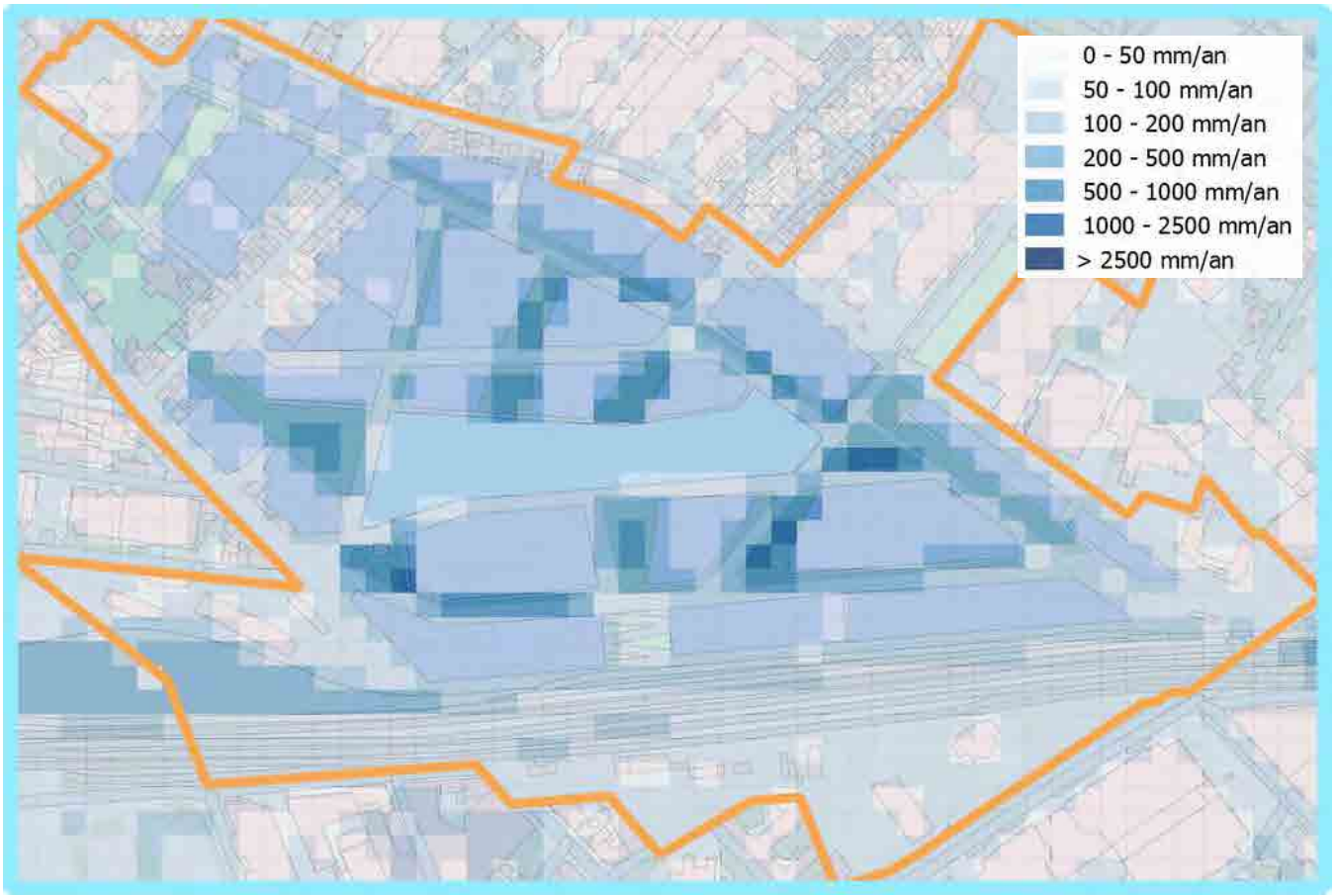


Figure 91: Distribution spatiale de la recharge pour le scénario de gestion diffuse des EP ($K_s = 2\times10^{-6}$ m/s)

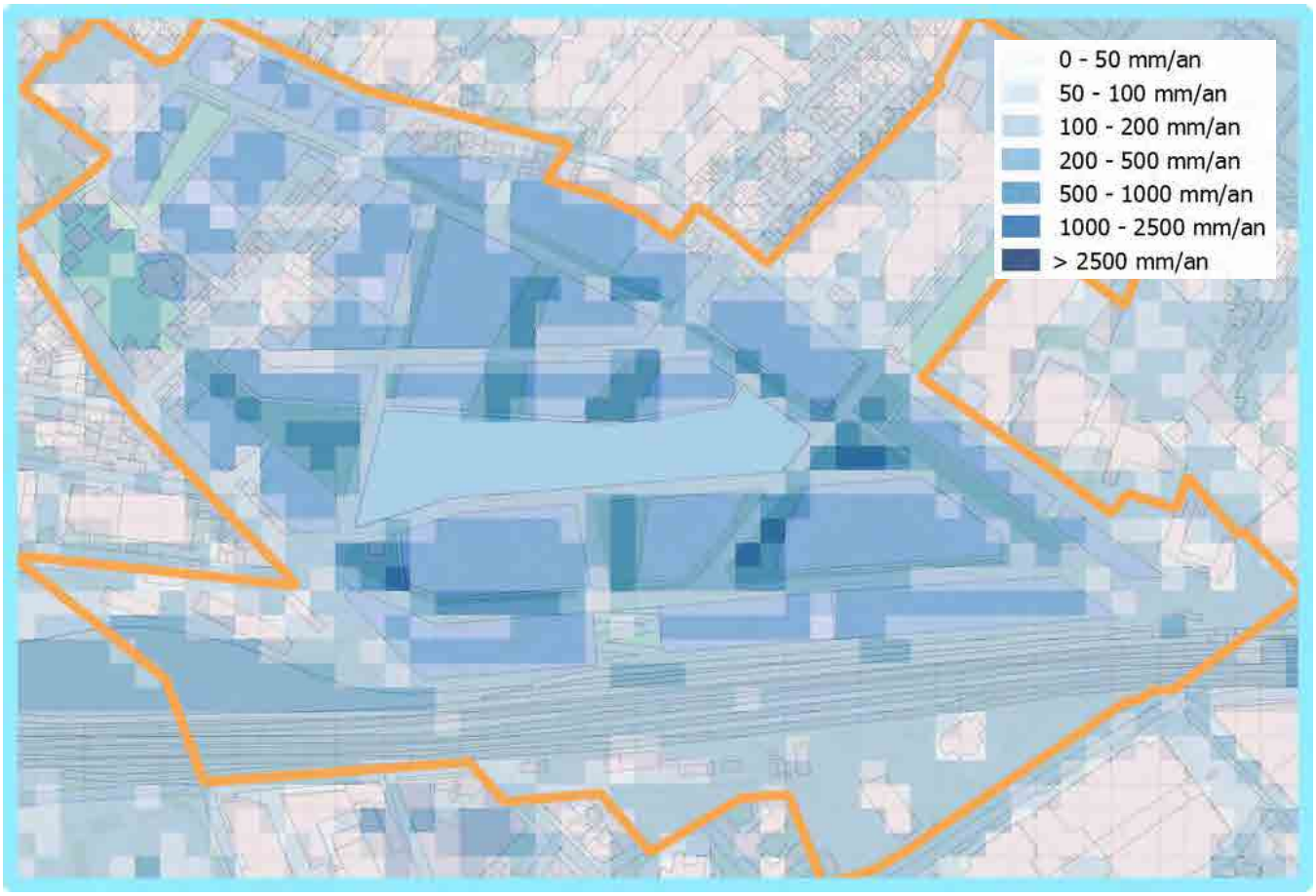


Figure 92: Distribution spatiale de la recharge pour le scénario de gestion diffuse des EP (K_s = 2×10^{-5} m/s)

d) Contribution des différents profils à la recharge

La contribution des différents profils d'occupation du sol à la recharge pour le scénario de gestion diffuse est détaillé dans le tableau ci-après (en fournissant une valeur totale pour les 7 noues situées en amont de l'ouvrage central).

Type de surface	K_s = 2×10^{-6} m/s	K_s = 2×10^{-5} m/s
Espaces verts	12 % soit 14 mm/an	18 % soit 26 mm/an
Routes et parkings	28 % soit 33 mm/an	24 % soit 36 mm/an
Bâti	0 % soit 0 mm/an	0 % soit 0 mm/an
Rails non-drainés	7 % soit 8 mm/an	7 % soit 11 mm/an
Rails drainés	3 % soit 3 mm/an	2 % soit 3 mm/an
Îlots	24 % soit 27 mm/an	24 % soit 35 mm/an
Total noues	27 % soit 32 mm/an	25 % soit 36 mm/an
Ouvrage central	3 % soit 3 mm/an	4 % soit 5 mm/an

Tableau 39 : Contribution des différents profils à la recharge globale à l'échelle de la zone d'étude pour le scénario de gestion diffuse

La recharge au niveau des îlots privés représente près d'un quart de la recharge calculée à l'échelle de la zone d'étude. Ces îlots constituent donc toujours des espaces de recharge privilégiés (du fait de l'infiltration sur les espaces de pleine terre), mais l'hypothèse d'une systématisation des toitures

stockantes sur le bâti conduit à réduire fortement leur contribution par rapport au scénario de gestion centralisée (de 39 % à 24 %). La recharge est donc globalement plus réduite et s'effectue davantage au niveau des ouvrages du domaine public (noues et bassin central).

Ces ouvrages publics contribuent à hauteur de 30 % à la recharge totale mais avec des lames d'eau très comparables à celles obtenues pour le scénario de gestion centralisée. Les espaces verts et les ouvrages publics représentent ainsi 49 à 67 mm/an pour le scénario de gestion diffuse contre 52 à 69 mm/an dans le scénario précédent pour une surface strictement équivalente[3]. Ainsi, le recours à une gestion plus diffuse des eaux pluviales sur le domaine public ne semble ici se traduire que par une diminution marginale de la recharge.

e) Intérêt d'une rétention plus importante au niveau des surfaces revêtues

Les résultats précédents suggèrent qu'une gestion à la source du ruissellement favorisant le stockage et l'évaporation des eaux pluviales au niveau des surfaces revêtues est une option à privilégier pour limiter l'impact de l'aménagement sur la recharge. Des simulations complémentaires ont donc été réalisées en augmentant la valeur du terme de perte initiale PI_{PROD} au niveau des surfaces de production des îlots : cette dernière initialement fixée à 17,5 mm (capacité de stockage d'une toiture végétalisée extensive) est portée à 67,5 mm pour correspondre de façon approximative à la capacité de stockage d'une toiture végétalisée semi-intensive de 15 cm d'épaisseur (en assimilant la totalité des surfaces revêtues des îlots à du bâti).

Cette nouvelle paramétrisation pour le scénario de gestion diffuse des eaux pluviales est désignée dans la suite comme « scénario alternatif ».

Le bilan hydrologique simulé pour ce scénario est présenté dans le tableau 40. L'augmentation du stockage au niveau des surfaces de production des îlots privés conduit à accroître l'évaporation de surface à l'échelle de la zone d'étude. Ces surfaces ne représentant que 15 % du domaine de modélisation, cette hausse de l'évaporation de surface demeure toutefois assez modeste. Cette dernière se répercute directement sur le terme d'infiltration qui diminue légèrement. La réduction de l'infiltration (au niveau des espaces de pleine terre des îlots) a alors pour conséquence une diminution de la recharge qui atteint pour ce scénario 15 à 20 % des précipitations, soit un niveau relativement proche de celui simulé à l'état initial et potentiellement inférieur à celui du profil « espaces naturel » (14 à 27 %).

Bilan	État initial		État aménagé (gestion diffuse)		Scénario alternatif	
	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s
R	54 %	54 %	36 %	36 %	36 %	36 %
E_{SURF}	8 %	8 %	22 %	22 %	25 %	25 %
I	38 %	38 %	43 %	43 %	40 %	40 %
ET_{SOL}	24 %	20 %	22 %	18 %	22 %	18 %
RE	12 %	16 %	18 %	23 %	15 %	20 %

Tableau 40: Comparaison des bilans hydriques entre état initial et aménagé (scénarios de gestion centralisée et diffuse) pour les deux hypothèses sur K_s

La contribution à la recharge des différents types de profils permet de confirmer l'intérêt de pratiques visant à limiter les apports vers les dispositifs d'infiltration. L'augmentation de la capacité de stockage au niveau du bâti des îlots privés conduit ici à réduire significativement la contribution des ouvrages à la recharge qui ne dépasse pas 33 à 34 % (soit 34 à 53 mm/an) contre 53 à 54 % (62 à 76 mm/an) pour le scénario précédent.

3 Une partie de la surface d'espace verts du scénario centralisé étant transformé en en noues pour le scénario de gestion diffuse, il n'est pas possible de ne faire porter la comparaison sur les seuls ouvrages de gestion des eaux pluviales.

Type de surface	K_s = 2×10^{-6} m/s	K_s = 2×10^{-5} m/s
Espaces verts	13 % soit 14 mm/an	20 % soit 26 mm/an
Routes et parkings	33 % soit 33 mm/an	28 % soit 36 mm/an
Bâti	0 % soit 0 mm/an	0 % soit 0 mm/an
Rails non-drainés	8 % soit 8 mm/an	9 % soit 11 mm/an
Rails drainés	3 % soit 3 mm/an	2 % soit 3 mm/an
Îlots	16 % soit 16 mm/an	15 % soit 19 mm/an
Total noues	15 % soit 15 mm/an	14 % soit 30 mm/an
Ouvrage central	3 % soit 3 mm/an	4 % soit 5 mm/an

Tableau 41 : Contribution des différents profils à la recharge globale à l'échelle de la zone d'étude pour le scénario alternatif de gestion diffuse avec toitures intensives

Ce scénario alternatif se limite à l'hypothèse d'une réduction du ruissellement au niveau des îlots. Toutefois, de la même manière qu'il est possible de maîtriser la recharge en réduisant les apports depuis les îlots privés vers les ouvrages, la réduction des surfaces imperméables de l'espace public en amont des noues pourrait également conduire à limiter l'impact de ces dernières sur la recharge.

4.2.5 Synthèse et discussion

4.2.5.1 Impact de l'aménagement sur la recharge

Les différentes simulations indiquent qu'il est possible de maîtriser les impacts de l'aménagement sur la recharge de la nappe en adaptant les stratégies de gestion des eaux pluviales sur l'espace public et au niveau des îlots privés.

Il est ici important de noter que les niveaux de recharge simulés à l'état initial pour l'ensemble de la zone d'étude sont inférieurs à ceux obtenus pour les profils d'espaces verts dont le fonctionnement peut être assimilé à un état de référence en absence d'aménagement. Aussi semble-t-il nécessaire d'évaluer l'incidence de l'aménagement et de l'infiltration des eaux pluviales non-seulement au regard de l'évolution de la recharge par rapport à l'état initial mais aussi en comparaison de cet état de référence. Cette comparaison est fournie par le tableau ci-après :

Scénario	Recharge	Écart au scénario état initial	Écart au profil espaces verts
Profil espaces verts	90 à 174 mm/an	+17 / +64 %	- / -
État initial	77 à 106 mm/an	- / -	-14 / -39 %
Gestion centralisée	157 à 195 mm/an	+104 / +84 %	+74 / +12 %
Gestion diffuse	116 à 148 mm/an	+51 / +40 %	+29 / -15 %
Scénario alternatif	101 à 130 mm/an	+31 / +23 %	+12 / -15 %

Tableau 42: Incidence de l'aménagement sur la recharge pour les différents scénarios : écarts relatifs de recharge relativement au scénario « état initial » ou au profil « espaces verts » pour K_S = 2×10^{-6} et 2×10^{-5} m.s^{-1} (calculés comme des taux de variations)

Le scénario combinant gestion des eaux pluviales à la parcelle via des espaces de pleine terre et infiltration centralisée conduit approximativement à doubler la recharge par rapport à l'état initial, avec une forte concentration des flux au niveau de l'ouvrage central. Cette recharge est également plus élevée que celle simulées pour le profil « espaces verts ». Un tel scénario n'apparaît donc pas adapté au contexte géotechnique du site.

Le scénario de gestion diffuse permet de limiter considérablement l'augmentation de la recharge. Si celle-ci demeure supérieure à la valeur estimée pour l'état initial, elle tend en revanche à se rapprocher sensiblement de celle calculée pour le profil espaces-verts. Ce retour à des niveaux de recharge comparables à ceux obtenus pour les zones d'espaces verts permet de relativiser l'augmentation de la recharge par rapport à l'état initial. Le recours à une gestion diffuse des eaux pluviales, combinant rétention à la source via des toitures stockantes, infiltration à la parcelle et transferts jusqu'au bassin central via des noues apparaît donc comme une solution pertinente pour concilier objectifs de gestion des eaux pluviales et maîtrise du bilan hydrique à l'échelle de la ZAC.

Outre ces impacts sur la valeur moyenne de la recharge à l'échelle de la zone d'étude, les scénarios se distinguent également par les distributions spatiales de la recharge auxquelles ils donnent lieu. Le scénario de gestion centralisée se caractérise ainsi par des niveaux localement très important de recharge. Cette forte concentration des écoulements pourrait vraisemblablement limiter la minéralisation des volumes infiltrés lors de leur transfert dans la zone non-saturée. Le scénario de gestion centralisée correspond donc à une situation doublement défavorable vis-à-vis de la dissolution du gypse.

4.2.5.2 Implications pour la gestion des eaux pluviales

La comparaison des niveaux de recharges simulés sur les différents profils entre les deux scénarios de gestion des eaux pluviales à l'état aménagé révèle que la réduction de la recharge pour le scénario de gestion diffuse est en grande partie associé à l'hypothèse d'une mise en œuvre de toitures stockantes au niveau des îlots privés. Ainsi, le recours à une infiltration plus diffuse des eaux pluviales sur le domaine public (réseau de noues plutôt qu'un unique bassin central) ne semble-t-il pas à lui seul suffisant pour limiter l'augmentation de la recharge.

Pour un volume de ruissellement donné, la maîtrise de la recharge suppose de favoriser autant que possible les flux d'évapotranspiration ou d'évaporation qui demeurent assez limités pour les configurations d'ouvrage testés.

Comme l'indique la figure 93, pour les ratios usuels entre surface d'infiltration et surface d'apports (ici de 8 à 27 % pour les noues et fixés à 10 % pour les îlots privés), les volumes infiltrés contribuent largement à la recharge de la nappe tandis que la part retournée à l'atmosphère par évapotranspiration reste largement minoritaire. Ainsi, un accroissement significatif de l'évapotranspiration via les ouvrages d'infiltration ne semble possible qu'à condition de considérer des emprises nettement plus importantes que celle retenues dans le cas du scénario de gestion diffuse, et par conséquent de réduire les surfaces de bâti et de voirie à l'échelle de l'aménagement[4].

Pour le scénario diffus, l'utilisation de techniques telles que les toitures stockantes permet de limiter à la source le ruissellement avant son transfert vers les ouvrages d'infiltration et donc de contenir l'impact de ces surfaces revêtues.

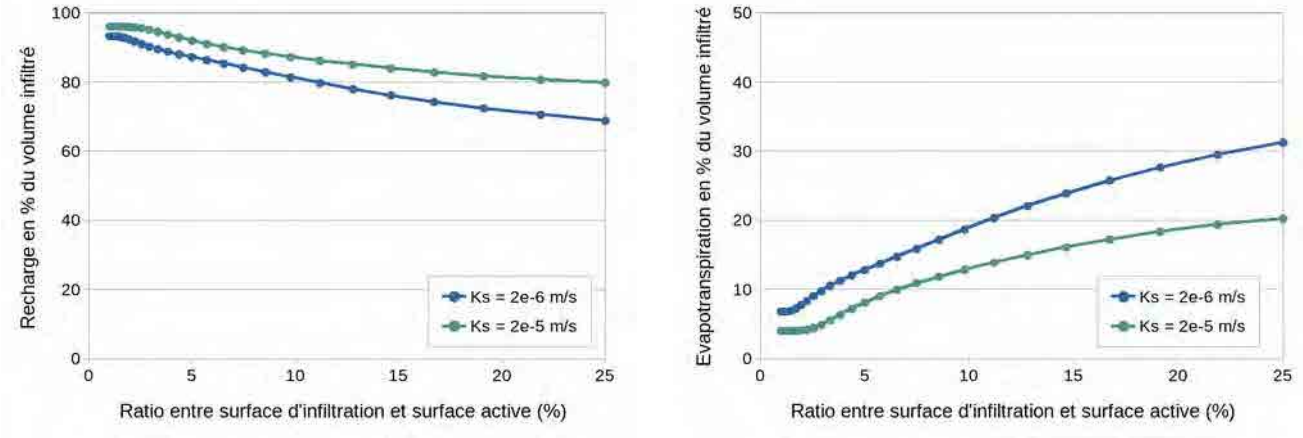


Figure 93: Bilan hydrique des ouvrages d'infiltration (pour une profondeur de 5cm) en fonction du ratio entre surface d'infiltration et active en amont pour les deux valeurs de K_S (hypothèse d'un unique ouvrage collectant les eaux issues d'une surface entièrement revêtue)

4 Cette conclusion serait vraisemblablement différente dans un contexte de nappe peu profonde pour lequel l'infiltration dans les ouvrages peut s'accompagner d'une augmentation de la transpiration végétale sur les espaces verts voisins.

4.2.5.3 Limites méthodologiques

L'approche adoptée pour l'évaluation des différents scénarios d'aménagement repose sur une description simplifiée du comportement hydrologique de différents profils d'occupation du sol et des ouvrages d'infiltration. L'utilisation d'un modèle spécifique pour la zone non-saturée permet de rendre compte de l'incidence de l'état hydrique du sol sur l'évapotranspiration et la recharge, et donc d'estimer ces flux de façon relativement précise en comparaison des approches plus classiques en hydrologie urbaine.

La description du sol comme un milieu homogène découplé de la zone non-saturé (condition de drainage libre) sur une épaisseur aussi importante que celle considérée dans le cadre de cette étude constitue clairement une limite de l'analyse. Cette dernière demeure toutefois raisonnable en absence d'information précise sur les propriétés hydrodynamiques des différentes formations. D'une part, le fait de considérer deux valeurs de perméabilité de la colonne de sol (K_S = 2×10^{-6} et 2×10^{-5} m/s) permet en partie de tenir compte de l'incertitude sur les caractéristiques de cette dernière. D'autre part, l'épaisseur de zone-non saturée ne semble pas avoir d'incidence majeure sur les valeurs de recharge calculées (au-delà d'une certaine profondeur les transferts vers le sous-sol ne semblent plus influencés par l'évapotranspiration, cf. Annexe 8). Ainsi, à moins que des niveaux très faiblement perméables soient rencontrés en deçà de l'épaisseur de remblais, l'hypothèse d'une colonne de sol homogène ne conduit vraisemblablement pas à sur-estimer de façon significative la recharge à l'échelle annuelle, bien que sa dynamique interannuelle ne soit pas nécessairement bien reproduite.

La caractérisation du fonctionnement hydrologique de la zone d'étude à l'état initial s'avère plus généralement difficile en raison du manque d'information sur certains éléments du proche sous-sol. Les fuites de réseaux, bien que suspectées, ne peuvent par exemple pas être établies de façon précise et donc décrites dans la modélisation. Ne pas tenir compte de ces dernières constitue toutefois une approche sécuritaire puisque conduisant potentiellement à sous-estimer la recharge à l'état initial (et donc à surestimer la différence avec l'état aménagé, pour lequel une réduction de ces fuites peut être attendue). De la même manière, le fonctionnement hydrologique des zones de ballast, qui représentent une surface importante à l'état initial, reste largement méconnu (en particulier la répartition entre rails drainés et non-drainés). La comparaison des niveaux de recharge simulés après aménagement avec les valeurs calculées pour le profil espaces-verts (et non uniquement l'état initial) permet toutefois de s'affranchir en partie de cette incertitude.

Ces méconnaissances de l'état initial et l'absence d'observations des flux de surface ne permettent probablement pas d'adopter une paramétrisation précise du modèle (ce dernier ne pouvant par ailleurs être calé d'après les seules observations de niveau de nappe). Il reste néanmoins possible d'analyser des tendances dans l'effet de l'aménagement en partant de paramétrisation réalistes de la zone d'étude.

La description très idéalisée du fonctionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales conditionne également les valeurs de recharge obtenues pour les différents scénarios d'aménagement. Les simulations reposent par exemple sur l'hypothèse d'une répartition homogène des flux d'eau à la surface des dispositifs d'infiltration. Si un tel mode de fonctionnement est en théorie souhaitable, sa mise en œuvre est en pratique délicate. La surface sollicitée pour les évènements fréquents est donc fréquemment inférieure à la surface totale de l'ouvrage. Cette réduction de la surface effective d'infiltration peut se traduire par une efficacité accrue de la recharge. Les essais complémentaires présentés à l'annexe 10 indiquent toutefois que l'approche adoptée demeure réaliste pour les configurations simulées dans le cadre de cette étude et ne conduit donc pas à sous estimer significativement la recharge. En outre, l'infiltration au niveau des ouvrages est décrite comme un processus strictement unidimensionnel ; la diffusion latérale des flux d'eau dans la zone non-saturée est donc négligée avec pour conséquence une surestimation probable de la recharge.

Il convient enfin de souligner que la description du végétal et de l'évapotranspiration, qui conditionne largement la recharge, demeure un sujet de recherche à part entière en milieu urbain. Ainsi, bien que le schéma de modélisation adopté fournisse des estimations cohérentes avec celles du modèle de référence HYDRUS-1D, des incertitudes subsistent quant à ce flux. Celui-ci est en effet calculé en considérant (1) une demande d'évapotranspiration indépendante du microclimat urbain (valeur

régionale fournie par Météo-France) et (2) des caractéristiques homogène des strates végétales. Si ces hypothèses ne devraient pas affecter de façon significative les conclusions de l'étude, il semblerait à terme utile de pouvoir préciser l'influence de la variabilité locale de ce flux sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants urbains et son incidence sur les autres termes du bilan hydrique.

4.3 Impact de l'infiltration sur les eaux souterraines

4.3.1 Objectifs

L'analyse de l'ensemble des données de sondage ainsi que les interpolations ont permis de montrer qu'il existait peu, voire pas de gypse dans les Marnes Infra-Gypseuses et dans le Calcaire de Saint-Ouen. Cette analyse a en revanche permis de confirmer la présence de gypse dans les Marnes-et-Caillasses, avec des épaisseurs cumulées de gypse massif qui ne dépassent pas 2 m au droit du futur écoquartier, mais bien plus importantes à l'aval hydrogéologique.

Le suivi physico-chimique réalisé au droit du site a par ailleurs mis en évidence une diminution de l'amont vers l'aval des concentrations en sulfates dans la nappe du Calcaire de Saint-Ouen, suggérant l'existence de phénomènes de dilution. Selon la campagne de prélèvements élargie réalisée en octobre 2019, la nappe des Marnes-et-Caillasses est globalement saturée en sulfates, aussi bien à l'amont qu'à l'aval.

Ainsi, l'objectif des modélisations hydrogéologiques a dans un premier temps été de construire un modèle permettant de reproduire ces phénomènes de dilution en utilisant les données acquises lors de la caractérisation du site, ainsi que la recharge simulée pour l'état actuel. Une fois le modèle calé, il a ensuite été utilisé pour simuler les deux scénarios d'aménagement, en utilisant comme donnée d'entrée la recharge obtenue à l'aide des modélisations de la recharge, décrites dans la partie 4.2. Ces différentes simulations ont été comparées à un scénario fictif correspondant à un état pré-aménagement, ou l'ensemble du domaine serait assimilé au profil espace-vert.

Des tests ont également été menés pour évaluer la sensibilité du modèle à différents paramètres, tels que la perméabilité, les niveaux de nappe (conditions aux limites), la recharge ou encore la minéralisation des eaux d'infiltration. Enfin, le rôle que pourraient jouer des discontinuités dans les formations aquifères, comme celles provoquées par un ancien fontis, a été étudié.

Les modélisations ont été réalisées avec le logiciel Visual ModFlow Classic, qui permet de disposer d'une interface graphique et de coupler le code de modélisation MODFLOW pour les écoulements avec d'autres codes de modélisations pour le transport des solutés (MT3DMS, ...) ou pour les réactions chimiques (PHREEQC, …). Dans la mesure où il y a très peu de gypse dans les formations peu profondes, et que le gypse présent dans les Marnes-et-Caillasses est baignée par une nappe saturée en sulfates, il a été décidé de se concentrer sur la modélisation des phénomènes de dilution en utilisant un modèle de transport conservatif (couplage de MODFLOW et MT3DMS).

4.3.2 Méthodologie

4.3.2.1 Domaine de modélisation

Le domaine de modélisation a été choisi de manière à encadrer le périmètre de l'Ecoquartier, et à disposer de limites cohérentes avec le fonctionnement hydrogéologique du site. La figure 94 représente les périmètres du domaine utilisé pour les interpolations des toits des formations

géologiques, du domaine utilisé pour les modélisations hydrogéologiques et du domaine utilisé pour les modélisations de la recharge.

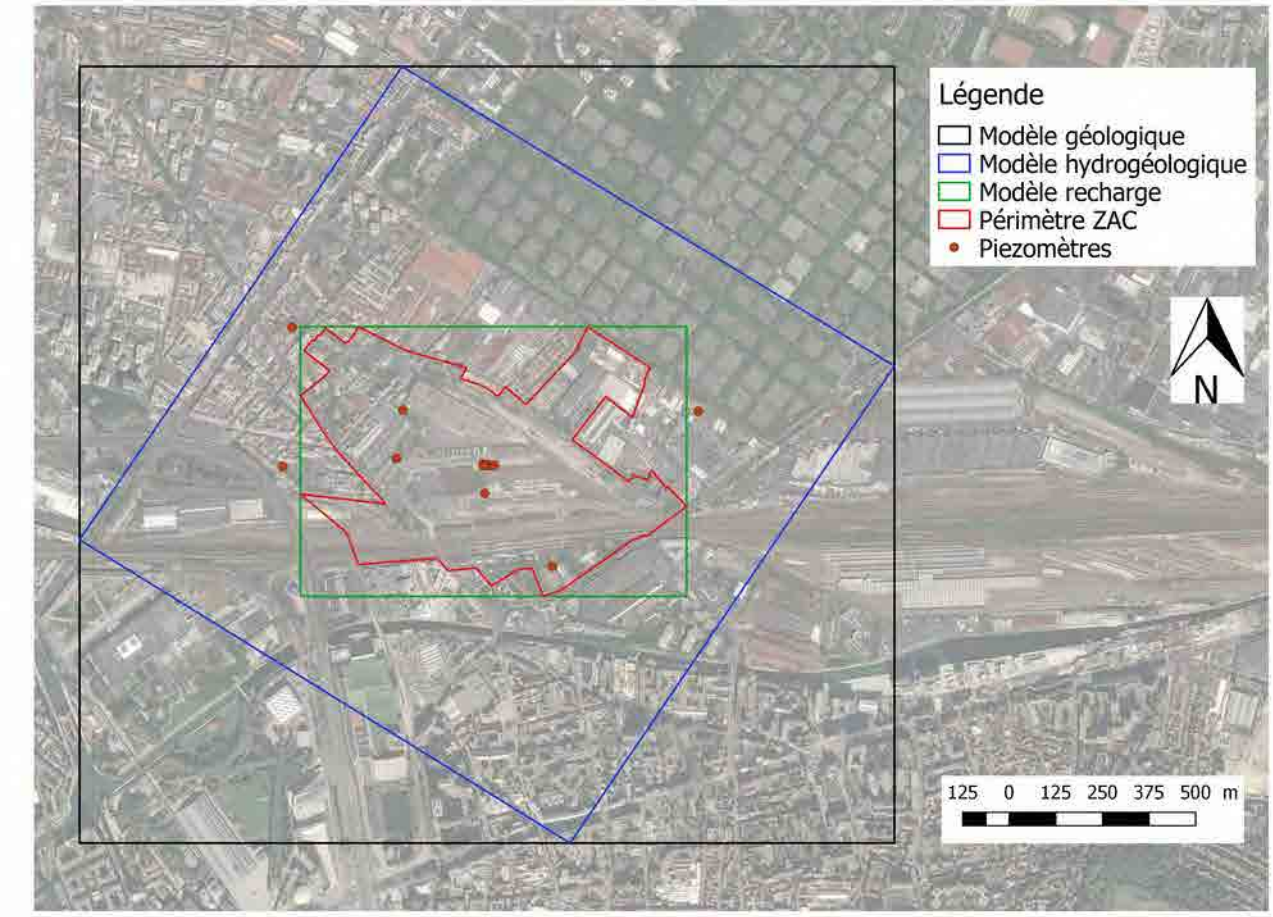


Figure 94: Emboîtement des modèles géologiques, hydrogéologiques et hydrologiques

Le domaine du modèle hydrogéologique est ainsi inscrit dans le domaine du modèle géologique, et encadre le domaine utilisé pour la modélisation de la recharge. Son orientation suit les lignes d'écoulement, afin de pouvoir utiliser des lignes isopièzes comme limites amont et aval. Les limites amont et aval sont respectivement éloignées de 200 et 250 m des extrémités nord ouest et sud est de la ZAC pour réduire les effets de bord.

Pour implémenter le modèle sous Modflow, une grille composée de cellules carré de 20 m de côté et correspondant au périmètre du modèle géologique a été créé. Ce domaine, de 2080 sur 2190 m, est ainsi composé de 104 lignes et 109 colonnes, soit 11336 cellules. Les cellules situées en dehors du périmètre du modèle hydrogéologique ont ensuite été désactivées.

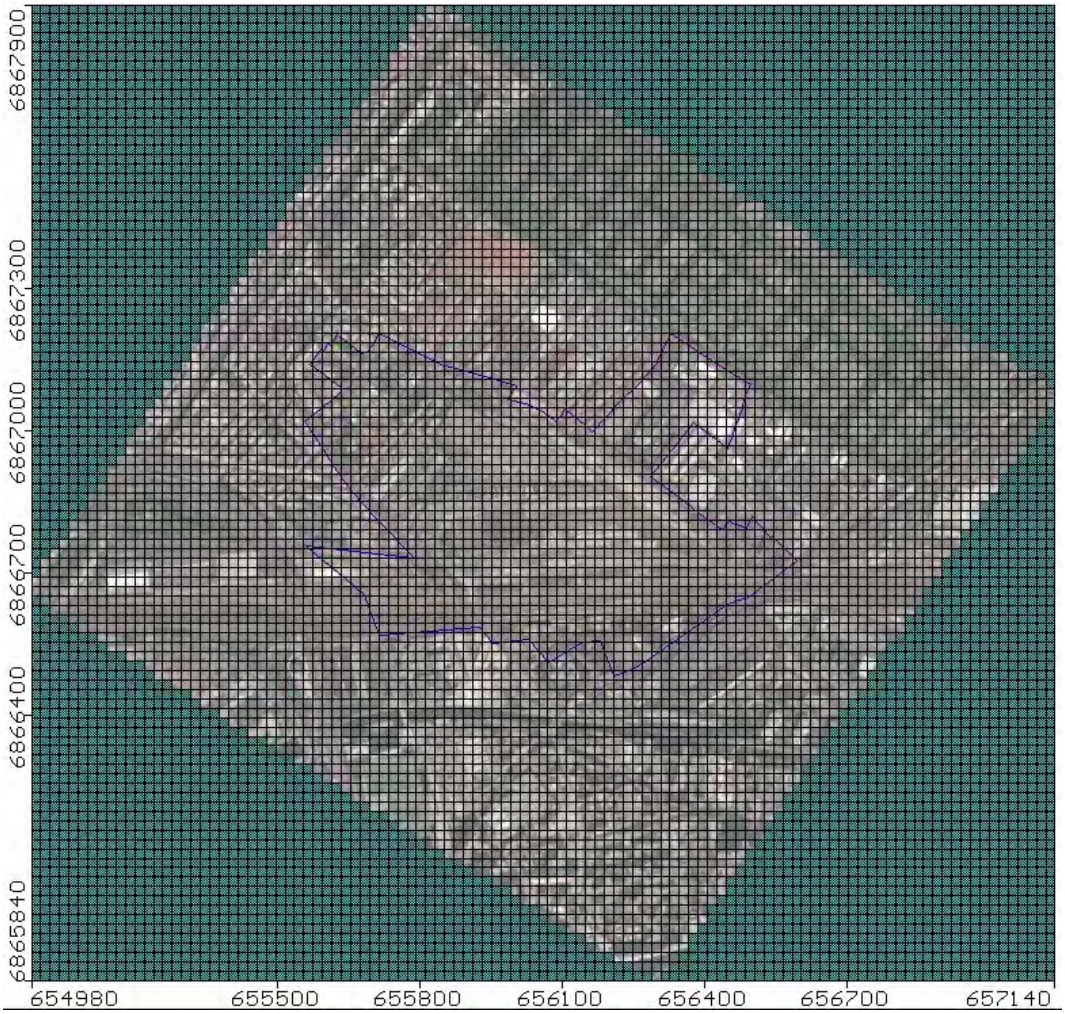


Figure 95: Discrétisation du modèle hydrogéologique

4.3.2.2 Géométrie du modèle

L'extension verticale du domaine s'étend de la surface du sol (RGE Alti 5 m de l'IGN) au toit du Calcaire Grossier.

Dans un premier temps, le modèle a été subdivisé en 4 couches principales :

- les formations superficielles : Remblais, Marnes Infra-Gypseuses et Sables Verts de Monceau,
- le Calcaire de Saint-Ouen,
- les Sables de Beauchamp,
- les Marnes-et-Caillasses.

Les interpolations du toit des formations géologiques ont été importées sous Visual Modflow pour définir les limites entre ces couches.

Ces 4 couches ont ensuite été subdivisées en différentes sous-couches, afin de pouvoir tenir compte de l'hétérogénéité des formations géologiques et ainsi affecter des perméabilités différentes aux différents faciès. Une meilleure discrétisation verticale s'avère également nécessaire pour simuler le transport de soluté.

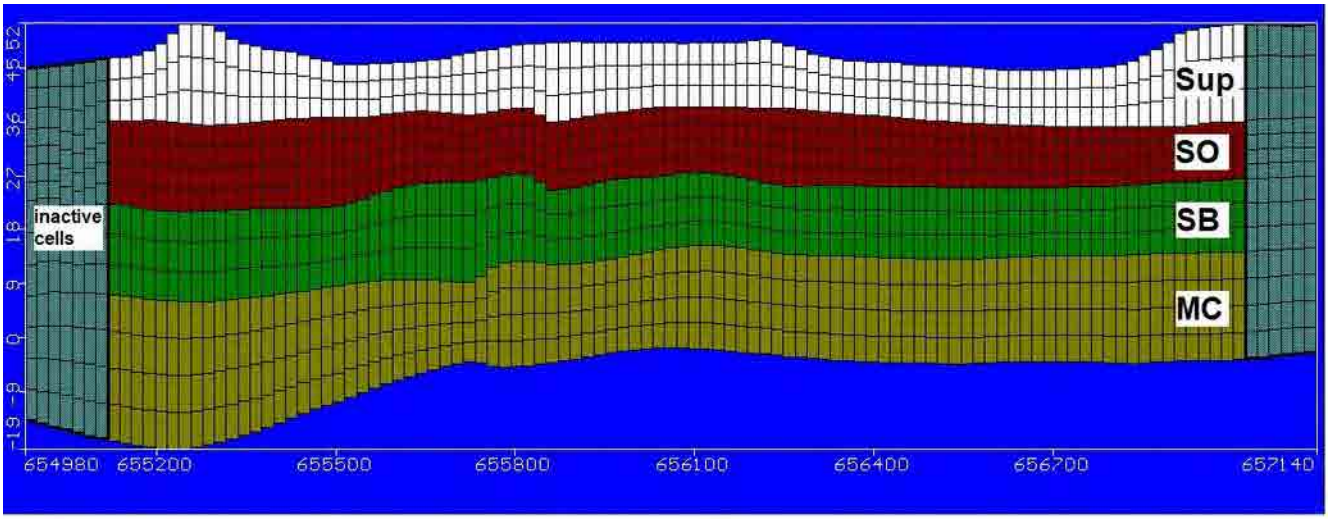


Figure 96: Discrétisation verticale du modèle hydrogéologique

L'analyse détaillée des coupes de sondages a fait apparaître des variations lithologiques de faciès au sein des principales formations. Ces variations peuvent être identifiées sur les profils des mesures de RAN (Figure 9), si bien qu'il est possible de subdiviser les 4 couches en différentes sous-couches.

Les formations superficielles ont ainsi été subdivisées en 3 sous-couches, les 2 premières représentant les Remblais et éventuellement les Marnes Infra-Gypseuses, alors que la 3e représente les Marnes Infra-Gypseuses et les Sables Verts de Monceau, réputés moins perméables. Le Calcaire de Saint-Ouen est composé de 4 sous-couches : le Saint-Ouen Supérieur et le Saint-Ouen Médian, plutôt marneux, le Saint-Ouen Inférieur, plus calcaire, et enfin le Calcaire de Ducy, auquel on a ajouté l'horizon de Mortefontaine. Les Sables de Beauchamp peuvent quant à eux être décomposés en 3 sous-couches : les Sables de Beauchamp Supérieurs et Inférieurs, dont les faciès sont plutôt sableux, et les Sables de Beauchamp Médians, dont le faciès est argileux. Enfin, les Marnes-et-Caillasses ont été découpées en 4 sous-couches, sans que cela se justifie particulièrement par la description lithologique, mais plutôt pour les besoins de modélisation. La perméabilité dans les Marnes-et-Caillasses est en effet grandement dépendante de la présence de gypse et du degré d'altération de celui-ci. Or, le gypse peut être présent à différentes profondeurs et il existe une forte variabilité spatiale des Marnes-et-Caillasses. Il est ainsi difficile d'affecter sur l'ensemble du domaine des perméabilités différentes en fonction de la profondeur, mais il est néanmoins nécessaire de subdiviser la couche correspondant aux Marnes-et-Caillasses en plusieurs sous-couches, pour pouvoir modéliser plus finement le transport de soluté dans cette formation.

Le tableau ci-dessous récapitule les différentes couches composant le modèle.

Tableau 43: description des différentes sous-couches du modèle

Couche	Formation	Description
1	Sup 1	Remblais
2	Sup 2	Remblais / Marnes Infra-Gypseuses
3	Sup 3	Marnes Infra-Gypseuses / Sables Verts
4	SO 1	Faciès marneux du Calcaire de Saint-Ouen
5	SO 2	Faciès marneux du Calcaire de Saint-Ouen
6	SO 3	Faciès calcaire du Calcaire de Saint-Ouen
7	SO 4	Calcaire de Ducy / Sables de Mortefontaine
8	SB 1	Faciès sableux des Sables de Beauchamp
9	SB 2	Faciès argileux des Sables de Beauchamp
10	SB 3	Faciès sableux des Sables de Beauchamp
11	MC 1	Marnes-et-Caillasses (sans distinction)
12	MC 2	Marnes-et-Caillasses (sans distinction)
13	MC 3	Marnes-et-Caillasses (sans distinction)
14	MC 4	Marnes-et-Caillasses (sans distinction)

Pour le Calcaire de Saint-Ouen et les Sables de Beauchamp, les limites des différentes sous-couches ont été renseignées dans la base de données de sondages pour les sondages considérés comme fiables (sondages carottés et sondages destructifs avec RANs), et situés au sein ou à proximité de la ZAC. Un traitement statistique a ensuite été réalisé pour estimer les épaisseurs des différentes sous-couches (Tableau 44). On notera que l'examen des RANs a montré que la radioactivité naturelle augmentait systématiquement au niveau des Sables de Beauchamp Médians, ce qui conforte l'hypothèse d'un faciès argileux moins perméable en partie médiane des Sables de Beauchamp. L'amplitude du pic de radioactivité naturelle correspondant à ce faciès argileux varie cependant en fonction des sondages.

L'analyse de ces données statistiques montre que le Calcaire de Saint-Ouen peut être subdivisé en proportion à peu près égale entre une partie plus marneuse (SO1 et SO2, comptant pour 47 % de la formation) et une partie plus calcaire (SO3 et SO4, comptant pour 53 % de la formation). Bien que les Sables de Beauchamp Inférieurs soient légèrement plus épais (42% de la formation) que les Sables de Beauchamps Médians (31%) et surtout que les Sables de Beauchamp Supérieurs (27%), on observe un ratio d'environ un tiers de faciès argileux (SB2) et deux tiers de faciès sableux (SB1 et SB3).

A des fins de simplification, chacune des principales couches a été subdivisée en sous-couche dont les épaisseurs correspondent à l'épaisseur totale de la couche divisée par le nombre de sous-couches.

Tableau 44: Analyse statistique des épaisseurs des différentes sous-couches composant le Calcaire de Saint-Ouen et les Sables de Beauchamp

	Calcaire de Saint Ouen				Sables de Beauchamp		
	SO1	SO2	SO3	SO4	SB1	SB2	SB3
Epaisseur min (m)	0,0	0,9	2,4	0,5	2,4	2,0	3,0
Epaisseur max (m)	5,5	1,7	5,1	5,2	6,6	7,5	9,2
Epaisseur moy (m)	3,7	1,2	4,0	1,6	3,9	4,6	6,2
Contribution à l'épaisseur totale (%)	35	12	38	15	27	31	42

4.3.2.3 Propriétés hydrodynamiques

La modélisation du transport de solutés nécessite de renseigner dans Visual Modflow des paramètres relatifs aux écoulements, en particulier la perméabilité. Ce paramètre est déterminant, comme cela sera montré par la suite.

Dans le cadre de cette étude, un essai de pompage a été réalisé dans le Calcaire de Saint-Ouen et a permis d'estimer que la transmissivité et la perméabilité moyenne sont respectivement de l'ordre de $4{,}8.10^{-3}$ et $5{,}0.10^{-4}$ m/s.

Deux essais de pompage avaient par ailleurs été réalisés par la RATP dans l'aquifère du Saint-Ouen au niveau de la Ligne 7 à Aubervilliers. Ces essais donnaient une perméabilité moyenne de $1{,}5.10^{-4}$ m/s, avec des valeurs de perméabilité beaucoup plus faibles dans la partie marneuse (de l'ordre de $2{,}5.10^{-5}$ m/s). Ce rapport mentionnait également un facteur d'anisotropie variable selon les profondeurs.

Le Cerema ne dispose pas de valeurs de perméabilité au niveau de la zone d'étude pour les formations des Sables de Beauchamp et les Marnes-et-Caillasses, mais des estimations peuvent être faites à partir des données bibliographiques. Lamé (2013) a ainsi établi une synthèse des perméabilités des différentes formations à partir de nombreux essais de perméabilité réalisés à Paris et aux environs (Tableau 45).

Tableau 45: Synthèse des valeurs de perméabilité selon Lamé (2013)

	Perméabilité médiane (m/s)	Perméabilité moyenne (m/s)	Perméabilité minimum (m/s)	Perméabilité maximum (m/s)	Nombre de mesures
Alluvions modernes	$3,1.10^{-7}$	$9,9.10^{-6}$	$1,1.10^{-8}$	$5,3.10^{-5}$	6
Alluvions anciennes	$1,6.10^{-7}$	$1,3.10^{-3}$	3.10^{-7}	7.10^{-2}	92
Sables de Fontainebleau	2.10^{-5}				
Marnes à Huîtres	$1,6.10^{-6}$	5.10^{-7}	1.10^{-9}	$3,2.10^{-6}$	
Travertin de Brie	$3,2.10^{-5}$	4.10^{-5}	$1,1.10^{-5}$	1.10^{-4}	6
Glaises Vertes	8.10^{-10}				
Marnes Infragypseuses	8.10^{-5}	$4,6.10^{-4}$	8.10^{-7}	1.10^{-3}	9
Sables Verts	$1,2.10^{-4}$	$1,2.10^{-4}$	$3,9.10^{-5}$	$1,9.10^{-4}$	3
Calcaire de Saint-Ouen	$1,8.10^{-4}$	$6,8.10^{-4}$	$1,5.10^{-7}$	$7,9.10^{-3}$	48
Sables de Beauchamp supérieurs	1.10^{-5}	1.10^{-4}	$3,3.10^{-7}$	$7,3.10^{-4}$	13
Sables de Beauchamp médians	$2,5.10^{-7}$	$3,9.10^{-7}$	$1,7.10^{-9}$	$1,3.10^{-6}$	16
Sables de Beauchamp inférieurs	1.10^{-5}	$9,7.10^{-5}$	$2,5.10^{-6}$	$7,3.10^{-4}$	16
Marnes et Caillasses	$3,1.10^{-5}$	$8,2.10^{-5}$	$1,6.10^{-7}$	$6,1.10^{-4}$	122
Calcaire Grossier	$3,5.10^{-5}$	$8,5.10^{-5}$	$4,5.10^{-7}$	$8,2.10^{-4}$	204
Calcaire Grossier (partie basale)	3.10^{-7}	$3,8.10^{-7}$	1.10^{-8}	$9,6.10^{-7}$	33
Argile de Laon	$8,8.10^{-8}$	$8,8.10^{-8}$	5.10^{-8}	$1,3.10^{-7}$	2
Sables Supérieurs	$1,1.10^{-4}$	$6,8.10^{-3}$	$1,2.10^{-6}$	$2,7.10^{-1}$	49
Fausses Glaises	$6,6.10^{-7}$	$6,5.10^{-7}$	1.10^{-7}	$1,2.10^{-6}$	3
Sables d'Auteuil	1.10^{-5}	$5,4.10^{-5}$	1.10^{-6}	$1,5.10^{-4}$	3
Argile Plastique	$2,7.10^{-9}$	$2,7.10^{-9}$	$1,5.10^{-10}$	$2,5.10^{-9}$	
Marnes de Meudon	$6,5.10^{-7}$	$7,7.10^{-6}$	$6,1.10^{-8}$	3.10^{-5}	4
Craie Blanche de Meudon (partie supérieure)	$4,1.10^{-5}$	$1,1.10^{-4}$	$1,9.10^{-6}$	$6,9.10^{-4}$	18

4.3.2.4 Conditions aux limites

Il est nécessaire de fixer des conditions aux limites, aussi bien pour le modèle d'écoulement que de transport.

Pour les écoulements, l'orientation du modèle ayant été choisi en fonction des lignes d'écoulement, les conditions aux limites sont de deux types :

- charges constantes à l'amont et à l'aval du modèle, de manière à reproduire le gradient hydraulique déterminé à l'aide du suivi piézométrique, soit un gradient de 5‰,
- flux nul le long des deux autres côtés du domaine, qui suivent des lignes d'écoulement.

La recharge doit être attribuée en tous points du domaine. La modélisation de la recharge n'ayant été effectuée qu'au centre de la zone, une recharge moyenne uniforme est attribuée autour de la zone centrale, et la valeur moyenne spatialisée de la recharge, calculée à l'aide des modélisations hydrologiques, est importée directement dans Modflow.

Enfin, une condition aux limites de type concentration constante a été attribuée à l'amont de la zone d'étude, afin de représenter l'arrivée d'eaux déjà chargées en sulfates. Une minéralisation nulle des eaux d'infiltration a été considérée pour la plupart des simulations, mais une condition aux limites permet d'attribuer la concentration souhaitée au flux d'eau correspondant à la recharge.

La figure 97 présente les différentes conditions aux limites utilisées.

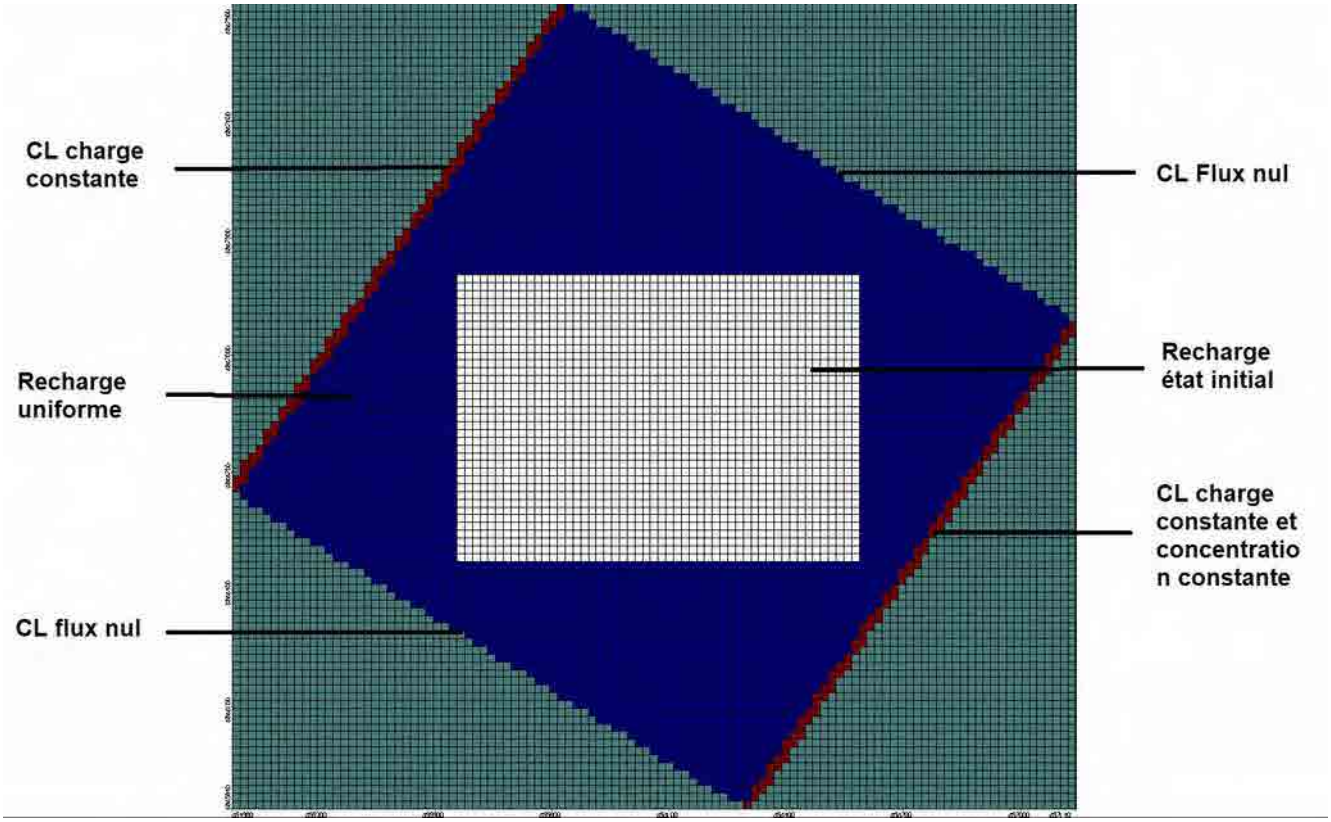


Figure 97: Description des différentes conditions aux limites utilisées

4.3.2.5 Calage du modèle

L'objectif du calage du modèle est de paramétrer le modèle de manière à simuler des niveaux d'eaux et des concentrations en sulfates aussi proches que possible de celles qui ont été mesurées. Il s'agit donc de faire varier différents paramètres jusqu'à ce que l'on obtienne une bonne corrélation entre simulation et observation. Le calage du modèle de transport est en général plus difficile que celui des écoulements, car il dépend d'un plus grand nombre de paramètres.

Le calage a été réalisé en régime permanent pour les écoulements et le transport. Pour les écoulements, des tests de sensibilité ont été réalisés, afin de vérifier que le modèle permettait de reproduire aussi bien des niveaux de hautes eaux que de basses eaux. Pour le transport, la variabilité temporelle des concentrations en sulfates est assez faible.

Les données utilisées pour caler le modèle sont les suivantes :

- pour les charges piézométriques : relevé du 17 avril 2018, lors duquel des piézomètres supplémentaires avaient pu être relevés ; ce relevé correspond plutôt à une période de hautes eaux,
- pour les concentrations en sulfates : concentrations en sulfates moyennes (cf tableau 15, partie 3.3.4).

14 points ont ainsi été utilisés pour caler le modèle d'écoulement, et 9 pour le modèle de transport .

On notera que, dans Modflow, les crépines des piézomètres doivent se situer dans une seule cellule. Lorsque la crépine d'un piézomètre traversait la majeure partie de la formation, comme c'est le cas de la plupart des piézomètres, il a ainsi fallu choisir dans quelle couche du modèle cette crépine était positionnée. Pour les piézomètres captant la nappe du Saint-Ouen, les crépines ont été positionnées dans la partie inférieure de la formation (couches 6 ou 7), plus productive, et jugée plus représentative du faciès géochimique. Pour le piézomètre P10, la crépine a été affectée à la couche 13 (partie inférieure de la formation). Les charges et les concentrations simulées en partie supérieure de la formation ont néanmoins également été examinées en affectant une deuxième crépine fictive, qui n'a pas été utilisée pour le calage du modèle.

Les principaux paramètres que l'on fait généralement varier sont :

- les conditions aux limites : la recharge et les conditions aux limites imposées en limite de domaine (ici les charges constantes et les concentrations constantes),
- les propriétés hydrodynamiques : la perméabilité ainsi que la porosité et/ou le coefficient d'emmagasinement,
- les paramètres liés aux transports : coefficients de diffusion et de dispersion, ainsi que des paramètres liés aux réactions chimiques, lorsque cela a lieu d'être.

Pour la présente étude, l'objectif était d'utiliser directement la recharge spatialisée simulée avec le modèle hydrologique. La recharge n'a donc pas été utilisée comme paramètre de calage. Des tests de sensibilité ont en revanche été réalisés pour étudier la sensibilité du modèle à une diminution de la recharge, en prenant le champ de recharge obtenu avec l'hypothèse d'une perméabilité dans la zone non saturée de 2.10^{-6} m/s.

Le calage du modèle a donc été principalement réalisé en faisant varier les charges imposées en limite de domaine ainsi que la perméabilité des différentes sous-couches. Les autres paramètres, pour lesquels on dispose de peu d'informations, ont été considérés comme homogène au sein du modèle, en utilisant les valeurs par défaut de Visual Modflow pour les paramètres liés aux transports, et une porosité efficace de 0,1.

Pour la perméabilité, les résultats de l'essai de pompage ont été utilisés pour le Calcaire de Saint-Ouen, et l'attribution des perméabilités des autres couches s'est basée sur les valeurs bibliographiques (Lamé, 2013), ainsi que la connaissance des aquifères en région parisienne acquise par le Cerema. La sensibilité du modèle aux variations de perméabilité est évoquée dans la partie consacrée aux tests de sensibilité.

Pour le Calcaire de Saint-Ouen, l'attribution à l'ensemble de la formation de la perméabilité mesurée lors de l'essai de pompage n'a pas permis de caler convenablement le modèle. Des perméabilités différentes ont donc été attribuées aux différentes sous-couches, tout en essayant de conserver une perméabilité équivalente proche de celle mesurée lors de l'essai de pompage. Les valeurs retenues sont par ailleurs cohérentes avec les essais réalisés par la RATP lors des travaux de la Ligne 7.

Pour les Sables de Beauchamp, seule l'attribution d'une perméabilité plus faible en partie médiane a permis de modéliser de manière satisfaisante la différence de charge observée entre la nappe du Saint-Ouen et la nappe des Marnes-et-Caillasses. Les valeurs retenues sont assez usuelles.

Pour les Marnes-et-Caillasses, les valeurs rapportées dans la bibliographie sont extrêmement variables, avec des valeurs variant généralement entre 10^{-3} et 10^{-6} m/s (Lamé, 2013), mais pouvant

atteindre un multiple de 10^{-3} m/s lorsque les Marnes-et-Caillasses contiennent du gypse, les phénomènes de karstification pouvant induire une très forte augmentation de la perméabilité (LREP, 2007). En l'absence d'essai de pompage réalisé dans les Marnes-et-Caillasses, il a été décidé de ne pas prendre une perméabilité trop élevée, bien que l'on soit dans le cas où du gypse est présent. Cela aurait en effet conduit à sous-estimer les risques de dilution qui peuvent survenir au sein de la nappe des Marnes-et-Caillasses.

Le tableau ci-dessous récapitule les paramètres obtenus pour caler le modèle, et les figures 98 et 99 présentent les courbes de calibration, respectivement pour les charges hydrauliques et les concentrations en sulfates.

Sur les courbes de calibration, un point situé au-dessus de la droite x = y signifie que le modèle a surestimé la charge hydraulique (ou la concentration) par rapport à la valeur observée, l'inverse signifiant que le modèle sous estime la charge par rapport à la valeur observée. Plusieurs valeurs statistiques permettant d'évaluer la fiabilité de la calibration peuvent être calculées. Visual Modflow en calcule 9, et 4 d'entre elles ont été plus particulièrement prises en compte.

- Residual Mean (résidu moyen)

$$\overline{R}=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} R_i \quad \text{ou } R_i \text{ est le résidu} \quad R_i = X_{cal} - X_{obs}$$

Le résidu moyen permet d'estimer si le modèle tend à sur-estimer ou sous-estimer les variables, sachant que des valeurs positives et négatives peuvent s'annuler. Une valeur proche de 0 ne signifie pas nécessairement que la calibration est bonne.

- Root Mean Squared error (RMS) ou racine de l'écart quadratique moyen (REQM)

$$RMS=\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} R_i^2}$$

La RMS agrège les erreurs de prédiction pour les différents points de mesures, et donne une mesure synthétique de l'erreur globale. Elle dépend cependant de l'échelle de la variable étudiée. Par exemple, une valeur de RMS de 1,5 est synonyme d'une calibration moyenne pour des données variant entre 10 et 20, mais elle correspond à une excellente calibration pour des données variant entre 100 et 200.

- Normalized Root Mean Squared (normalisation de la REQM)

$$Normalized RMS = \frac{RMS}{(X_{obs})_{max} - (X_{obs})_{min}}$$

La normalisation de la REQM facilite la comparaison entre des ensembles de données, dont les échelles sont différentes, comme c'est le cas pour les charges hydrauliques et les concentrations. Elle est exprimée en pourcentage et tient compte des échelles. Dans le cas de l'exemple précédent, la normalisation d'une REQM de 1,5 serait de 15 % pour des données variant entre 10 et 20 (calibration moyenne) et de 1,5 % pour des données variant entre 100 et 200 (très bonne calibration).

- Coefficient de corrélation

$$Cor(X_{cal}, X_{obs}) = \frac{Cov(X_{cal}, X_{obs})}{S_{cal} \cdot S_{obs}} \quad \text{ou Cov est la covariance et S l'écart type}$$

Le coefficient de corrélation permet de s'assurer que le modèle reproduit aussi bien les fortes valeurs que les faibles. Un modèle qui sur-estimerait systématiquement les valeurs pourrait obtenir un bon coefficient de corrélation (i.e. proche de 1), sans que cela signifie pour autant que la calibration du modèle est bonne.

Ainsi, il importe donc de regarder plusieurs indicateurs pour estimer la fiabilité d'un modèle.

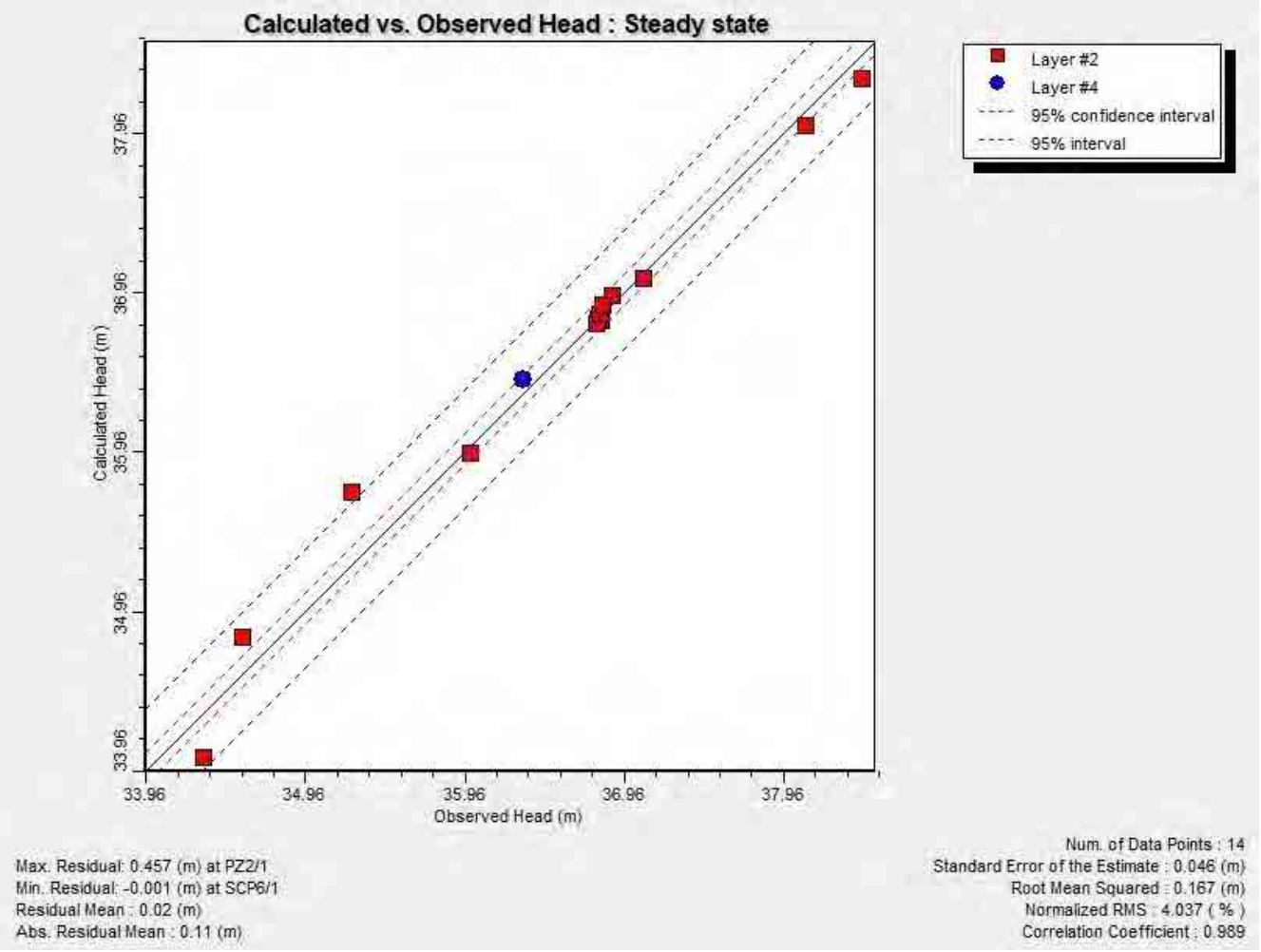


Figure 98: Calage des niveaux piézométriques

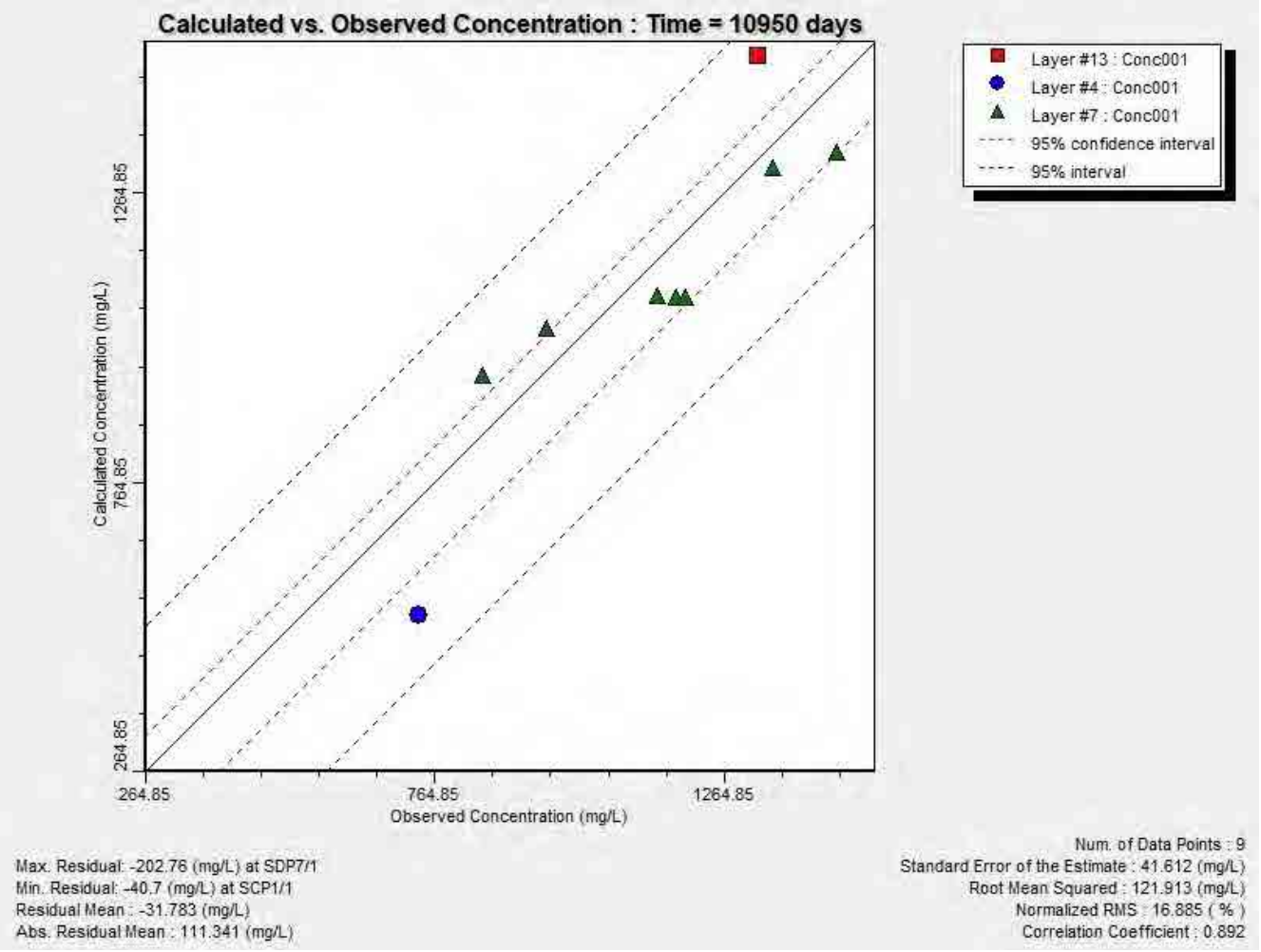


Figure 99: Calage des concentrations en sulfates

Tableau 46: Description des paramètres utilisés pour l'état initial

Description des paramètres après calage du modèle sur l'état actuel		
Conditions aux limites		
	Type	Valeur
CL amont	Charge constante	39,6 m NGF
CL amont	Concentration constante	1500 mg/L
CL aval	Charge constante	33,4 m NGF
Recharge au centre	Recharge	Etat initial avec hyp K=2.10-5 pour la ZNS
Recharge à l'extérieur	Recharge	100 mm/an
Minéralisation des eaux d'infiltration	Recharge concentration	0 mg/L

Perméabilité

Couche	Formation	Kh (m/s)	Facteur anisotropie
1	Sup 1	2.10^{-5}	10
2	Sup 2	2.10^{-5}	10
3	Sup 3	1.10^{-6}	10
4	SO 1	1.10^{-6}	10
5	SO 2	1.10^{-5}	10
6	SO 3	4.10^{-4}	5
7	SO 4	4.10^{-4}	5
8	SB 1	5.10^{-5}	5
9	SB 2	1.10^{-7}	10
10	SB 3	5.10^{-5}	5
11	MC 1	1.10^{-4}	10
12	MC 2	1.10^{-4}	10
13	MC 3	1.10^{-4}	10
14	MC 4	1.10^{-4}	10

Porosité et coefficient d'emmagasinement (S)

Coeff emmag (S)	Uniforme	10-5 m-1
Porosité efficace	Uniforme	0,1
Porosité totale	Uniforme	0,2

4.3.2.6 Tests de sensibilité

Des tests ont été menés pour évaluer la sensibilité du modèle à différents paramètres, tels que la perméabilité, les niveaux de nappe (conditions aux limites), la recharge ou encore la minéralisation des eaux d'infiltration. A chaque fois, un ou plusieurs paramètres a été modifié, puis les résultats de la simulation (charges hydrauliques et concentrations) ont été comparés à la modélisation de référence de l'état initial, dont les paramètres sont décrits dans le tableau 46.

Les charges hydrauliques à l'amont et à l'aval du modèle sont représentatives du relevé d'avril 2018, effectué en période de hautes eaux. Un test a donc été effectué avec des charges hydrauliques permettant de simuler le niveau de nappe moyen mesuré dans les piézomètres pendant la période de suivi.

Pour évaluer l'influence de la recharge, sachant que ce paramètre constitue une donnée d'entrée du modèle, la recharge obtenue avec une perméabilité de 2.10^{-6} m/s dans la ZNS a été utilisée. La recharge à l'extérieur de la zone centrale a quant à elle été fixée à 70 mm/an, ce qui correspond à une valeur légèrement inférieure à la recharge moyenne simulée pour une telle valeur de K dans la ZNS.

Un autre test a consisté à prendre en compte la minéralisation des eaux d'infiltration, en considérant que la minéralisation de ces eaux est de 700 ml/L, soit environ la moitié du taux de saturation.

Enfin, l'influence de la perméabilité a été étudiée en détail, en envisageant différentes configurations pour les perméabilités du Calcaire de Saint-Ouen et des Sables de Beauchamp. Les tableaux 47 et 48 présentent les différents tests effectués. Le facteur d'anisotropie des différents tests est analogue à celui de la simulation de référence, hormis pour le cas où la perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen est considérée comme uniforme (facteur d'anisotropie de 10 pour les 4 sous-couches).

Les résultats des tests de sensibilité sont présentés dans l'Annexe 11 et discutés en partie 4.3.4.2.

Tableau 47: Détail des différents cas simulés pour étudier la sensibilité du modèle à des variations de perméabilité dans le Calcaire de Saint-Ouen

Layer	**Formation**	**Simulation de référence**		**SO homogène**			**Variation du SO sup**		**Variation du SO inf**	
		Kh (m/s)	Anisotropie	i	ii	iii	iv	v	vi	vii
1	Sup 1	2.10^{-5}	10	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}
2	Sup 2	2.10^{-5}	10	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}
3	Sup 3	1.10^{-6}	10	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}
4	SO 1	1.10^{-6}	10	**1.10^{-4}**	**5.10^{-4}**	**1.10^{-3}**	**1.10^{-5}**	**1.10^{-7}**	1.10^{-6}	1.10^{-6}
5	SO 2	1.10^{-5}	10	**1.10^{-4}**	**5.10^{-4}**	**1.10^{-3}**	1.10^{-5}	1.10^{-5}	1.10^{-5}	1.10^{-5}
6	SO 3	4.10^{-4}	5	**1.10^{-4}**	**5.10^{-4}**	**1.10^{-3}**	4.10^{-4}	4.10^{-4}	**1.10^{-3}**	**1.10^{-4}**
7	SO 4	4.10^{-4}	5	**1.10^{-4}**	**5.10^{-4}**	**1.10^{-3}**	4.10^{-4}	4.10^{-4}	**1.10^{-3}**	**2.10^{-3}**
8	SB 1	5.10^{-5}	5	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}
9	SB 2	1.10^{-7}	10	1.10^{-7}	1.10^{-7}	1.10^{-7}	1.10^{-7}	1.10^{-7}	1.10^{-7}	1.10^{-7}
10	SB 3	5.10^{-5}	5	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}	5.10^{-5}
11	MC 1	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
12	MC 2	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
13	MC 3	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
14	MC 4	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
Kh équivalent SO		2.10^{-4}		1.10^{-4}	5.10^{-4}	1.10^{-3}	2.10^{-4}	2.10^{-4}	5.10^{-4}	5.10^{-4}

Tableau 48: détail des différents cas simulés pour étudier la sensibilité du modèle à des variations de perméabilité dans les Sables de Beauchamp

Layer	Formation	Simulation de référence		SB homogène		Variation du SB med	
		Kh (m/s)	Anisotropie	i	ii	iv	v
1	Sup 1	2.10^{-5}	10	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}
2	Sup 2	2.10^{-5}	10	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}	2.10^{-5}
3	Sup 3	1.10^{-6}	10	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}
4	SO 1	1.10^{-6}	10	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}	1.10^{-6}
5	SO 2	1.10^{-5}	10	1.10^{-5}	1.10^{-5}	1.10^{-5}	1.10^{-5}
6	SO 3	4.10^{-4}	5	4.10^{-4}	4.10^{-4}	4.10^{-4}	4.10^{-4}
7	SO 4	4.10^{-4}	5	4.10^{-4}	4.10^{-4}	4.10^{-4}	4.10^{-4}
8	SB 1	5.10^{-5}	5	5.10^{-5}	**5.10^{-6}**	5.10^{-5}	5.10^{-5}
9	SB 2	1.10^{-7}	10	**5.10^{-5}**	**5.10^{-6}**	**1.10^{-6}**	**1.10^{-8}**
10	SB 3	5.10^{-5}	5	5.10^{-5}	**5.10^{-6}**	5.10^{-5}	5.10^{-5}
11	MC 1	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
12	MC 2	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
13	MC 3	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
14	MC 4	1.10^{-4}	10	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
Kh équivalent SB		$3,3.10^{-5}$		$5,0.10^{-5}$	$5,0.10^{-6}$	$3,4.10^{-5}$	$3,3.10^{-5}$

4.3.2.7 Modélisation des scénarios

Une fois le modèle calé à partir de l'état initial, les deux scénarios correspondant à une gestion centralisée et à une gestion diffuse des eaux pluviales ont été simulés. La recharge spatialisée obtenue avec le modèle hydrologique a été utilisé pour la zone centrale, et la recharge uniforme à l'extérieur a été prise inchangée (100 mm/an).

L'état initial et les deux scénarios d'aménagement ont également été comparés à un état pré-aménagement, pour lequel la recharge obtenue pour le profil espace-vert (170 mm/an) a été affectée à l'ensemble du domaine de modélisation.

Outre les tests de perméabilité qui ont permis d'évaluer le rôle de la perméabilité sur les phénomènes de dilution des concentrations en sulfates, des simulations ont été réalisées en prenant en compte une discontinuité verticale, qui pourrait correspondre à un ancien fontis d'environ 20 m de diamètre. Ces dimensions sont supérieures à celles du fontis de la rue Gabrielle Josserand, mais restent du même ordre de grandeur. Une perméabilité isotrope de 10^{-3} m/s a ainsi été affectée à toutes les couches au niveau d'une cellule (ligne 45, colonne 42) située à mi-distance entre le plot d'essai de pompage (zone de l'ouvrage central) et le piézomètre P3 (aval du domaine). Ces simulations permettent ainsi d'évaluer les conséquences que pourrait avoir une mise en communication de la nappe du Saint-Ouen et de la nappe des Marnes-et-Caillasses. Elles ont été réalisées avec la recharge de l'état initial, mais aussi celle du scénario de gestion centralisée des eaux pluviales.

En plus de l'état initial, 5 scénarios ont ainsi été considérés : i) état pré-aménagement, ii) état aménagé avec gestion centralisée des eaux pluviales, iii) état aménagé avec gestion diffuse des eaux pluviales, iv) impact d'une discontinuité de type fontis avec les paramètres de l'état initial, v) impact d'une discontinuité de type fontis avec les paramètres de la gestion centralisée.

4.3.3 Résultats

Les résultats des simulations sont présentés successivement pour l'état initial, le scénario de gestion centralisée et le scénario de gestion diffuse.

Pour chacune de ces simulations, les résultats suivants sont présentés :

- vue en plan des isopiézes et distribution spatiale des concentrations en sulfates pour la couche 6, correspondant à la partie calcaire du Saint-Ouen (SO3),
- un profil de concentration de l'amont vers l'aval, dont l'emplacement est précisé sur la figure 100,
- une présentation des charges hydrauliques et des concentrations simulées au niveau des différents piézomètres ; pour disposer de davantage d'information sur l'impact que peuvent avoir les scénarios sur la nappe des Marnes-et-Caillasses, les résultats des simulations ont également été étudiées à différentes profondeurs au niveau du P10 et du P3,
- des cartes des différences de charge et des différences de concentration entre les scénarios d'aménagement et l'état initial ; ces cartes sont présentées pour la couche 6 (SO3) et la couche 11 (MC1).

On notera que les charges hydrauliques et les concentrations indiquées pour chacun des piézomètres correspondent aux valeurs simulées au niveau de la couche où se trouve la crépine, comme cela a été expliqué précédemment.

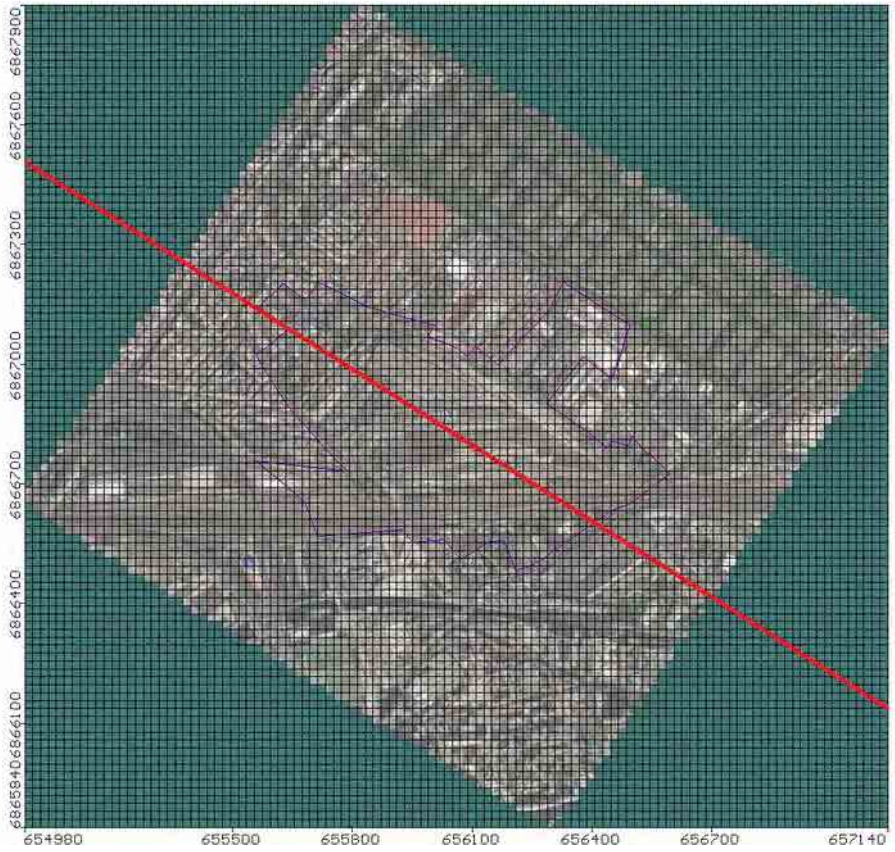


Figure 100: emplacement du profil utilisé pour établir des profils de concentration

4.3.3.1 Etat initial

La comparaison des charges hydrauliques simulées et observées montre que la différence de charge ne dépasse pas 0,3 m en valeur absolue, avec un résidu moyen de -0,02 m, une REQM normalisée de 4,0 % et un coefficient de corrélation de 0,99. Les plus grosses différences surviennent à l'aval, avec une surestimation de la charge en P2 (+0,24 m) et une sous-estimation en P3 (-0,28 m). Au niveau du plot de pompage, la différence de charge entre la nappe du Saint-Ouen (36,80 m NGF en P6) et la nappe des Marnes-et-Caillasses (36,41 m NGF) est de 0,39 m, soit une différence légèrement inférieure à celle mesurée lors du relevé d'avril 2018 (0,52 m), mais qui correspond à la valeur moyenne mesurée durant la période de suivi (0,4 m). Le gradient hydraulique vertical descendant est ainsi bien reproduit.

La simulation du transport ne permet pas d'obtenir une aussi bonne corrélation entre concentrations simulées et observées que pour les charges hydrauliques, ce qui résulte des plus grandes incertitudes inhérentes à la modélisation du transport de soluté, qui se cumulent à celles de la modélisation des écoulements. Les résultats sont néanmoins satisfaisants, avec un résidu moyen de -31,8 mg/L, une REQM normalisée de 16,9 % et un coefficient de corrélation de 0,89.

Dans la nappe du Saint-Ouen, les concentrations en sulfates sont sous-estimées en partie amont (écart de -124 mg/L et -41 mg/L respectivement pour les piézomètres P4 et P1) et surestimées en partie aval (écart de 74 mg/L et 103 mg/L respectivement pour les piézomètres P2 et P3). Le modèle tend donc à sous-estimer les phénomènes de dilution. La différence de concentration entre le piézomètre le plus à l'amont (P4) et le plus à l'aval (P3) est ainsi de 612 mg/L pour les concentrations moyennes observées, et de 385 mg/L pour les concentrations simulées. La simulation de la recharge ne tient cependant pas compte des apports d'eau anthropiques, tels que les fuites de réseau, ce qui pourrait expliquer en partie cette différence.

Le modèle surestime par ailleurs les concentrations dans les Marnes-et-Caillasses, les phénomènes de dilution simulés dans les Marnes-et-Caillasses étant très faibles (1503 mg/L pour P10, au lieu d'une concentration moyenne observée de 1322 mg/L). Comme cela sera évoqué par la suite, la prise en compte de l'écran médian peu perméable des Sables de Beauchamp semble indispensable pour reproduire la différence de charge observée entre la nappe des Marnes-et-Caillasses et la nappe du Saint-Ouen, mais cela conduit aussi à limiter drastiquement les phénomènes de dilution qui pourraient affecter la nappe des Marnes-et-Caillasses. On notera par ailleurs que la calibration ne se base que sur un seul piézomètre pour cette nappe, et que la crépine a été positionnée, pour Modflow, dans la partie inférieure de la formation. Une concentration légèrement inférieure (1473 mg/L) est simulée en partie supérieure de la formation.

La carte de distribution des concentrations dans la nappe du Saint-Ouen (couche 6 correspondant à la partie inférieure du Saint-Ouen) fait par ailleurs apparaître une zone de plus forte dilution dans la zone centrale. Cela correspond à la présence des rails, et en particulier des rails non drainés, qui contribuent très fortement à la recharge et génèrent donc une plus forte dilution.

Tableau 49: Charges hydrauliques et concentrations simulées pour l'état initial

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)		
Piézomètre	Observée	Simulée	Différence	Observée	Simulée	Différence
	Zone amont					
P4	38,45	38,31	-0,14	1460	1336	-124
P1	38,10	38,01	-0,09	1349	1308	-41
	Zone centrale					

Pz5	37,08	37,05	-0,03			
P7	36,88	36,94	0,06	738	535	-203
P8	36,81	36,83	0,02	1197	1084	-113
P9	36,83	36,88	0,05		1086	-65
Pu	36,82	36,78	-0,04			
P6	36,80	36,80	0,00	1183	1084	-99
P5	36,79	36,77	-0,02			
P10_lay11					1473	
P10_lay13	36,33	36,41	0,08	1322	1503	181
Pz3	35,99	35,96	-0,03			
Pz2	35,25	35,71	0,46			
	Zone aval					
P2	34,56	34,80	-0,03	957	1031	74
P3	34,32	34,04	0,46	848	951	103
P3_lay11					1410	
P3_lay_13					1478	
Résidual mean		0,02			-31,8	
Root mean squared		0,17			121,9	
Normalized RMS		4,0%			16,9%	
Coeff correlation		0,99			0,89	

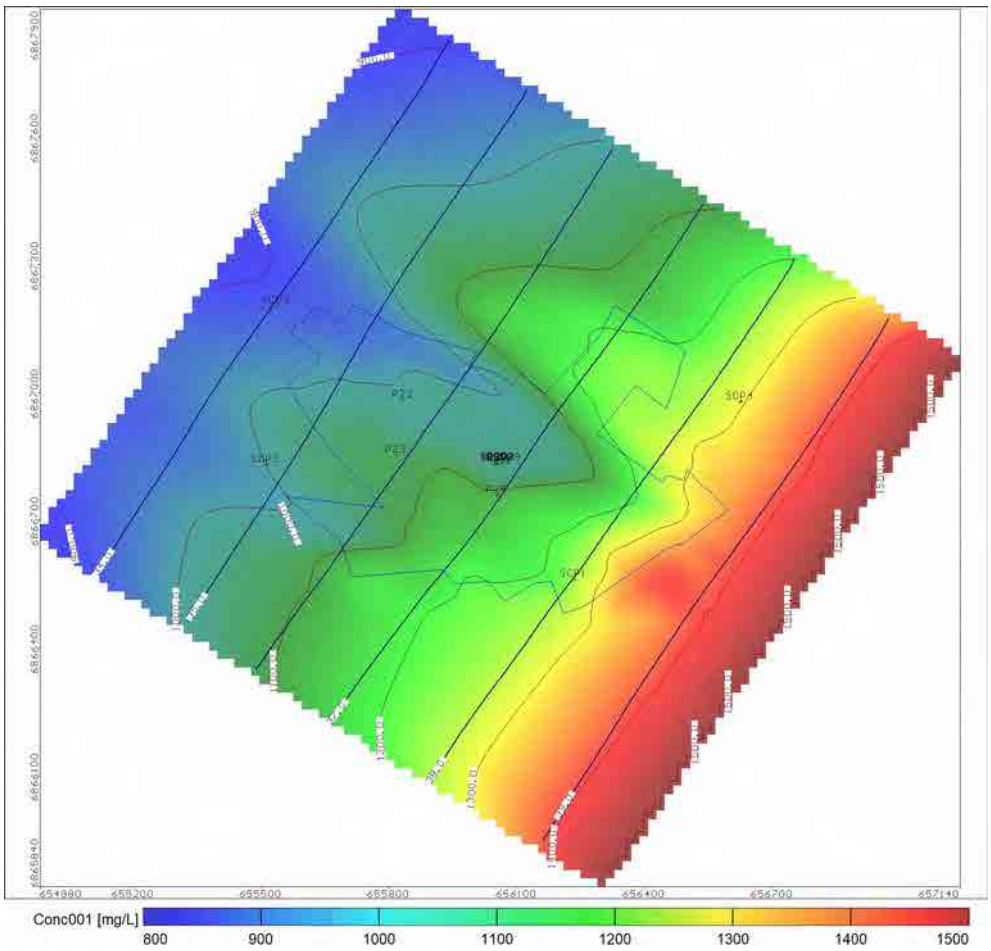


Figure 101: Carte de la distribution des concentrations simulées pour l'état intial (couche 6)

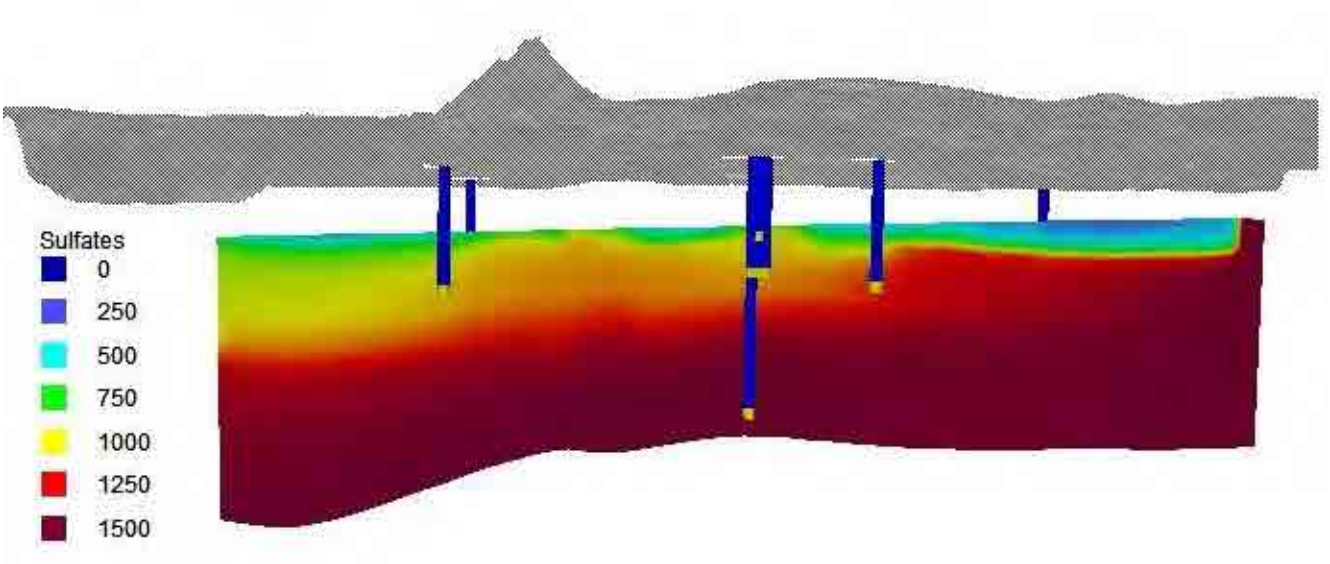


Figure 102: Profil des concentrations simulées pour l'état intial (couche 6)

4.3.3.2 Sensibilité du modèle

Les résultats des tests de sensibilité sont présentés dans l'Annexe 11, et discutés ci-dessous.

- Influence des conditions aux limites

En modifiant les conditions aux limites de type charge constante à l'amont (39,1 au lieu de 39,6 m) et à l'aval (32,9 au lieu de 33,4 m NGF), les niveaux moyens de la nappe sont globalement bien reproduits (résidu moyen de 0,09 m, REQM normalisée de 4,9 % et un coefficient de corrélation de 0,99), bien que le calage soit légèrement moins bon que pour la simulation de référence effectuée avec les hautes eaux, en particulier dans la zone centrale. On notera que le calage a été effectué avec un nombre plus réduit de piézomètres, car il n'était pas possible de calculer de moyennes pour les piézomètres anciens, qui n'ont été mesurés que très occasionnellement.

L'utilisation de niveaux de hautes eau n'a en revanche qu'une influence mineure sur les concentrations simulées (écart de ± 10 mg/L par rapport à la simulation de référence), hormis pour le piézomètre P7, crépiné dans la partie supérieure de l'aquifère du Saint-Ouen. Pour ce piézomètre, la concentration simulée (601 mg/L) est plus proche de celle observée (738 mg/L) que pour la simulation de référence (535 mg/L). La modification des charges imposées en limite de domaine n'a que peu d'influence sur les concentrations, car le gradient hydraulique reste inchangé, ainsi que les perméabilités. Les phénomènes de convection et advection, principaux moteurs de la dilution, ne sont donc que très marginalement affectés par ce changement, hormis en partie supérieure de l'aquifère du Saint-Ouen.

Les modélisations hydrologiques ont été réalisées avec deux perméabilités à saturation (Ks) dans la ZNS. Pour la simulation de référence du modèle hydrogéologique, l'hypothèse la plus pénalisante (Ks = 2.10^{-5} m/s), c'est-à-dire celle pour laquelle la recharge est la plus élevée, a été retenue. L'utilisation d'une recharge plus faible, correspondant à une valeur de Ks de 2.10^{-6} m/s, provoque un léger abaissement des charges piézométriques (de l'ordre de 0,1 m) et réduit logiquement les phénomènes de dilution.

Au niveau du plot d'essai de pompage, le niveau de la nappe du Saint-Ouen s'abaisse alors que celui de la nappe des Marnes-et-Caillasses reste à peu près constant, si bien que la différence de charge entre ces deux nappes est moins bien reproduite que pour la simulation de référence. Les concentrations simulées avec une plus faible recharge sont plus proches de celles observées pour la zone amont et la zone centrale, mais elles sont en revanche beaucoup plus surestimées à l'aval. La différence de concentration entre le piézomètre le plus à l'amont (P4) et le plus à l'aval (P3) est ainsi de 612 mg/L pour les concentrations moyennes observées, et de 385 et 302 mg/L pour des recharges correspondant respectivement à des Ks de 2.10^{-5} m/s et 2.10^{-6} m/s.

La prise en compte d'une minéralisation des eaux d'infiltration limite très fortement les phénomènes de dilution. Entre le piézomètre le plus à l'amont (P4) et le plus à l'aval (P3), la différence de concentration n'est ainsi plus que de 219 mg/L pour la simulation avec une concentration de 700 mg/L pour les eaux d'infiltration. La calibration du modèle avec des eaux minéralisées, tout en conservant le gradient hydraulique observé et la recharge simulée, nécessiterait ainsi de modifier les hypothèses de perméabilité retenues pour la simulation de référence.

Il ressort de ces différents tests de sensibilité que l'utilisation d'un niveau de nappe moyen ou d'une recharge plus faible pour le calage du modèle ne remettrait pas en cause les résultats obtenus. En revanche, la prise en compte de la minéralisation des eaux d'infiltration nécessiterait de modifier les valeurs de perméabilité attribuées aux différentes formations, en particulier au Calcaire de Saint-Ouen, et de réévaluer l'effet des deux hypothèses quant à la valeur de la recharge.

- Influence de la perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen

L'effet de la perméabilité a d'abord été évalué en considérant une valeur de perméabilité uniforme, égale à celle mesurée lors de l'essai de pompage (5.10^{-4} m/s, simulation ii), plus faible (1.10^{-4} m/s, simulation i), et plus élevée (1.10^{-3} m/s, simulation iii). Les résultats de ces simulations témoignent de la très forte sensibilité du modèle à ce paramètre, en particulier pour la modélisation du transport de soluté.

A gradient hydraulique constant, une diminution de la perméabilité se traduit par une baisse de la vitesse des écoulements, et une réduction du flux traversant la formation aquifère. Le flux d'eau horizontal lié à l'écoulement du milieu baisse, alors que le flux d'eau vertical issu de l'infiltration reste constant, augmentant la part de la recharge dans le bilan hydrologique global. Concrètement les eaux d'infiltration ont davantage de temps pour se mélanger à la nappe, de la diluer et d'augmenter son potentiel de dissolution, comme cela a été mis en évidence dans les études de l'Ineris réalisées dans le cadre du groupe de travail sur l'infiltration des eaux pluviales en zone de gypse (Ineris 2019). La différence de concentration entre les piézomètres P4 (amont) et P3 (aval) est ainsi de 669 mg/L pour K = 1.10^{-4} m/s (i) et de 123 mg/L pour K = 1.10^{-3} m/s (iii).

La diminution des vitesses d'écoulements induite par une plus faible perméabilité provoque par ailleurs une élévation du niveau de la nappe du Saint-Ouen (0,30 m en moyenne de différence pour les simulations i et iii), qui se répercute de façon atténuée sur la nappe des Marnes-et-Caillasses (0,08 m d'élévation au niveau de P10). Une perméabilité deux fois plus faible que celle mesurée lors de l'essai de pompage permet de mieux reproduire la différence de charge observée entre les 2 nappes, et d'obtenir une plus forte dilution des concentrations.

Cependant, l'utilisation d'une perméabilité uniforme ne permet pas de simuler la différence de charge entre la partie supérieure et la partie inférieure du Saint-Ouen. Des tests ont alors été effectués pour étudier l'influence d'un contraste de perméabilité entre la partie supérieure et la partie inférieure du Saint-Ouen. La comparaison des simulations iii (perméabilité uniforme de 1.10^{-3}) et vi (perméabilité de 1.10^{-3} en partie inférieure, et de 1.10^{-5} à 1.10^{-6} m/s en partie supérieure) montre que la prise en compte d'un contraste de perméabilité permet de modéliser une différence de charge de 0,12 m entre P7 (SO supérieur) et P8 (SO inférieur), et de mieux rendre compte de la plus faible minéralisation de la nappe en partie supérieure de la formation. Au niveau du piézomètre P7, la concentration simulée est ainsi respectivement de 1323 et 766 mg/L pour les simultations iii et vi.

Pour les simulations iv et v, des perméabilités respectivement 10 fois plus élevées et 10 fois plus faibles que pour la simulation de référence ont été attribuées à la couche supérieure du Calcaire de Saint-Ouen. Les résultats diffèrent cependant peu pour ces 3 simulations, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que le contraste de perméabilité entre les parties supérieures et inférieures du Saint-Ouen est suffisant dans les 3 cas pour créer une différenciation de ces deux ensembles, et par le fait que cette couche n'est que partiellement ennoyée (l'effet d'une réduction de la perméabilité évoquée ci-dessus s'en trouve donc atténué).

Les résultats de ces tests de sensibilité mettent en évidence le rôle prépondérant que joue la perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen dans les phénomènes de dilution, et ont confirmé la nécessité d'attribuer une plus faible perméabilité à la partie supérieure de la formation.

L'utilisation de la perméabilité mesurée lors de l'essai de pompage ne permet pas de reproduire convenablement les phénomènes de dilution. Une perméabilité horizontale équivalente, correspondant à environ la moitié de la perméabilité mesurée lors de l'essai, a finalement été utilisée pour la simulation de référence. Cela peut s'expliquer par le fait que d'autres paramètres de transport auraient dû être modifiés, ou que la perméabilité mesurée lors de l'essai n'est pas exactement représentative de la perméabilité de l'aquifère. Dans la mesure où les pompages successifs réalisés lors de l'essai semblent avoir décolmaté certaines fractures ou réseaux karstiques, cette deuxième hypothèse apparaît pertinente.

- Influence de la perméabilité des Sables de Beauchamp

Les derniers tests de sensibilité ont consisté à faire varier la perméabilité des Sables de Beauchamp, en considérant d'abord une perméabilité uniforme pour cette formation, puis en attribuant une plus faible perméabilité aux Sables de Beauchamp médians.

Pour les cas où la perméabilité de la formation est uniforme (simulations i et ii), le niveau des nappes du Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses s'équilibre. La différence de charge entre ces deux nappes est nulle dans le cas où K = 5.10^{-5} m/s, et de seulement 0,02 m pour K = 5.10^{-6} m/s. On notera qu'une alternative pour simuler cette différence de charge aurait pu consister à imposer en limite de domaine une charge plus faible dans les Marnes-et-Caillasses. Cependant, même avec cette alternative, les charges des deux nappes ont tendance à s'équilibrer en l'absence d'horizon peu perméable dans les Sables de Beauchamp.

En ce qui concerne le transport de soluté, les phénomènes de dilution s'atténuent lorsque la perméabilité des Sables de Beauchamp augmente, pour les mêmes raisons que dans le cas du Calcaire de Saint-Ouen. L'influence de la perméabilité des Sables de Beauchamp est cependant moindre que celle du Calcaire de Saint-Ouen. La forte perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen provoque en effet un écoulement rapide dans cette formation, si bien que les eaux d'infiltration se mélangent en premier lieu avec les eaux de la nappe du Saint-Ouen, et elles se sont déjà fortement minéralisées lorsqu'elles atteignent les Sables de Beauchamp, puis les Marnes-et-Caillasses.

Dans un deuxième temps, le rôle de l'écran médian des Sables de Beauchamp a été étudié en considérant trois valeurs de perméabilité différentes : 1.10^{-6} m/s (iii), 1.10^{-7} m/s (simulation de référence) et 1.10^{-8} m/s (iv). La différence de charge entre la nappe du Saint-Ouen (P6) et la nappe des Marnes-et-Caillasses (P10) est respectivement de 0,07 m, 0,39 m et 0,54 m pour ces 3 simulations, confirmant le rôle prépondérant que joue l'écran médian dans la différenciation des deux nappes. En ce qui concerne le transport de soluté, les concentrations sont très proches pour P10 (respectivement 1481, 1503 et 1492 mg/L), mais on peut observer à l'aval une augmentation de la dilution lorsque l'écran médian est moins perméable. Les concentrations simulées en partie supérieure des Marnes-et-Caillasses au niveau de P3 sont ainsi respectivement de 1209, 1410 et 1417 mg/L.

La prise en compte d'une couche moins perméable dans les Sables de Beauchamp semble ainsi nécessaire pour reproduire la différence de charge observée entre la nappe du Saint-Ouen et la nappe des Sables de Beauchamp, mais cela conduit aussi à limiter les phénomènes de dilution qui pourraient affecter la nappe des Marnes-et-Caillasses.

4.3.3.3 Etat pré-aménagement : profil espace-vert

Pour l'état pré-aménagement, correspondant à la recharge du profil « espace-vert », le niveau de la nappe du Saint-Ouen est significativement plus haut que pour l'état initial. Les écarts sont les plus importants dans la zone centrale (de l'ordre de 0,25 m). Les différences de charge sont en revanche plus faibles à l'amont et à l'aval du domaine de modélisation (0,05 à 0,10 m), ce qui est dû à la proximité avec les conditions aux limites (charge hydraulique imposée). La différence de charge obtenue pour la nappe des Marnes-et-Caillasses est également plus faible (environ 0,05 m au niveau du piézomètre P10).

En ce qui concerne les concentrations, une recharge plus importante se traduit naturellement par une plus forte dilution des concentrations en sulfates. Cette dilution est plus marquée pour la nappe du Saint-Ouen, que pour la nappe des Marnes-et-Caillasses, protégée par la couche peu perméable des Sables de Beauchamp médians. La différence de concentration est par ailleurs plus grande à l'aval qu'à l'amont, que ce soit pour la nappe du Saint-Ouen ou la nappe des Marnes-et-Caillasses. Enfin,

la diminution des concentrations se fait graduellement de l'amont vers l'aval, la recharge étant uniforme sur l'ensemble du domaine (Figure 103), contrairement aux autres scénarii.

Tableau 50: Charges hydrauliques et concentrations simulées pour l'état pré-aménagement

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)			
Cas	Référence	Simulée	Différence	Référence	Simulée	Différence	Dilution
	Zone amont						
P4	38,31	38,37	-0,06	1336	1187	149	-11,1
P1	38,01	38,12	-0,11	1308	1130	179	-13,6
	Zone centrale						
P7	36,94	37,21	-0,26	535	484	51	-9,6
P8	36,83	37,07	-0,24	1084	959	126	-11,6
P6	36,80	37,04	-0,24	1084	959	126	-11,6
P10_lay11	36,41	36,46	-0,05	1473	1430	43	-2,9
P10_lay13				1503	1487	17	-1,1
	Zone aval						
P2	34,80	34,89	-0,09	1031	815	217	-21,0
P3	34,04	34,09	-0,05	951	728	223	-23,4
P3_lay11				1410	1334	75	-5,3
P3_lay_13				1478	1435	43	-2,9

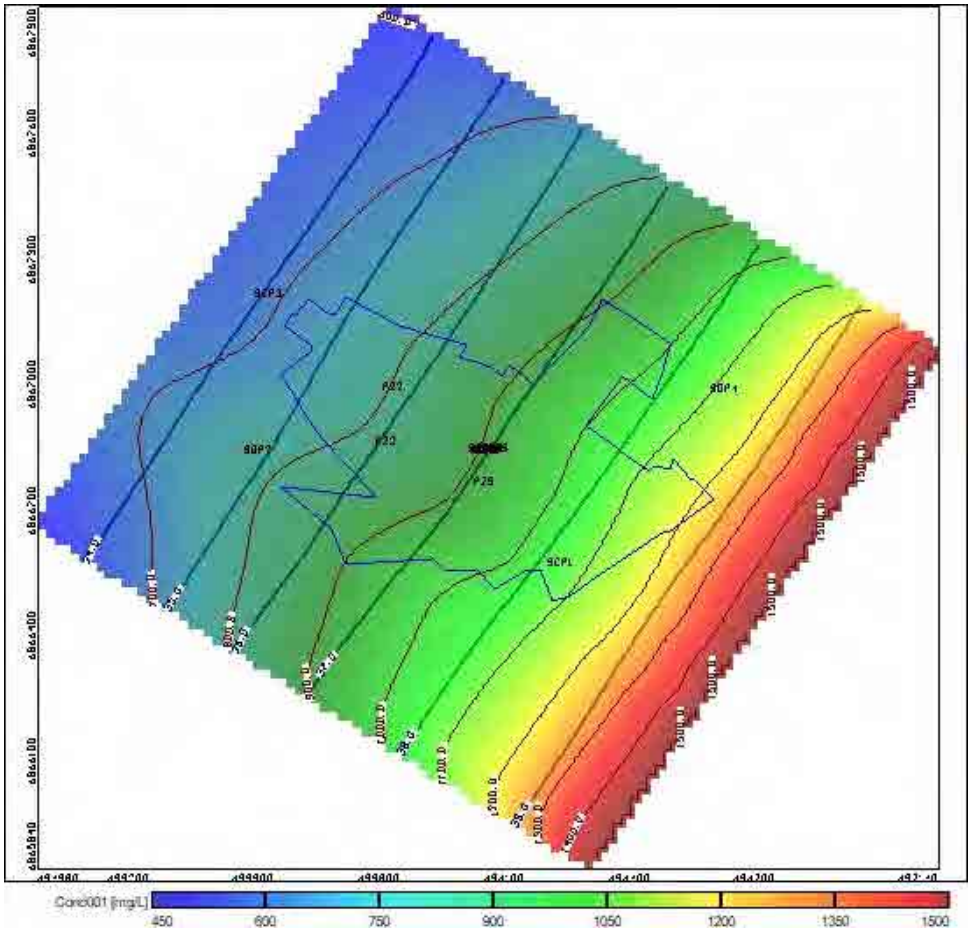


Figure 103: Carte de la distribution des concentrations simulées pour l'état "pré-aménagement" (couche 6)

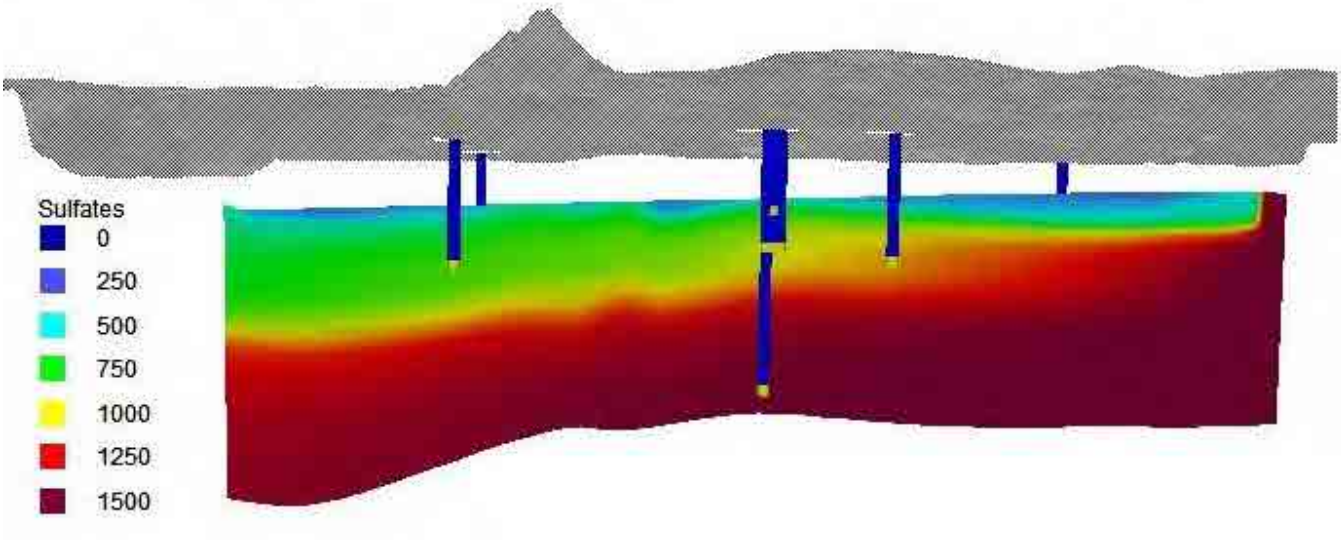


Figure 104: Profil des concentrations simulées pour l'état "pré-aménagement" (couche 6)

4.3.3.4 État aménagé avec gestion centralisée des eaux pluviales

Dans le scénario de gestion centralisée, la recharge est très nettement supérieure à l'état initial (+84% pour la zone correspondant au domaine du modèle hydrologique), et elle se concentre au niveau de l'ouvrage central. On observe ainsi l'apparition d'un dôme piézométrique sous l'ouvrage central, avec une élévation de la surface piézométrique de l'ordre de 0,3 m (Figure 103).

La forte augmentation de la recharge s'accompagne logiquement d'une plus grande dilution des concentrations en sulfates dans la nappe du Saint-Ouen, qui avoisine les 50 % à l'aval du domaine (P3), et atteint ponctuellement les 60 %, à proximité immédiate de l'ouvrage d'infiltration central. On peut ainsi observer à l'aval de l'ouvrage d'infiltration un panache avec des concentrations variant entre 450 et 550 mg/L dans la partie inférieure de l'aquifère du Saint-Ouen.

En revanche, la dilution des concentrations en sulfates dans la nappe des Marnes-et-Caillasses reste modérée, avec une dilution inférieure à 10 % à l'aval (respectivement 7,2 % et 2,7 % en partie supérieure et en partie inférieure de la formation au niveau de P3).

Tableau 51: Charges hydrauliques et concentrations simulées pour le scénario de gestion centralisée

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)			
Cas	Référence	Simulée	Différence	Référence	Simulée	Différence	Dilution
	Zone amont						
P4	38,31	38,37	-0,06	1336	1328	7	0,5 %
P1	38,01	38,12	-0,11	1308	1300	9	0,7 %
	Zone centrale						
P7	36,94	37,21	-0,26	535	487	49	9,1 %
P8	36,83	37,07	-0,24	1084	957	127	11,7 %
P6	36,80	37,04	-0,24	1084	957	127	11,7 %
P10_lay11	36,41	36,46	-0,05	1473	1454	19	1,3 %
P10_lay13				1503	1496	7	0,5 %
	Zone aval						
P2	34,80	34,89	-0,09	1031	984	48	4,6 %
P3	34,04	34,09	-0,05	951	513	438	46,0 %
P3_lay11				1410	1309	101	7,2 %
P3_lay_13				1478	1439	40	2,7 %

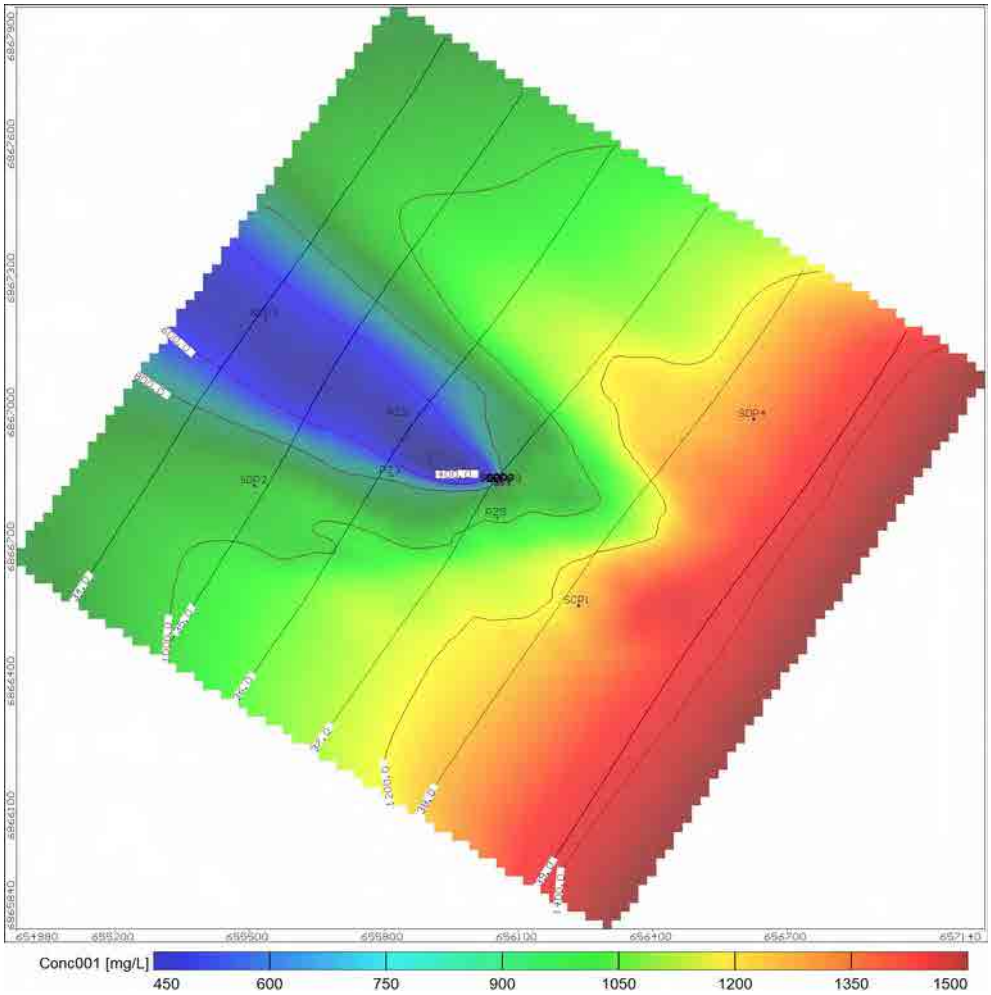


Figure 105: Carte de la distribution des concentrations simulées pour le scénario de gestion centralisée (couche 6)

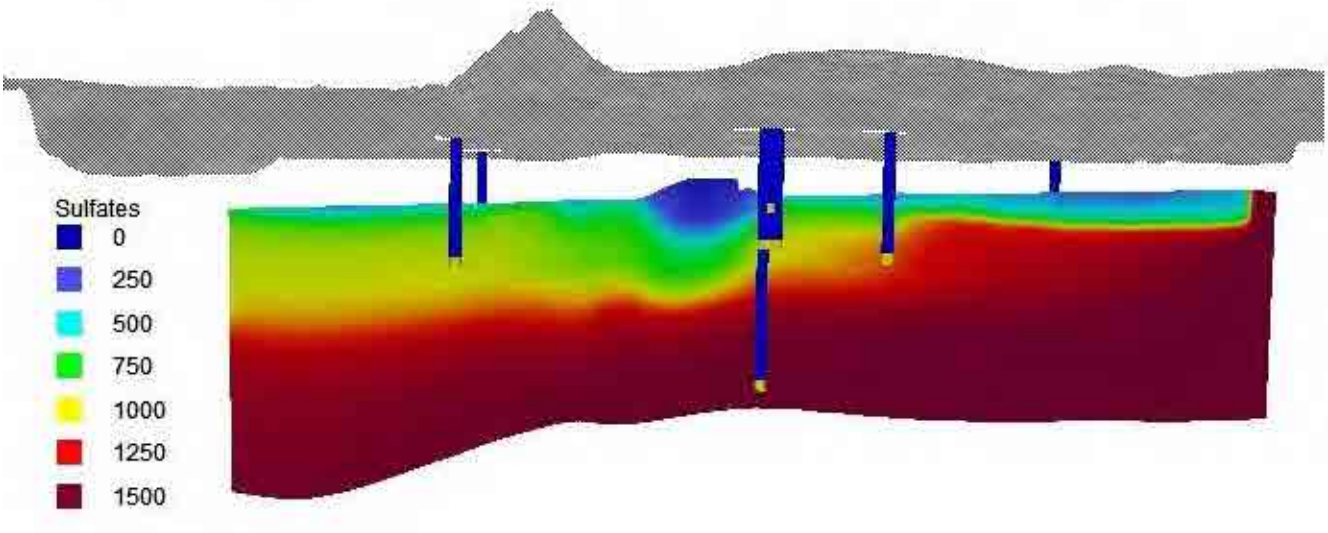


Figure 106: Profil des concentrations simulées pour le scénario de gestion centralisée (couche 6)

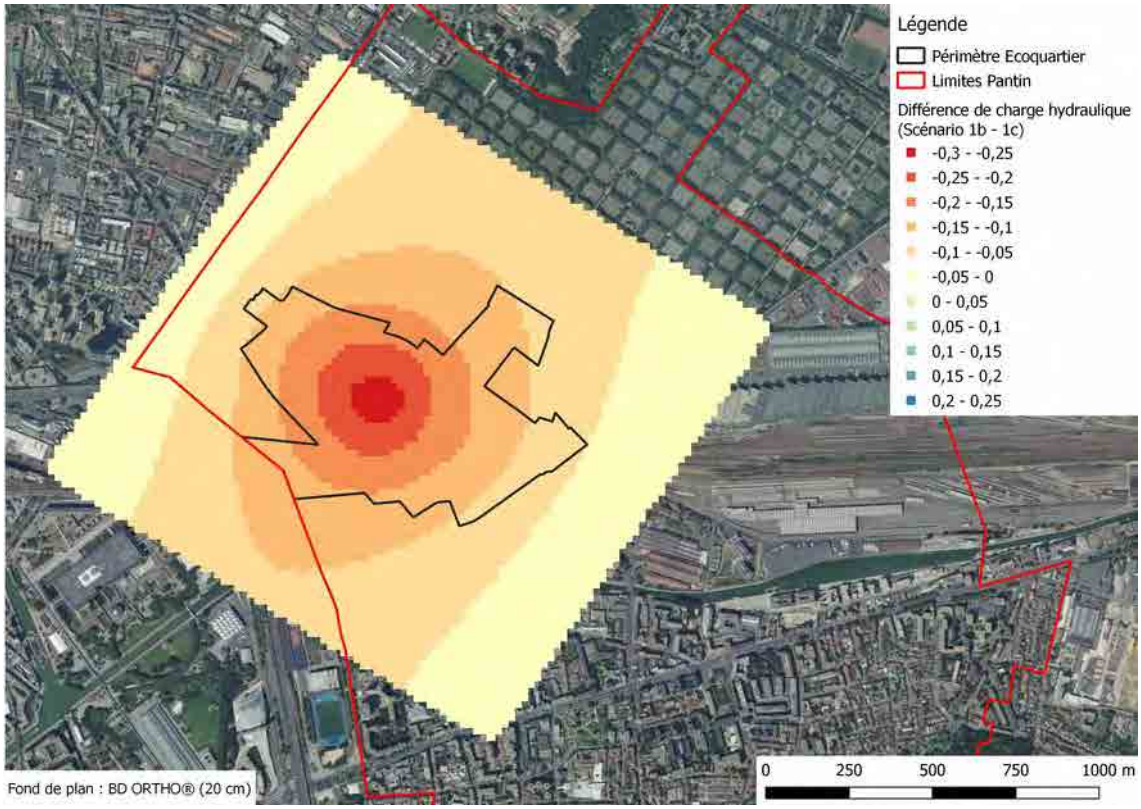


Figure 107: Différence de charge hydraulique entre l'état initial et la gestion centralisée pour la couche 6

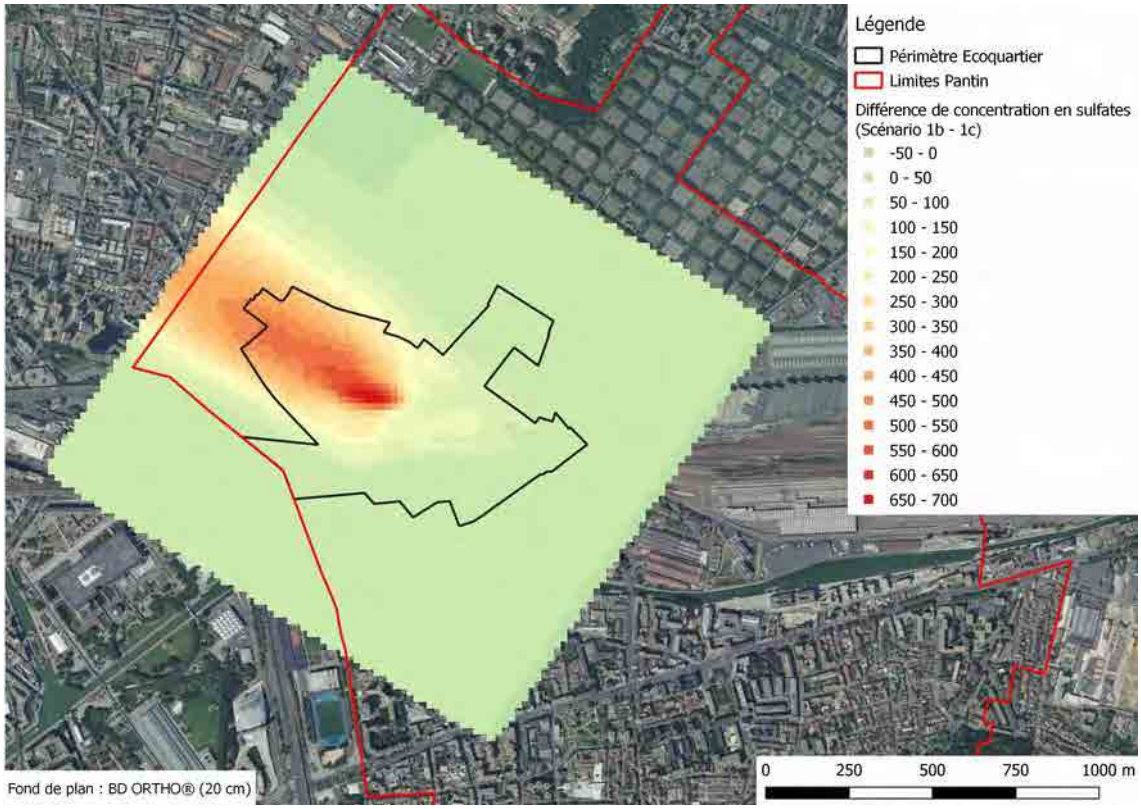


Figure 108: Différence de concentrations entre l'état initial et la gestion centralisée pour la couche 6

4.3.3.5 État aménagé avec gestion diffuse des eaux pluviales

Dans le scénario de gestion diffuse, la recharge est moindre que par rapport au scénario de gestion centralisée, mais elle reste significativement supérieure à l'état initial (+40% pour la zone correspondant au domaine du modèle hydrologique). De plus, elle est, comme son nom l'indique, mieux répartie au sein de la ZAC. Une légère élévation du niveau simulé de la nappe en résulte, mais celle-ci ne dépasse pas les 0,15 m.

La dilution dans la nappe du Saint-Ouen est beaucoup moins marquée que pour la gestion centralisée. A l'aval (P3), les concentrations simulées dans la partie inférieure de l'aquifère du Saint-Ouen sont de 750 mg/L. La dilution au niveau de ce piézomètre n'est ainsi « que » de 20 % au lieu de 50 % pour la gestion centralisée. La dilution est par ailleurs la plus importante dans la partie ouest de la ZAC (30%), et s'atténue en limite occidentale du domaine.

Dans la nappe des Marnes-et-Caillasses, le phénomène de dilution des sulfates reste marginal (inférieur à 3%).

Tableau 52: Charges hydrauliques et concentrations simulées pour le scénario de gestion diffuse

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)			
Cas	Référence	Simulée	Différence	Référence	Simulée	Différence	Dilution
	Zone amont						
P4	38,31	38,34	-0,03	1336	1331	5	0,3 %
P1	38,01	38,06	-0,05	1308	1305	3	0,2 %
	Zone centrale						
P7	36,94	37,03	-0,09	535	523	12	2,2 %
P8	36,83	36,93	-0,10	1084	1019	65	6,0 %
P6	36,80	36,90	-0,10	1084	1019	65	6,0 %
P10_lay11	36,41	36,44	-0,03	1473	1465	9	0,6 %
P10_lay13				1503	1500	3	0,2 %
	Zone aval						
P2	34,80	34,85	-0,04	1031	1007	24	2,3 %
P3	34,04	34,07	-0,02	951	754	197	20,7 %
P3_lay11				1410	1368	42	2,9 %
P3_lay_13				1478	1461	17	1,1 %

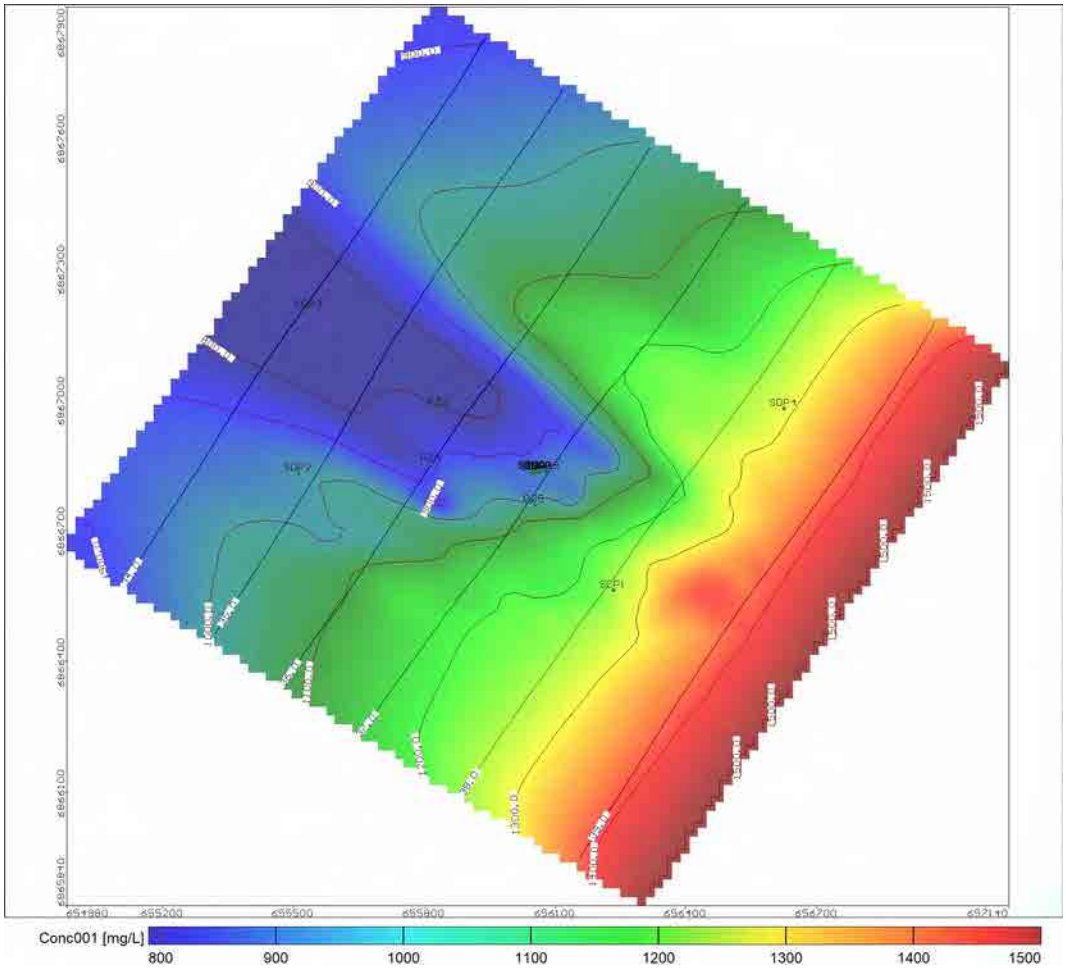


Figure 109: Carte de la distribution des concentrations simulées pour le scénario de gestion diffuse (couche 6)

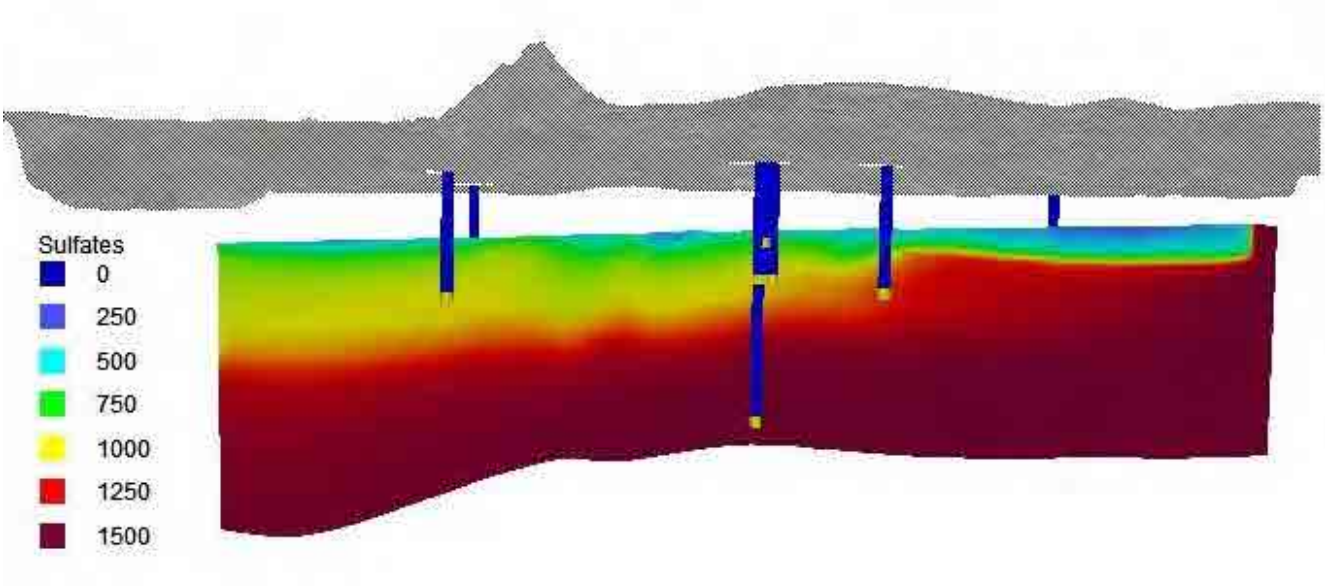


Figure 110: Profil des concentrations simulées pour le scénario de gestion diffuse

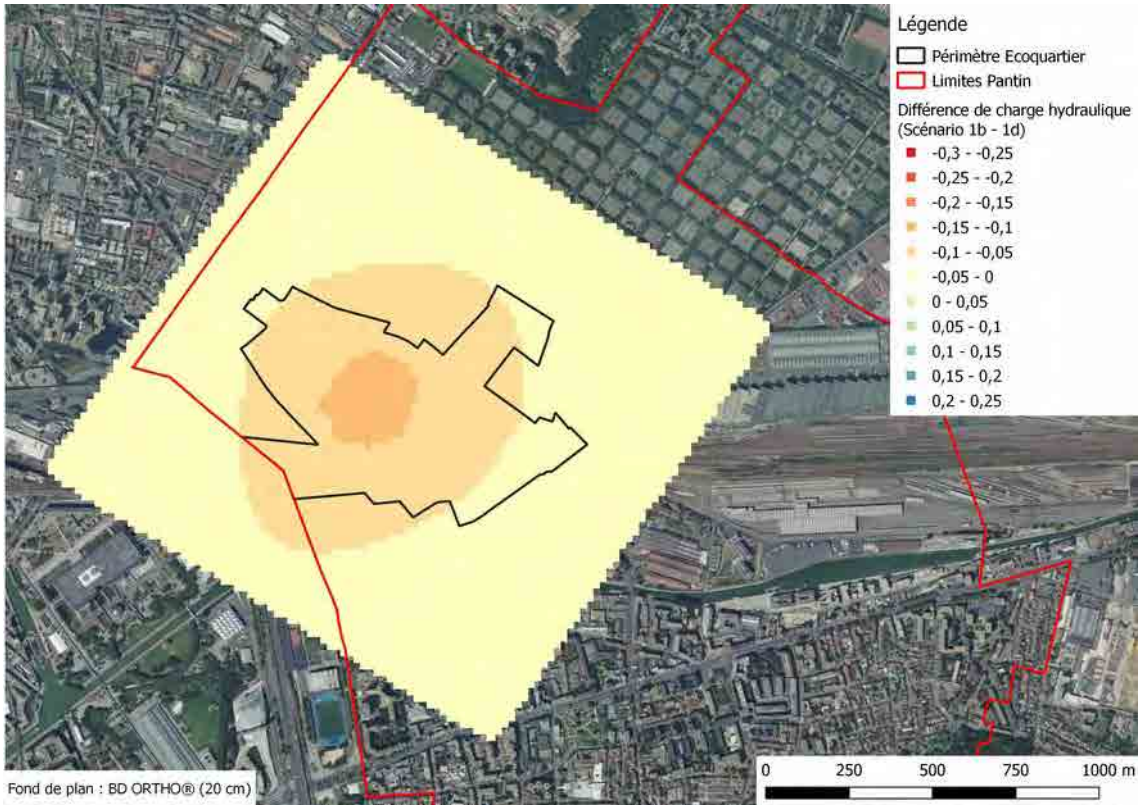


Figure 111: Différence de charge hydraulique entre l'état initial et la gestion centralisée pour la couche 6

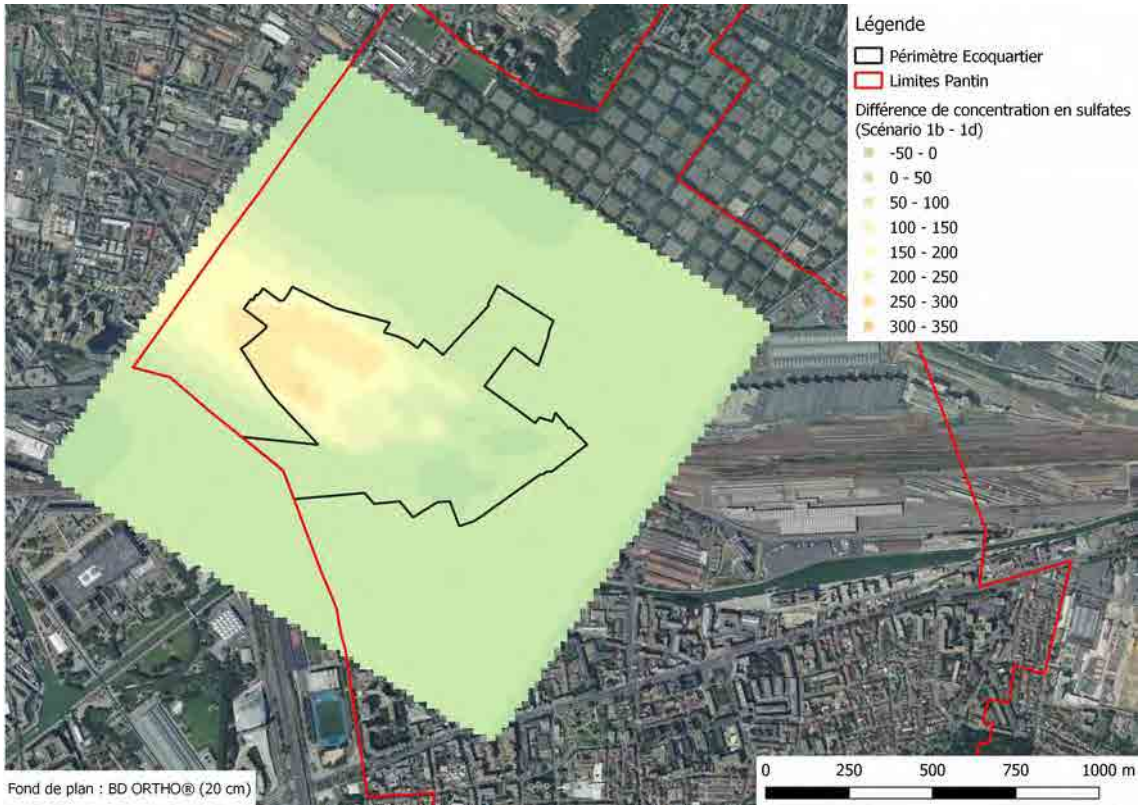


Figure 112: Différence de concentrations entre l'état initial et la gestion centralisée pour la couche 6

4.3.3.6 Impact d'une discontinuité (type fontis)

L'impact d'une discontinuité mettant en communication les différentes formations a été simulée pour l'état initial et pour le scénario de gestion centralisée des eaux pluviales. L'ensemble des documents cartographiques liés à ces simulations sont fournis en Annexe 12. On notera que le profil de concentration passe par la discontinuité, et est donc légèrement décalé par rapport à ceux des simulations présentées précédemment.

Simulation d'une discontinuité de type fontis avec les paramètres de l'état initial

L'introduction d'une discontinuité de type fontis crée une zone de circulation préférentielle entre les eaux d'infiltration et les différentes formations aquifères. Au droit et aux environs de la discontinuité, les charges hydrauliques des nappes du Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses s'équilibrent. La composante verticale de la vitesse d'écoulement devient par ailleurs supérieure à la composante horizontale, si bien que les eaux d'infiltration et les eaux moins minéralisées de la nappe du Saint-Ouen pénètrent dans la nappe des Marnes-et-Caillasses. Ce flux d'eau peu minéralisée provoque une dilution des concentrations dans la nappe des Marnes-et-Caillasses, et un panache d'eau moins minéralisée se propage à l'aval de la discontinuité (Figure 113).

A proximité de la discontinuité, les concentrations diminuent de plus de 350 mg/L dans la partie supérieure des Marnes-et-Caillasses. Le panache de dilution s'atténue au fur et à mesure que la distance augmente, mais la concentration reste inférieure de 150 mg/L dans la nappe des Marnes-et-Caillasses (dilution d'environ 10%) au niveau du piézomètre P3, situé à 300 m à l'aval de la discontinuité. Les concentrations dans la nappe du Saint-Ouen sont en revanche peu affectées par cette discontinuité.

Une simulation supplémentaire a été réalisée en considérant que la discontinuité n'affecte « que » les formations des Marnes-et-Caillasses, des Sables de Beauchamp et de la partie inférieure du Calcaire de Saint-Ouen (couches 6 à 13). Cela n'a que peu d'influence sur la dilution des concentrations dans les Marnes-et-Caillasses, ce qui montre que les phénomènes de dilution simulés sont essentiellement dus à la mise en communication des nappes du Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses, par une « fenêtre » de forte perméabilité.

Tableau 53: Charges hydrauliques et concentrations simulées pour l'état initial avec une discontinuité de type fontis

Cas	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)			
	Référence	Simulée	Différence	Référence	Simulée	Différence	Dilution (%)
P4	38,31	38,29	0,02	1336	1341	-5	-0,4 %
P1	38,01	37,99	0,02	1308	1314	-5	-0,4 %
P7	36,94	36,91	0,04	535	546	-11	-2,0 %
P8	36,83	36,79	0,04	1084	1099	-15	-1,3 %
P6	36,80	36,76	0,04	1084	1099	-15	-1,3 %
P10_lay11	36,41	36,47	-0,06	1473	1466	7	0,5 %
P10_lay13				1503	1495	9	0,6 %
P2	34,80	34,78	0,02	1031	1037	-5	-0,5 %
P3	34,04	34,03	0,02	951	959	-9	-0,9 %
P3_lay11				1410	1260	**150**	**10,6 %**
P3_lay_13				1478	1314	**164**	**11,1 %**

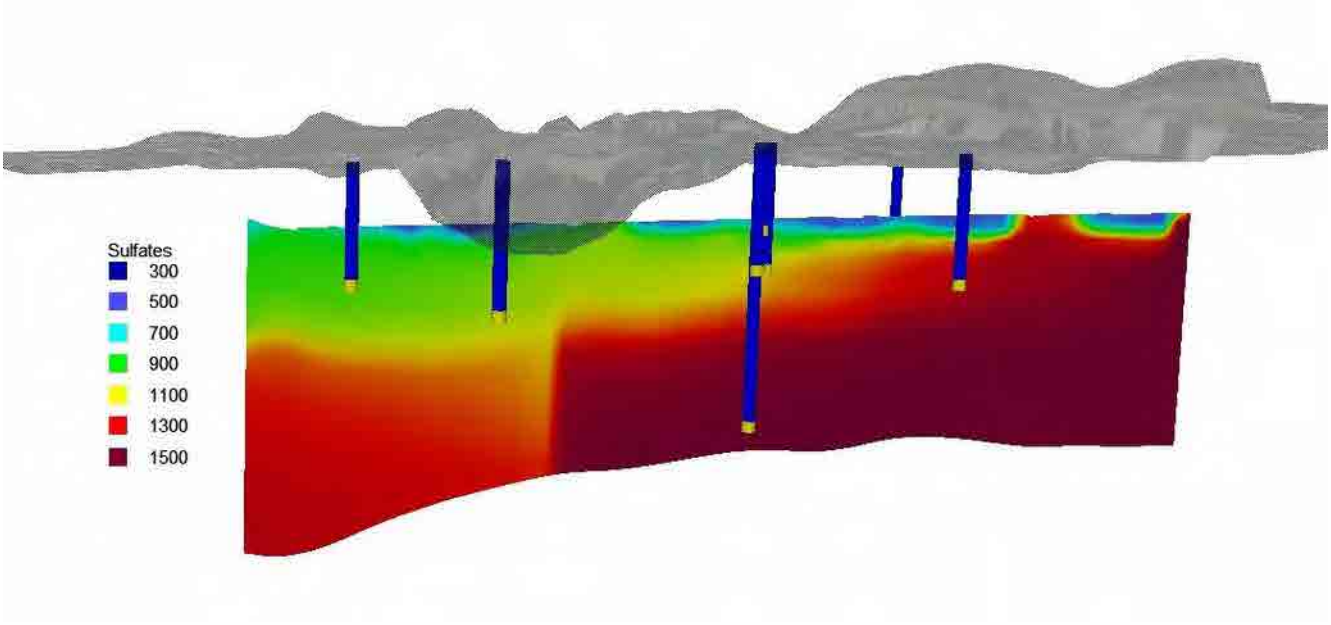


Figure 113: Profil des concentrations simulées pour l'état actuel avec la présence d'une discontinuité

Simulation d'une discontinuité de type fontis avec les paramètres du scénario de gestion centralisée

Dans le cas du scénario de gestion centralisée des eaux pluviales, l'existence d'une discontinuité provoque une dilution des concentrations dans la nappe des Marnes-et-Caillasses bien supérieure à celle obtenue pour l'état actuel.

A proximité de la discontinuité, les concentrations diminuent de plus de 700 mg/L dans la partie supérieure des Marnes-et-Caillasses. Au niveau du piézomètre P3, situé à 300 m à l'aval de la discontinuité, la baisse de concentration est encore d'environ 400 mg/L dans la nappe des Marnes-et-Caillasses (dilution de l'ordre de 30%).

La concentration est en revanche légèrement plus élevée dans la nappe du Saint-Ouen, une part importante du flux d'eau peu minéralisée issue de l'ouvrage central migrant dans la nappe des Marnes-et-Caillasses,

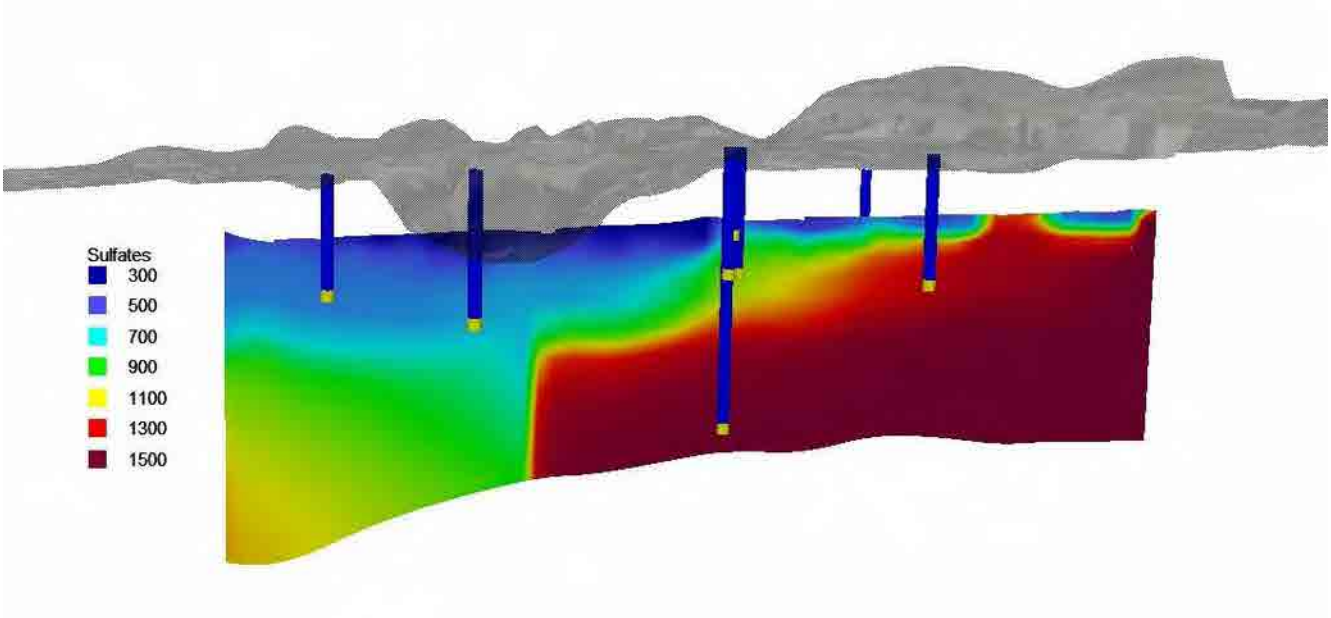


Figure 114: Profil des concentrations simulées pour le scénario de gestion centralisée avec la présence d'une discontinuité

Tableau 54: Charges hydrauliques et concentrations simulées pour le scénario de gestion centralisée avec une discontinuité de type fontis

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)			
Cas	Référence	Simulée	Différence	Référence	Simulée	Différence	Dilution
	Zone amont						
P4	38,37	38,35	0,01	1328	1331	-3	-0,2 %
P1	38,12	38,10	0,02	1300	1302	-3	-0,2 %
	Zone centrale						
P7	37,21	37,16	0,05	487	506	-19	-3,9 %
P8	37,07	37,02	0,05	957	970	-13	-1,3 %
P6	37,04	37,00	0,05	957	970	-13	-1,3 %
P10_lay11	36,46	36,52	-0,06	1454	1450	4	0,3 %
P10_lay13				1496	1489	8	0,5 %
	Zone aval						
P2	34,89	34,86	0,03	984	995	-12	-1,2 %
P3	34,09	34,07	0,03	513	553	**-41**	**-7,9 %**
P3_lay11				1309	937	**372**	**28,4 %**
P3_lay_13				1439	1020	**419**	**29,1 %**

Synthèse sur les effets des discontinuités

L'introduction d'une discontinuité crée une zone de circulation préférentielle entre les eaux d'infiltration et les différentes formations aquifères. Les simulations réalisées, en particulier avec le scénario de gestion centralisée des eaux pluviales, montre qu'un panache d'eau moins minéralisée pénètre dans la nappe des Marnes-et-Caillasses, alors que cette nappe était préservée des phénomènes de dilution lorsque l'écran médian des Sables de Beauchamp était systématiquement présent.

On notera que les hypothèses prises pour représenter cette discontinuité sont très « pénalisantes ». La discontinuité est en effet de gros diamètre (section carrée de 20 m de côté), traverse toutes les couches du modèle, et se voit affecter une forte perméabilité (10-3 m/s), qui de plus est isotrope. S'il est relativement peu probable qu'une anomalie de cette ampleur existe dans la zone d'étude, il est en revanche possible que plusieurs discontinuités de plus petite ampleur soient présentes (fontis plus ou moins développés, mais aussi anciens forages d'eau ou sondages mal rebouchés), et que leur impact cumulé soit équivalent. Cela pourrait notamment expliquer que les phénomènes de dilution observés dans les Marnes-et-Caillasses soient plus importants que ce qui a été modélisé. De plus, s'il est très difficile de caractériser ces hétérogénéités, la comparaison des charges hydrauliques des nappes du Saint-Ouen et des nappes des Marnes-et-Caillasses peut permettre d'identifier localement la présence de discontinuités, dans la mesure où l'une des conséquences de ces anomalies est de provoquer une mise à l'équilibre des deux nappes.

4.3.4 Synthèse et discussion

4.3.4.1 Impact de l'aménagement sur les équilibres physico-chimiques

Les simulations réalisées montrent, qu'en l'absence de discontinuité, le scénario de gestion centralisée provoque une augmentation des phénomènes de dilution dans la nappe du Saint-Ouen de l'ordre de 45% au niveau du piézomètre P3, situé à l'aval, alors que cette augmentation n'est "que" de 20% dans le cas du scénario de gestion diffuse. L'impact de ces scénarios sur les concentrations dans les Marnes-et-Caillasses est en revanche beaucoup plus faible, avec des augmentations respectives de 7 et 3% en partie supérieure de l'aquifère.

Si l'on compare à présent l'incidence de ces scénarios d'aménagement avec un état de référence en absence d'aménagement (recharge obtenu pour le profil d'espace vert), le scénario de gestion centralisée conduit toujours à une augmentation des phénomènes de dilution dans la nappe du Saint-Ouen (de l'ordre de 20%), alors que ces phénomènes de dilution ont plutôt tendance à être plus faible pour le scénario de gestion diffuse. On notera que cette comparaison est en partie biaisée, car la recharge utilisée en dehors de la zone centrale est supérieure dans le cas de l'état de référence pré-aménagement. Ces résultats montrent tout de même que le scénario de gestion diffuse permet de limiter significativement l'impact de l'infiltration sur les équilibres physico-chimiques, par rapport au scénario de gestion centralisée.

Tableau 55: Comparaison des charges hydrauliques et concentrations obtenues pour les simulations de l'état actuel, des deux scénarios de gestion des eaux pluviales et de l'état pré-aménagement

		Etat initial		Gestion centralisée		Gestion diffuse	
Piezomètre	Conc. Observée (mg/L)	Conc. Simulée (mg/L)	Ecart espace-vert	Ecart état initial	Ecart espace-vert	Ecart état initial	Ecart espace-vert
	Zone amont						
P4	1460	1336	-11,1	0,5	-11,9	0,3	-12,2
P1	1349	1308	-13,6	0,7	-15,0	0,2	-15,5
	Zone centrale						
P7	738	535	-9,6	9,1	-0,6	2,2	-8,2
P8	1197	1084	-11,6	11,7	0,1	6,0	-6,3
P6	1183	1084	-11,6	11,7	0,1	6,0	-6,3
P10_lay11		1473	-2,9	1,3	-1,7	0,6	-2,4
P10_lay13	1322	1503	-1,1	0,5	-0,7	0,2	-0,9
	Zone aval						
P2	957	1031	**-21,0**	**4,6**	**-20,7**	**2,3**	**-23,6**
P3	848	951	**-23,4**	**46,0**	**29,5**	**20,7**	**-3,6**
P3_lay11		1410	**-5,3**	**7,2**	**1,9**	**2,9**	**-2,5**
P3_lay_13		1478	**-2,9**	**2,7**	**-0,3**	**1,1**	**-1,8**

Dans la mesure où la caractérisation géologique du site a permis de montrer qu'il était peu probable que du gypse soit présent dans le Calcaire de Saint-Ouen, et que le gypse était essentiellement présent dans les Marnes-et-Caillasses, ces résultats peuvent laisser penser que l'aggravation du risque de dissolution du gypse est faible quel que soit le scénario considéré. Les tests de sensibilité sur l'influence de la perméabilité des Sables de Beauchamp, ainsi que les modélisations effectuées en prenant en compte une discontinuité de type fontis, indiquent cependant qu'une mise en contact de la nappe du Saint-Ouen et de la nappe des Marnes-et-Caillasses pourraient conduire à une migration d'un panache d'eau peu minéralisée dans la nappe des Marnes-et-Caillasses.

4.3.4.2 Implication pour la gestion des eaux pluviales

Le scénario de gestion centralisée a un impact important sur les équilibres physico-chimiques dans la nappe du Saint-Ouen, mais aussi potentiellement dans la nappe des Marnes-et-Caillasses en cas de discontinuité dans l'écran médian des Sables de Beauchamp. Dans la mesure où du gypse est présent en grande quantité dans les Marnes-et-Caillasses directement à l'aval de l'Ecoquartier, et qu'il existe des incertitudes sur la présence de gypse dans le Calcaire de Saint-Ouen à plus grande distance, il semble préférable d'écarter ce scénario. Qui plus est, l'infiltration concentrée d'eau pluviale conduit à une augmentation des gradients hydraulique, et pourrait poser des problèmes de déstabilisation d'anciennes zones de dissolution situées à proximité immédiate de l'ouvrage d'infiltration.

Le scénario de gestion diffuse permet en revanche de limiter fortement les phénomènes de dilution par rapport au scénario de gestion centralisée. Même en présence de discontinuités, les

concentrations en sulfates et en calcium resteraient dans des gammes de valeur où la dissolution du gypse reste modérée. Les travaux réalisés par l'Ineris sur la dissolution du gypse révèlent en effet que le taux de dissolution du gypse dépend notamment des concentrations de ces deux ions dans la nappe. Lorsque le gypse est en contact d'eau très faiblement minéralisée, la dissolution est maximale. En revanche, le taux de dissolution diminue fortement lorsque les concentrations de ces ions augmentent (Ineris, 2019 ; Zaier, 2021)

Le scénario de gestion diffuse semble donc pouvoir être envisagé, tout en limitant le risque d'aggravation des phénomènes de dissolution du gypse. Outre les nombreuses incertitudes inhérentes à la caractérisation du site et aux travaux de modélisation, l'aménagement de la ZAC Ecoquartier de la Gare doit cependant être pensé dans le cadre plus large de l'aménagement de la commune de Pantin et des communes environnantes. Il convient en effet d'éviter que les impacts cumulés de plusieurs projets d'aménagement conduisent à une plus grande dilution des concentrations en sulfates et en calcium dans les nappes. Il pourrait ainsi être opportun de viser un scénario permettant de réduire encore davantage la recharge, pour la maintenir à son état actuel (scénario « alternatif » mentionné précédemment).

Enfin, on retiendra que la présence de discontinuités dans l'écran médian des Sables de Beauchamp peut significativement augmenter les interactions entre la nappe du Calcaire de Saint-Ouen et la nappe des Marnes-et-Caillasses, et ainsi aggraver le risque de dissolution du gypse provoqué par l'infiltration des eaux pluviales. Il conviendra donc de veiller tout particulièrement à éviter toute mise en communication de ces deux aquifères, notamment en rebouchant les sondages dans les règles de l'art et en veillant à ce que les piézomètres soient convenablement équipés.

4.3.4.3 Limites méthodologiques

Les modélisations hydrogéologiques réalisées ont permis d'étudier l'impact de différents scénarios de recharge sur les écoulements et le transport de soluté. Bien que les tests de sensibilité effectués aient permis de s'assurer de la pertinence des résultats obtenus, ceux-ci restent entachés d'un certain nombre d'incertitudes. L'import de la recharge dans le modèle hydrogéologique implique en particulier que les incertitudes liées à la modélisation de la recharge vont se cumuler à celles liées à la modélisation des écoulements, puis du transport de soluté.

La modélisation du transport conservatif, et non du transport réactif, intégrant la dissolution du gypse, apparaît comme l'une des principales limites de ce travail de modélisation. Ce choix est cependant conforté par les très faibles quantités de gypse identifiées dans les formations peu profondes, et par le fait que le panache d'eau peu minéralisée migre peu dans la formation des Marnes-et-Caillasses, qui contient du gypse, notamment à l'aval de la zone d'étude où de grandes épaisseurs sont présentes. Il pourrait néanmoins être intéressant, dans des perspectives de travaux de recherche futurs, d'utiliser les champs de recharge modélisés pour simuler l'impact de différents scénarios d'aménagement sur les bancs de gypse situés à l'aval du site dans les Marnes-et-Caillasses, ou bien sur des lentilles de gypse fictives situées dans le Calcaire de Saint-Ouen. Le modèle développé par l'Ineris et utilisé dans le cadre des travaux du groupe de travail sur l'infiltration des eaux pluviales en zone gypseuse pourrait, par exemple, être utilisé (Ineris 2019).

Les tests effectués ont montré la grande sensibilité du modèle à la perméabilité des différentes formations géologiques. Il existe par ailleurs des fractures, voire des réseaux karstiques, qui constituent des axes d'écoulement préférentiel. Il avait été initialement envisagé de réaliser un essai de traçage hydrogéologique afin de mieux caractériser les vitesses d'écoulement et d'estimer certains paramètres conditionnant le transport, comme le coefficient de dispersion. Un traceur devait être injecté dans un ou plusieurs piézomètres à l'amont du plot d'essai de pompage, et le fluorimètre de terrain, servant à enregistrer l'arrivée des traceurs, devait être installé dans le puits de pompage. En raison des travaux liés à la base arrière du Charles-de-Gaulle Express, le puits de pompage a cependant été inaccessible pendant de longs mois, et l'essai de traçage n'a pas pu être réalisé. La réalisation d'un tel essai aurait cependant été très utile pour mieux caractériser les paramètres liés au transport de soluté, et il serait important de le prévoir, si des travaux futurs de modélisation étaient envisagés.

Réaliser simultanément une modélisation convenable des niveaux de nappe et des concentrations observés s'est avéré difficile. L'ampleur des phénomènes de dilution observés dans la nappe du Calcaire de Saint-Ouen n'a ainsi pas été exactement reproduite, et la concentration simulée pour les Marnes-et-Caillasses est surestimée par rapport aux observations. La minéralisation des eaux d'infiltration n'a par ailleurs pas été prise en compte. Si l'utilisation d'une eau d'infiltration déminéralisée constitue une hypothèse sécuritaire, puisque cela va amplifier l'impact d'une augmentation de la recharge sur la dilution des concentrations en sulfates, cela constitue néanmoins un biais pour la simulation de l'état initial. L'étude de la physico-chimie des remblais laisse en effet penser que les eaux d'infiltration se chargent en sulfates lorsqu'elles percolent dans les remblais. L'attribution d'une concentration non nulle pour les eaux d'infiltration nécessiterait de modifier certains paramètres du modèle, et en premier lieu d'abaisser la perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen, ce qui amplifierait les phénomènes de dilution, mais accroîtrait l'écart entre la perméabilité utilisée et celle mesurée lors de l'essai de pompage.

Cette difficulté pour reproduire les phénomènes de dilution est en partie due à la sensibilité du modèle à la perméabilité des différentes formations, et à la méconnaissance d'autres paramètres liés au transport de soluté. Cependant, elle peut également s'expliquer par les hypothèses simplificatrices utilisées pour simuler la recharge. Les fuites de réseau, bien que suspectée, n'ont notamment pas été prises en compte, alors qu'elles peuvent constituer un apport d'eau peu chargée en sulfates et ainsi contribuer significativement aux phénomènes de dilution. D'autre part, les résultats des modélisations de la recharge suggèrent que la dynamique temporelle de la recharge n'est pas forcément bien reproduite. En effet, la saisonnalité des chroniques simulées est très largement atténuée. Ce résultat est très probablement lié à la description de la ZNS comme un milieu homogène (faute de véritable connaissance de ses propriétés hydrodynamiques). Cette approche ne tient donc pas compte d'éventuelles circulations préférentielles dans la ZNS susceptibles de réduire le temps de transfert de l'eau, et par extension de réduire la minéralisation de ces eaux d'infiltration.

En ce qui concerne les concentrations observées dans les Marnes-et-Caillasses, il est possible qu'il existe des discontinuités ponctuelles à l'amont du piézomètre P10, qui contribuent à mettre en communication cette nappe avec la nappe du Saint-Ouen. Cela pourrait expliquer que les concentrations en sulfates soient plus faibles que ce qui a été simulé, mais cela ne semble guère cohérent avec les très faibles concentrations en nitrates mesurées dans ce piézomètre. Les concentrations en sulfates à saturation dépendent aussi des autres ions en solution ainsi que de minéraux insolubles présents dans le gypse, tels que la calcite, la dolomite et la magnésite (Zaier, 2021). Au contact d'une eau chargée en ions calcium et en ions hydrogénocarbonates, l'équilibre thermodynamique avec le gypse peut être atteint pour des concentrations en sulfates inférieures à 1500 mg/L, voire 1200 mg/L pour le cas le plus extrême étudié par Zaier. On peut ainsi se demander si les concentrations en sulfates mesurées dans le piézomètre P10 ne correspondent pas à un état de saturation vis-à-vis du gypse. Cette explication aurait l'avantage de ne pas rentrer en contradiction avec les faibles concentrations en nitrates. Cependant, les concentrations en ions calcium et en ions hydrogénocarbonates sont certes élevées, mais ne présentent pas de grosses différences avec celles mesurées dans les piézomètres crépinés dans le Calcaire de Saint-Ouen. D'autre part, la seule analyse réalisée dans le piézomètre du SEDIF, situé à l'amont et crépiné dans les formations du Lutétien, témoigne de concentrations en sulfates élevées (1570 mg/L).

En tout état de cause, il serait intéressant de poursuivre l'étude de l'influence de discontinuités plus nombreuses, mais de plus petites dimensions, sur les interactions entre ces deux nappes. Cela nécessiterait cependant de modifier la discrétisation spatiale, pour pouvoir, par exemple, simuler la mise en communication des deux nappes due à un forage mal rebouché.

5 Conclusion

Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet de recherche ont permis d'aboutir aux éléments de synthèse détaillés ci-dessous. Ils permettent également d'envisager des perspectives en termes de travaux de recherches et de débouchés plus opérationnels.

5.1 Synthèse

Les méthodes déployées ont permis d'acquérir une connaissance fine de la géologie ainsi que des fonctionnements hydrogéologiques et géochimiques du site. L'exploitation des données géologiques a permis de montrer qu'il était peu probable que du gypse soit présent en proportion significative dans les Marnes Infragypseuses ou dans le Calcaire de Saint-Ouen. Ainsi, le gypse ne serait présent que dans les Marnes-et-Caillasses, soit à plus de 35 mètres de profondeur.

D'un point de vue hydrogéologique, la zone d'étude se caractérise par une superposition de formations aquifères, séparées par des horizons peu perméables, mais entre lesquelles des interactions existent néanmoins. La nappe du Saint-Ouen (nappe phréatique) s'écoule du Sud Est vers le Nord Ouest selon un gradient de l'ordre de 4‰, et il existe une différence de charge d'environ 0,4 m entre cette nappe et la nappe des Marnes-et-Caillasses (gradient hydraulique descendant).

Sur le plan géochimique, les nappes du Saint-Ouen et des Marnes-et-Caillasses ont un faciès hyper-sulfaté calcique. Dans la nappe du Saint-Ouen, les concentrations en sulfates diminuent de l'amont vers l'aval alors que les concentrations en nitrates augmentent, suggérant que la dilution des concentrations en sulfates est due à des apports anthropiques.

Par ailleurs, la grande épaisseur de zone non saturée (plus de 10 mètres), la présence de couches marneuses peu perméables et l'existence d'une fraction importante de sulfates lixiviables dans les remblais permet vraisemblablement aux eaux d'infiltration de se charger en sulfates lors de leur percolation, s'opposant ainsi à la dilution de la nappe par un pôle anthropique.

L'incidence de l'aménagement de l'écoquartier sur la recharge de la nappe a été évaluée à partir d'un modèle hydrologique. Les résultats de ces modélisations font apparaître une augmentation de la recharge par rapport à l'état actuel, quel que soit le scénario d'aménagement envisagé. Le recours à une gestion diffuse permet cependant de limiter l'incidence de l'aménagement sur la recharge, et de se rapprocher sensiblement d'un état de référence « naturel ». Une simulation complémentaire (« scénario alternatif ») montre que la mise en place de dispositifs réduisant davantage le ruissellement permettrait d'atteindre une recharge proche de celle de l'état actuel.

La recharge spatialisée obtenue pour l'état initial et les deux scénarios d'aménagement a été importée dans un modèle hydrogéologique, afin de reproduire les phénomènes de dilution observée actuellement et d'estimer l'impact des scénarios d'aménagement sur les équilibres physico-chimiques. Ces modélisations montrent que l'impact est faible pour le scénario de gestion diffuse (dilution de 20 % dans la nappe du Saint-Ouen et négligeable dans la nappe des Marnes-et-Caillasses). Pour le scénario de gestion concentrée, la dilution des concentrations en sulfates est importante dans la nappe du Saint-Ouen (50%), et non négligeable dans la nappe des Marnes-et-Caillasses. Les modélisations montrent par ailleurs que la présence de discontinuités locales, telles que celles provoquées par un ancien fontis, pourrait conduire à une forte dilution des concentrations en sulfates dans les Marnes-et-Caillasses, et ainsi faire peser un risque de dissolution sur les bancs de gypse présents dans les Marnes-et-Caillasses à l'aval de la zone d'étude.

Au droit de l'Ecoquartier de la Gare, l'ensemble de ces résultats converge pour estimer que le risque de dissolution du gypse lié à l'infiltration des eaux pluviales est faible. Dans la mesure où le scénario de gestion centralisée peut cependant générer une aggravation du risque de dissolution du gypse présent à l'aval hydrogéologique du site, ce scénario doit être écarté au profit du scénario de gestion diffuse. Le « scénario alternatif » de gestion des eaux pluviales permettant de limiter encore d'avantage la recharge pourrait par ailleurs être envisagé. L'aménagement de la ZAC Ecoquartier de la Gare doit en effet être pensé dans le cadre plus large de l'aménagement de la commune de Pantin

et des communes environnantes. Ce « scénario alternatif » permettrait de limiter le risque que, à terme, les impacts cumulés de plusieurs projets d'aménagement puissent provoquer une trop forte dilution des concentrations en sulfates.

5.2 Perspectives

- **Perspectives relevant du domaine de la recherche**

Les approches adoptées pour l'évaluation des impacts pour différents scénarios d'aménagement reposent sur des hypothèses simplificatrices, en partie dues à la méconnaissance de certains phénomènes. Une meilleure caractérisation de ces phénomènes constitue un levier important pour réduire les incertitudes des modélisations. La Figure 115 présente un schéma conceptuel des flux d'eau (bleu) et de matière (rouge) au niveau de la zone d'étude, avec les niveaux d'incertitude associés à la connaissance de ces flux. Si certains flux peuvent être assez facilement quantifiés par des mesures directes (précipitations), il est en général nécessaire de recourir au calcul ou à la modélisation pour estimer la plupart des autres flux. La compréhension du rôle des hétérogénéités, et leur prise en compte dans les modélisations, est particulièrement utile pour mieux modéliser les flux transitant dans la zone non saturée, ainsi que les interactions entre les différents aquifères. Une meilleure connaissance des fuites de réseaux et de leur impact constitue aussi un enjeu important.

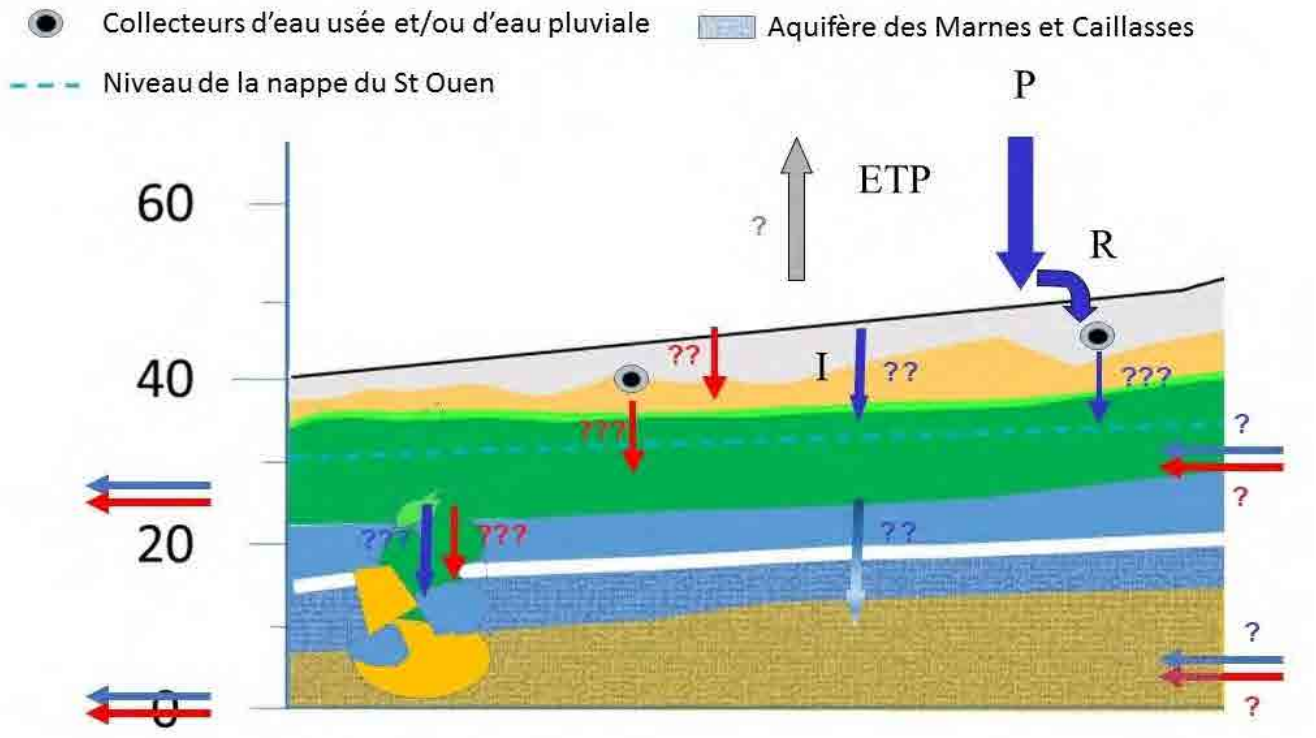


Figure 115: Schéma conceptuel des flux d'eau (bleu) et de matière (rouge) dans la zone d'étude, avec les niveaux d'incertitudes associés à ces flux.

Les résultats des modélisations hydrologiques suggèrent que la dynamique temporelle de la recharge n'est pas forcément bien reproduite. En effet, la saisonnalité des chroniques simulées est très largement atténuée. Cette faible variabilité de la recharge simulée semble incompatible avec les variations de niveau de nappe observées. Ce résultat est très probablement lié à la description de la ZNS comme un milieu homogène (faute de véritable connaissance de ses propriétés hydrodynamiques). Cette approche ne tient en effet pas compte d'éventuelles circulations

préférentielles dans la ZNS susceptibles de réduire le temps de transfert de l'eau, ce qui influe à la fois sur le flux d'eau, mais aussi sur la minéralisation de ces eaux d'infiltration.

De même que pour la ZNS, les hétérogénéités rencontrées dans la zone saturée sont très difficiles à décrire et par la même à intégrer dans un modèle, alors qu'elles vont exercer une influence déterminante sur les écoulements des eaux souterraines et le transport des solutés. Il serait intéressant de poursuivre les travaux réalisés dans cette étude, en étudiant, par exemple, l'influence de discontinuités plus nombreuses, mais de plus petites dimensions, sur les interactions entre la nappe du Saint-Ouen et la nappe des Marnes-et-Caillasses.

Les calages des modèles hydrologiques et hydrogéologiques ont par ailleurs été rendus compliqués par les difficultés que l'on rencontre pour caractériser l'influence des pôles anthropiques. Les fuites de réseau, bien que suspectées, n'ont notamment pu être introduites, alors qu'elles peuvent potentiellement jouer un rôle clé dans le bilan hydrologique de l'état initial. Si le fait de ne pas prendre en compte ces fuites constitue une approche sécuritaire, une meilleure caractérisation de ce phénomène constitue un enjeu important, que ce soit pour la gestion du risque de dissolution du gypse ou pour la préservation de la qualité des eaux souterraines.

- **Perspectives opérationnelles**

En parallèle de travaux qui pourraient être engagés pour avancer sur la résolution de ces verrous scientifiques, il importe aussi de traduire en termes opérationnels les résultats de ce projet de recherche, afin qu'il puisse permettre d'évaluer la faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales sur d'autres sites. Il existe en effet souvent un décalage entre l'hyper paramétrisation des outils de modélisation et la connaissance dont on dispose en général, localement, du sous-sol, si bien que de telles approches de modélisations ne peuvent que rarement être envisagées. Ainsi, les enseignements tirés de ce projet de recherche pourront enrichir les réflexions du groupe de travail l'infiltration des eaux pluviales en zone gypseuse, piloté par la DRIEE, et contribuer à la définition d'une doctrine régionale, ainsi qu'à des préconisations techniques.

Ces travaux ont mis en évidence l'importance de bien caractériser la géologie d'un site, ainsi que ses fonctionnements hydrogéologiques et géochimiques, mais aussi les carences de certaines études. Il serait ainsi fort utile d'établir des préconisations techniques pour cadrer la méthode d'évaluation de la faisabilité de l'infiltration des eaux pluviales en zone de gypse. Ces préconisations pourraient notamment comprendre des demandes relatives à la réalisation de sondages pour quantifier précisément le gypse présent, de piézomètres pour déterminer les sens d'écoulement, d'analyses physico-chimiques pour déterminer le faciès géochimique (notamment le niveau de saturation des eaux en sulfates), ou encore des essais de perméabilité. Outre le type de reconnaissances à réaliser, il semble également nécessaire de fournir des éléments de « bonne pratique », afin de s'assurer de la qualité des reconnaissances, mais aussi d'éviter la mise en communication des nappes (rebouchage des sondages ; équipement approprié des piézomètres).

Si une bonne caractérisation du site devrait pouvoir permettre d'envisager l'infiltration des eaux pluviales dans de nombreux cas sans recourir à de lourds travaux de modélisation, il semble néanmoins important d'observer certaines précautions, d'autant plus que l'impact d'une généralisation des pratiques d'infiltration dans les zones à risque reste méconnu. Les résultats de ces travaux montrent clairement que l'infiltration centralisée doit être écartée dans les contextes où il existe un risque que l'accroissement de la recharge induise des désordres géotechniques. Le recours à une gestion diffuse des eaux pluviales doit donc autant que possible être recherché. A surface imperméabilisée équivalente, le recours à des ouvrages d'infiltration présentant des ratios entre surface d'infiltration et surface d'apport importants ne suffit vraisemblablement pas à limiter efficacement l'accroissement de la recharge induit par l'infiltration. Si cette approche reste pertinente, elle doit donc être associée à des choix d'aménagement permettant de réduire les volumes de ruissellement à gérer dans les ouvrages, en limitant l'imperméabilisation et en favorisant la rétention et l'évapo(transpi)ration au niveau des surfaces urbaines.

Références bibliographiques

Abel S. (2015). Building rubble composed soils:contamination status and sulfate release. PhD Thesis, Technischen Universit¨at Berlin, 84 p.

Barton A. F. and N. N. Wilde (1971). “Dissolution rates of poly crystalline samples of gypsum andorthorhombic forms of calcium sulphate by a rotating disc method,” Trans. Faraday Soc. 67, 3590–3597

Berthier, E., Dumont, E., Kreziak, C., Sage, J., Mosini, M.-L., & Rodriguez, F. (2018). Interactions entre les aménagements urbains, la nappe superficielle et les conditions de rejets des eaux pluviales : Cas d’étude sur le futur campus urbain du Moulon.

Bhaskar, A.S., Beesley, L., Burns, M.J., Fletcher, T.D., Hamel, P., Oldham, C.E., Roy, A.H. (2016a). Will it rise or will it fall? Managing the complex effects of urbanization on base flow. Freshwater Sci. 35 (1), 293–310. https://doi.org/10.1086/685084

Bonneau, J., Fletcher, T. D., Costelloe, J. F., & Burns, M. J. (2017). Stormwater infiltration and the ‘urban karst’ – A review. Journal of Hydrology, 552, 141-150. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.043

Briais J. (2015). Le Cénozoïque du bassin de Paris : un enregistrement sédimentaire haute résolution des déformations lithosphériques en régime de faible subsidence. Sciences de la Terre. Université Rennes 1, 2015. Français. NNT : 2015REN1S002. Tel-01174648. 451p.

Brisebarre M. (2010). La construction en zone de dissolution du gypse : exemple de la région parisienne. Mémoire diplôme Ingénieur CNAM, 195p., hors annexes.

Brooks, R., & Corey, A. (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology Papers, Colorado State University, 3, 37 pp.

Caron B. (1976). Etude lithologique du calcaire de Saint-Ouen dans la région parisienne. Quelques conséquences d’ordre géotechnique. Rapport de recherche n°55 des Laboratoires des Ponts et Chaussées, 164 pp.

Cerema-Ineris (2017). Dissolution naturelle du gypse dans le sous-sol - Analyse et gestion des aléas mouvements de terrain » - Ref Ineris 17-164710-03375A, 2017, 34p.

Colombani J. (2013). Dissolution measurement free from mass transport, Pure Appl. Chem., Vol. 85, No. 1, pp. 61–70.

Charmoille, A. (2011). Etude des processus de dissolution affectant le sous-sol du bois de la Tussion (Seine-Saint-Denis), évaluation de l’aléa et proposition de solutions d’aménagements adaptées. Technical report, Ineris, Verneuil-en-Halatte, France.81p.

Charmoille, A. Lecomte A., Kreziak, C., Dissolution naturelle du gypse dans le sous-sol : Analyse et gestion des aléas mouvements de terrain de type affaissement et effondrement, Ineris 17-164710-03375A

Charmoille A, Dumont E, Gaumet F., Pratesi V. (2021). Marché de recherche et développement sur la dissolution du gypse - Synthèse des principaux résultats. Rapport de recherche.

Congedo, L. (2016). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 6.0.1.1. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1

Davion M. (1953), “Etude sur la vitesse de dissolution des sels cristallisés,” Ann. Chim. Phys. 12 (8), 259–295.

Delesse M., 1862. Carte hydrogéologique du département de la Seine. Paris.

Deng, S., Zhang, X., Shao, Z., Yan, W., Chai, H., & He, Q. (2018). An integrated urban stormwater model system supporting the whole life cycle of sponge city construction programs in China. Journal of Water and Climate Change, 10(2), 298-312. https://doi.org/10.2166/wcc.2018.197

Dewers T. and M. Raines “Reply to comment on: mixed transport/reaction control of gypsum dissolution kinetics,” Chem. Geol. 168, 275–278 (2000).

Diffre P., 1969. Géologie dynamique – Hydrologie de Paris et sa banlieue. Thèse de Doctorat, Paris, 345 p.

Diffre P. (1970). Carte hydrogéologique de Paris au 1/50 000. BRGM.

Elliott, A. H., & Trowsdale, S. A. (2007). A review of models for low impact urban stormwater drainage. Environmental Modelling & Software, 22, 394-405. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.005

Endreny, T., & Collins, V. (2009). Implications of bioretention basin spatial arrangements on stormwater recharge and groundwater mounding. Ecological Engineering, 35(5), 670-677. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.017

ERG Environnement (2009). Terrain ferrovière de la gare de marchandises de Pantin – Diagnostic de site "potentiellement" pollué.

Feddes, R. A., Kabat, P., Bakel, P. J. T. V., Bronswijk, J., & Halbertsma, J. (1988). Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone—State of the art. Journal of Hydrology, 100, 69-111. https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90182-5

Fontes J-Ch. (1982). Progression des recherches, fluctuations des idées sur la genèse du gypse parisien. Faits, concepts et dogmatisme : suivi des Interventions de G.Gohau et G.Busson. Travaux du Comité Comité français d’Histoire de la Géologie, 1982, 1ère série, pp.16-32. Hal-00951357 (2014).

Fouché O., Hirschauer A. (2007). Evolution piézométrique de la nappe phréatique de Seine-Saint-Denis et zonage d'infiltrabilité. Nat. Meet. Hydrogéologie en milieu urbain, CFH-AIH, Comité Français d'Hydrogéologie. Lyon, France.

Guillocheau F., Robin C., Allemand P., Bourquin S., Brault N., Dromart G., Friedenberg R., Garcia J.-P., Gaulier J.-M., Gaumet F., Grosdoy B., Hanot F., Le Strat P., Mettraux M., Nalpas T., Prijac C., Rigollet C., Serrano O. & Grandjean G. (2000). Meso-Cenozoic geodynamic evolution of the Paris Basin: 3D stratigraphic constraints. Geodynamica Acta, 2000, v. 13, pp.189-246.

Göbel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W. F., & Coldewey, W. G. (2004). Near-natural stormwater management and its effects on the water budget and groundwater surface in urban areas taking account of the hydrogeological conditions. Journal of Hydrology, 299(3–4), 267-283. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.013

Hoghooghi, N., Golden, H., Bledsoe, B., Barnhart, B., Brookes, A., Djang, K., Halama, J., McKane, R., Nietch, C., & Pettus, P. (2018). Cumulative Effects of Low Impact Development on Watershed Hydrology in a Mixed Land-Cover System. Water, 10(8), 991. https://doi.org/10.3390/w10080991

Ineris (2019). Modélisations numériques 2D de la dissolution du gypse. Ineris - 176441 -562530 - v2.0, 30/07/2019.

Jeschke A.A., K. Vosbeck, and W. Dreybrodt (2001). “Surface controlled dissolution rates of gypsum in aqueouss olutions exhibit nonlinear dissolution kinetics,” Geochim. Cosmochim. Acta 65(1),27–34. Kuechler R. et al. (2004). Investigation of gypsum dissolution under saturated and unsaturated waterconditions Ecological Modelling 176 (2004) 1–14.

Lamé, A., 2013. Modélisation hydrogéologique des aquifères de Paris et impacts des aménagements du sous-sol sur les écoulements souterrains. Thèse de doctorat. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Lebedev A. L.and A. V. Lekhov (1989). “Kinetics of dissolution of natural gypsum in water at 5–25°C,”Geokhimiya 6, 865–874

Lebdev A.L. (2015). Kinetics of gypsum dissolution in water; Geochemistry International 53(9):811-824

Li, Y. (2015). Modélisation des processus hydrologiques au sein d'un bassin versant urbain—Étude d'un module d'écoulement dans la zone saturée et application au projet urbain du futur campus Paris-Saclay [Thèse de doctorat]. Ecole Centrale de nantes.

Locatelli, L., Mark, O., Mikkelsen, P. S., Arnbjerg-Nielsen, K., Deletic, A., Roldin, M., & Binning, P. J. (2017). Hydrologic impact of urbanization with extensive stormwater infiltration. Journal of Hydrology, 544, 524-537. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.11.030

LREP (1993). Etude géologique en vue de l'établissement d'un dossier de demande de classement en zone sinistrée par un effondrement de terrain. GEF 2.3.12926-1.

LREP (2007). Etude des aquifères influençant l'urbanisme sur le territoire de la Seine-Saint-Denis. 48 pp.

Maimone, M., O'Rourke, D., Knighton, J., & Casey, T. (2011). Pontential impacts of extensive stormwater infiltration in philadelphia. Environmental Engineer: Applied Research and Practice, 14.

Mégnien (1970). Atlas des nappes aquifères de la région parisienne.

Megnien C. & Megnien, F. (1980). Synthèse géologique du Bassin de Paris. In: Geological synthesis of the Paris Basin; Volume I, Stratigraphy and paleogeography, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, (BRGM): Paris, France.

Milly, P. C. D. (1986). An event-based simulation model of moisture and energy fluxes at a bare soil surface. Water Resources Research, 22, 1680. https://doi.org/10.1029/WR022i012p01680

Musy, A., Hingray, B., & Picouet, C. (2014). Hydrology : A Science for Engineers (C. Press, Éd.).

Odjele J. (2017). Infiltration des eaux pluviales en contexte de terrains gypseux : caractérisation des faciès de gypse. Rapport de Master 2 Hydrologie Hydrogéologie et sols, 57p.

Pophillat, W. (2019). Rapport intermédiaire—"Conséquences d'une systématisation des pratiques d'infiltration à la parcelle des pluies courantes à l'échelle de petits bassins versants—Apports de la modélisation intégrée". Cerema.

Prunier-Leparmentier A.-M., David O., Schönberg M., 2007. Dissolution du gypse à Paris: efficacité et carences de la réglementation. XIVes journées techniques du Comité français d'hydrogéologie – Lyon 8-10 novembre 2007. 10 p.

Ragab, R., Rosier, P., Dixon, A., Bromley, J., & Cooper, J. D. (2003). Experimental study of water fluxes in a residential area : 2. Road infiltration, runoff and evaporation. Hydrological Processes, 17, 2423-2437. https://doi.org/10.1002/hyp.1251

Raines M. A. , and T. Dewers, "Mixed transport/reaction control of gypsum dissolution kinetics inaqueous solutions and initiation of gypsum karst," Chem. Geol.140, 29–48 (1997).

Ramier, D. (2004). Bilan Hydrique des Voiries Urbaines : Observations et Modélisation [Hydrologic budget on urban streets : Monitoring and modelling] [Ph.D. Thesis [In French]]. Ecole Centrale de Nantes et Université de Nantes.

Rammal, M., & Berthier, E. (2020). Runoff Losses on Urban Surfaces during Frequent Rainfall Events : A Review of Observations and Modeling Attempts. Water, 12(10). https://doi.org/10.3390/w12102777

Rawls, W. J., Brakensiek, D. L., & Saxton, K. E. (1982). Estimation of Soil Water Properties. Transactions of the ASAE, 25, 1316-1320 & 1328.

Robelin C. et collaborateurs (Bialkowski A., Closset L. et Lefevre Houdmon Y.) (2014). Modélisation géométrique des formations géologiques ante-ludiennes porteuses de gypse en région Île-de-France. Rapport BRGM/RP-63274-FR. 101 p. hors annexes.

Rodriguez, F., Andrieu, H., & Morena, F. (2008). A distributed hydrological model for urbanized areas : Model development and application to case studies. Journal of Hydrology, 351, 268-287. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.007

Rossman, L. A. (2010). Storm water management model, user's manual version 5.0, report EPA/600/R-05/040. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.

Sage, J. (2016). Hydrologic performance of stormwater management strategies : Optimization for on site pollution control [Theses, Université Paris-Est]. https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01490080

Sage, J., Berthier, E., & Gromaire, M. C. (2020). Modeling soil moisture redistribution and infiltration dynamics in urban drainage systems. https://doi.org/DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001978

Salvadore, E., Bronders, J., & Batelaan, O. (2015). Hydrological modelling of urbanized catchments : A review and future directions. Journal of Hydrology, 529, 62-81. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028

SEFI (2018). Campagne de sondages géotechniques et hydrogéologiques – Rapport G0. Pantin (93).

Simecsol Etudes (1982). Ligne 7 – Prolongement aux 4 Routes, La Courneuve. Rapport des essais géotechniques et hydrogéologiques. Affaire 82/14.110, dossier 6771.

Šimůnek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., & van Genuchten, M. Th. (2009). The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 4.08. HYDRUS Softw. Ser. 3.

Souffaché (1997). Essai de synthèse géotechnique sur la commune de Pantin. 63 pp.

Thierry P., Prunier-Leparmentier A-M., Lembezat C., Vanoudheusden E. & Vernoux J-F. (2009). 3D geological modelling at urban scale and mapping of ground movement susceptibility from gypsum dissolution: The Paris example (France). Engineering Geology 105, pp. 51–64.

Toulemont, M. (1970). Observations géologiques sur les accidents de dissolution du gypse dans la région parisienne. In Congrès international de géologie de l'ingénieur, pages 89–98. Inspection générale des carrières (IGC).

Toulemont, M. (1981). Evolution actuelle des massifs gypseux par lessivage. Cas des gypses lutétiens de la Région Parisienne. In Bulletin de liaison du Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de l'est parisien, pages35–47

Toulemont, M. (1987a). Les Gypses lutétiens du bassin de Paris sédimentation, karstification et conséquences géotechniques. Rapports des laboratoires. Laboratoire central des ponts et chaussées, France, géotechnique-mécanique des sols-sciences de la terre GT-24 édition. 318p.

Toulemont, M.(1987b). Les risques d'instabilité liés aux karst gypseux Lutétien de la région parisienne. Prévision en cartographie, pages109–116.

Tsihrintzis, V. A., & Hamid, R. (2001). Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality : A Review. Water, 11, 137-164. https://doi.org/10.1023/A:1007903817943

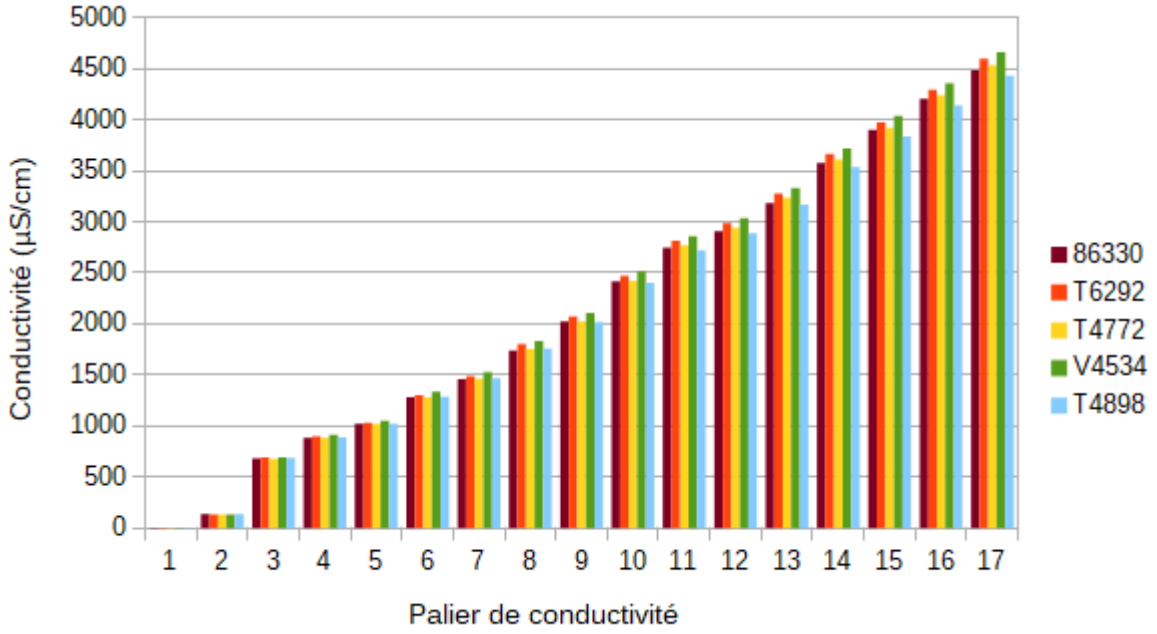
Vernoux J.-F., Prunier Leparmentier A.-M., Thierry P., Nowak C., Vanoudheusden E., 2007 – Impact des eaux souterraines sur les phénomènes de dissolution du gypse, application à la ville de Paris. XIVe journées techniques du Comité français d'hydrogéologie – Lyon 8-10 novembre 2007. 8 p.

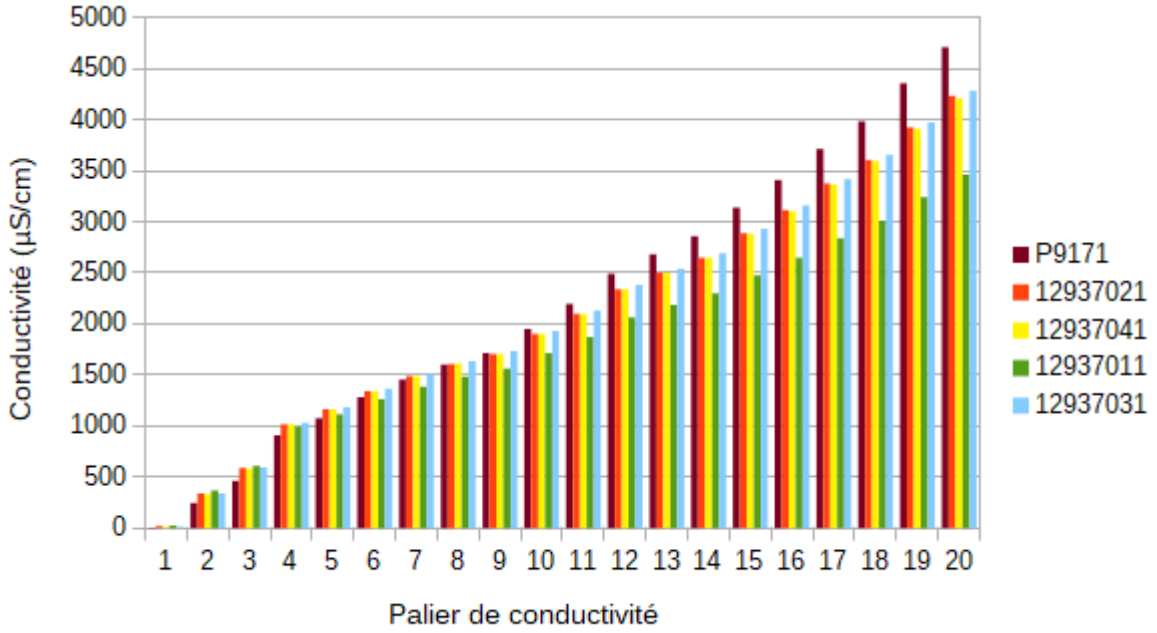
Zheng, Y., Chen, S., Qin, H., & Jiao, J. (2018). Modeling the Spatial and Seasonal Variations of Groundwater Head in an Urbanized Area under Low Impact Development. Water, 10(6), 803. https://doi.org/10.3390/w10060803

Zaier I. (2021). Rôle du transport particulaire lié à la déstructuration de gypses poreux dans le développement de cavités de dissolution. MINES ParisTech.

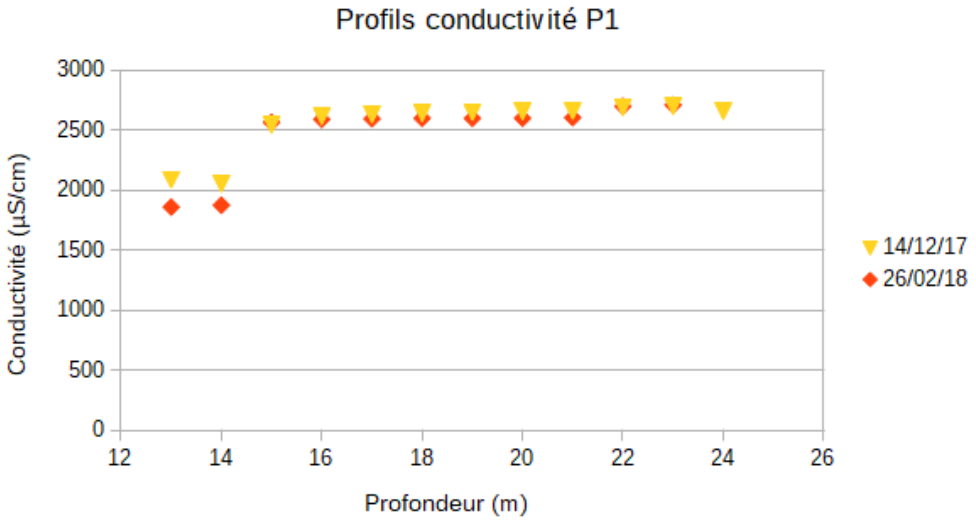
Annexes

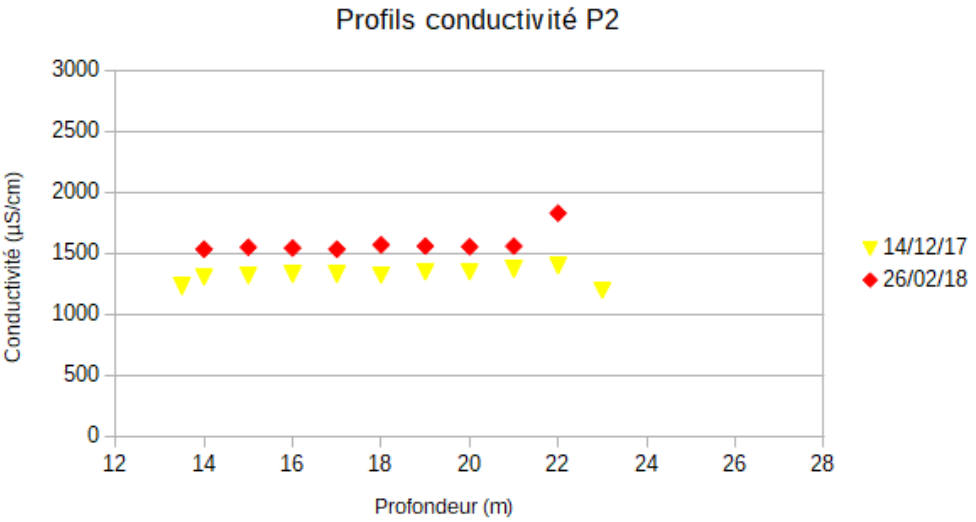
Annexe 1 – Calibration des sondes de conductivité

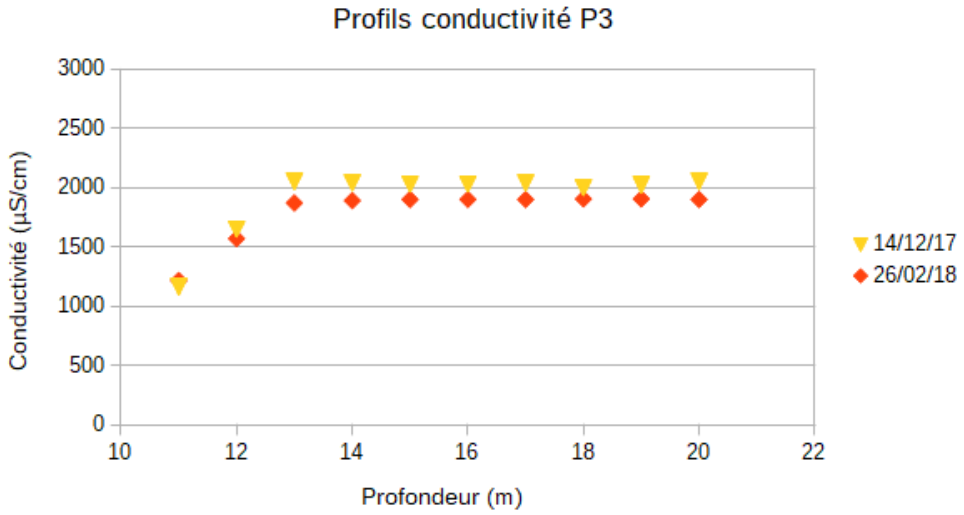


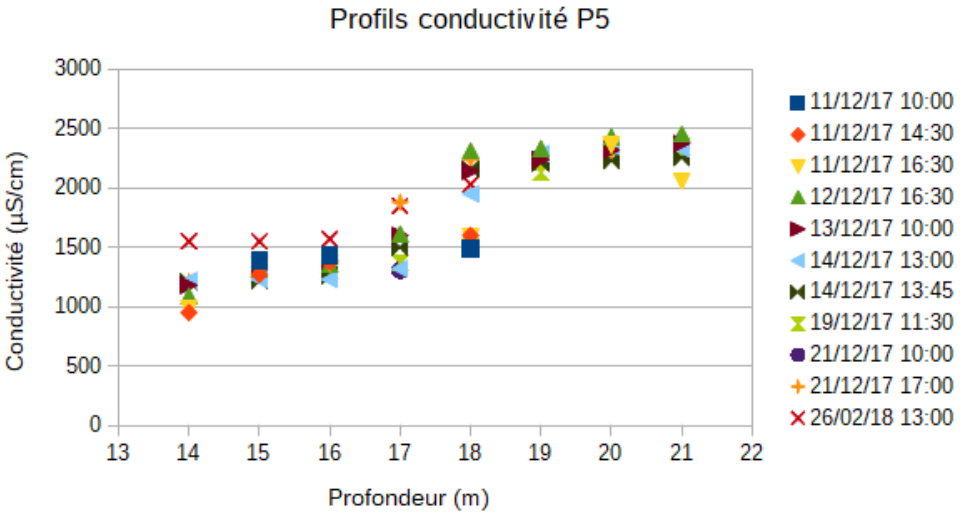


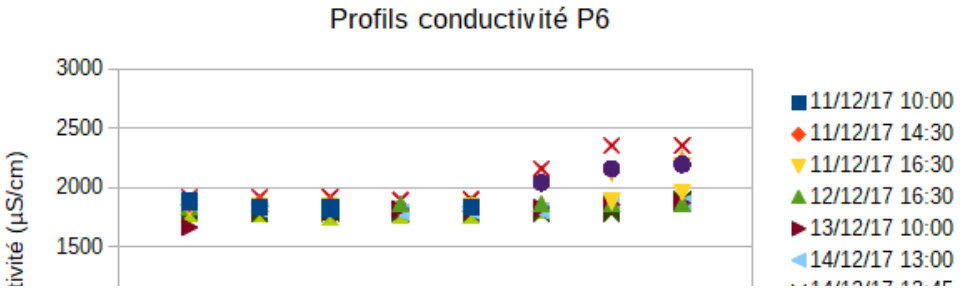
Annexe 2 – Profils de conductivité dans les piézomètres

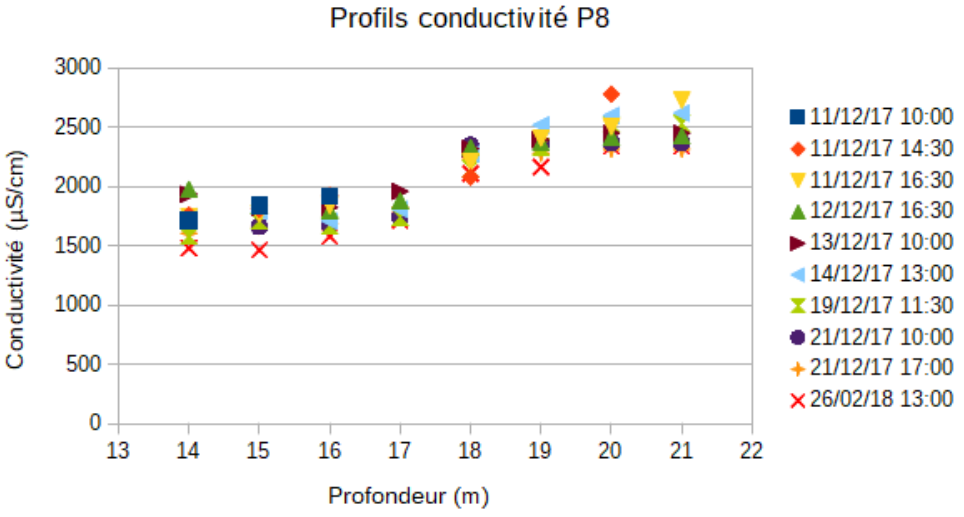


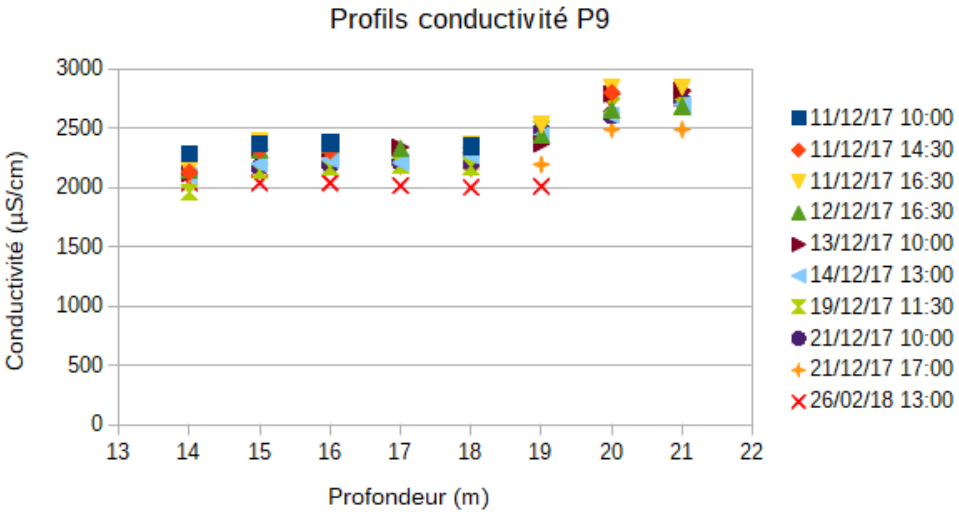


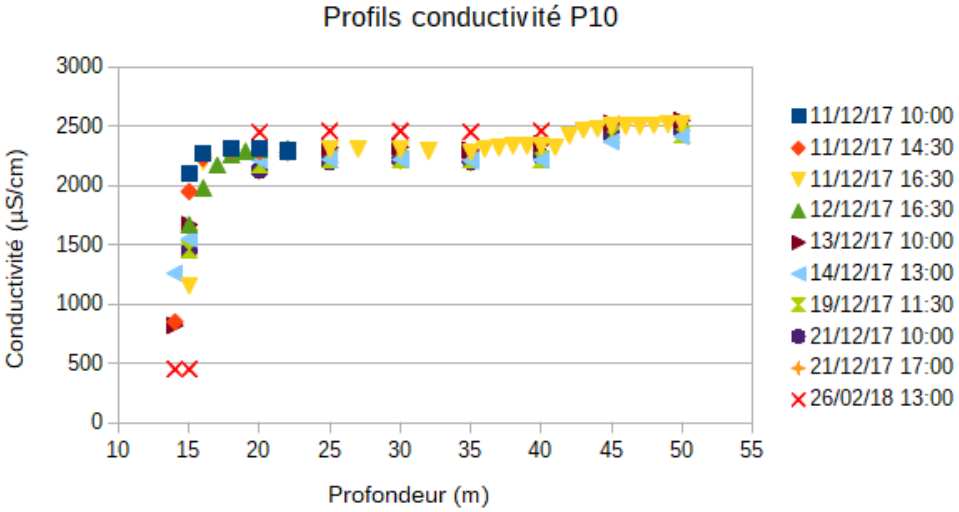

Profils conductivité P3
Conductivité (µS/cm)
Profondeur (m)
14/12/17
26/02/18


Profils conductivité P5
Conductivité (µS/cm)
Profondeur (m)
11/12/17 10:00
11/12/17 14:30
11/12/17 16:30
12/12/17 16:30
13/12/17 10:00
14/12/17 13:00
14/12/17 13:45
19/12/17 11:30
21/12/17 10:00
21/12/17 17:00
26/02/18 13:00


Profils conductivité P6
11/12/17 10:00
11/12/17 14:30
11/12/17 16:30
12/12/17 16:30
13/12/17 10:00
14/12/17 13:00

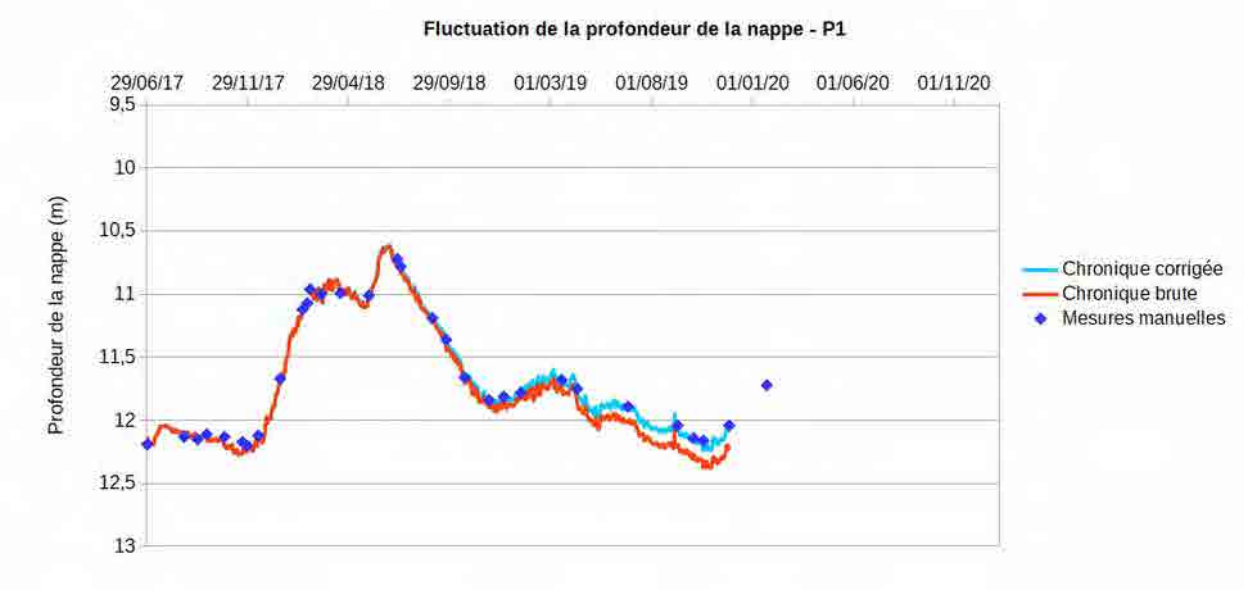

Profils conductivité P8
Conductivité (µS/cm)
Profondeur (m)
11/12/17 10:00
11/12/17 14:30
11/12/17 16:30
12/12/17 16:30
13/12/17 10:00
14/12/17 13:00
19/12/17 11:30
21/12/17 10:00
21/12/17 17:00
26/02/18 13:00

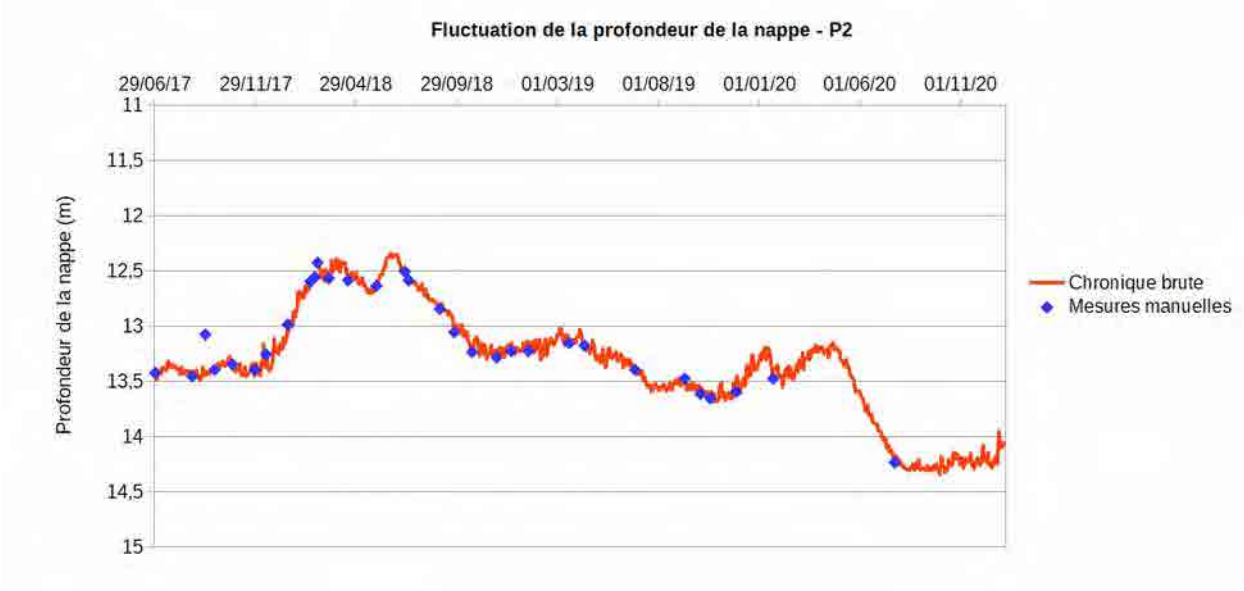

Profils conductivité P9
Conductivité (µS/cm)
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
Profondeur (m)
11/12/17 10:00
11/12/17 14:30
11/12/17 16:30
12/12/17 16:30
13/12/17 10:00
14/12/17 13:00
19/12/17 11:30
21/12/17 10:00
21/12/17 17:00
26/02/18 13:00

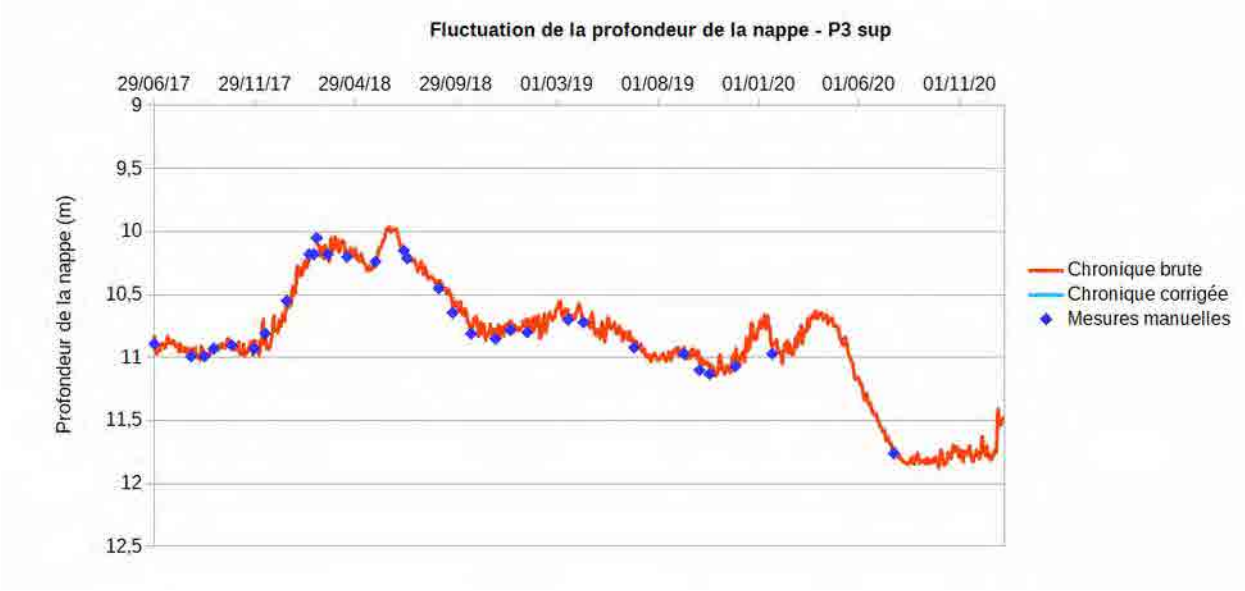

Profils conductivité P10
Conductivité (µS/cm)
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
10
15
20
25
30
35
40
45
50
55
Profondeur (m)
11/12/17 10:00
11/12/17 14:30
11/12/17 16:30
12/12/17 16:30
13/12/17 10:00
14/12/17 13:00
19/12/17 11:30
21/12/17 10:00
21/12/17 17:00
26/02/18 13:00

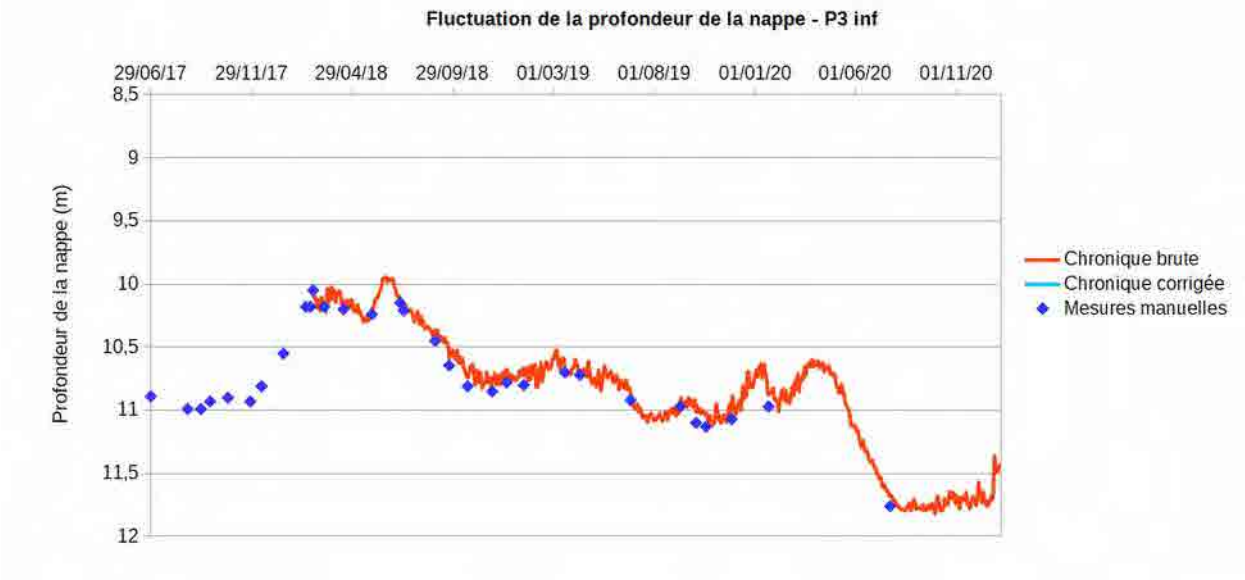
Annexe 3 – Chroniques piézométriques

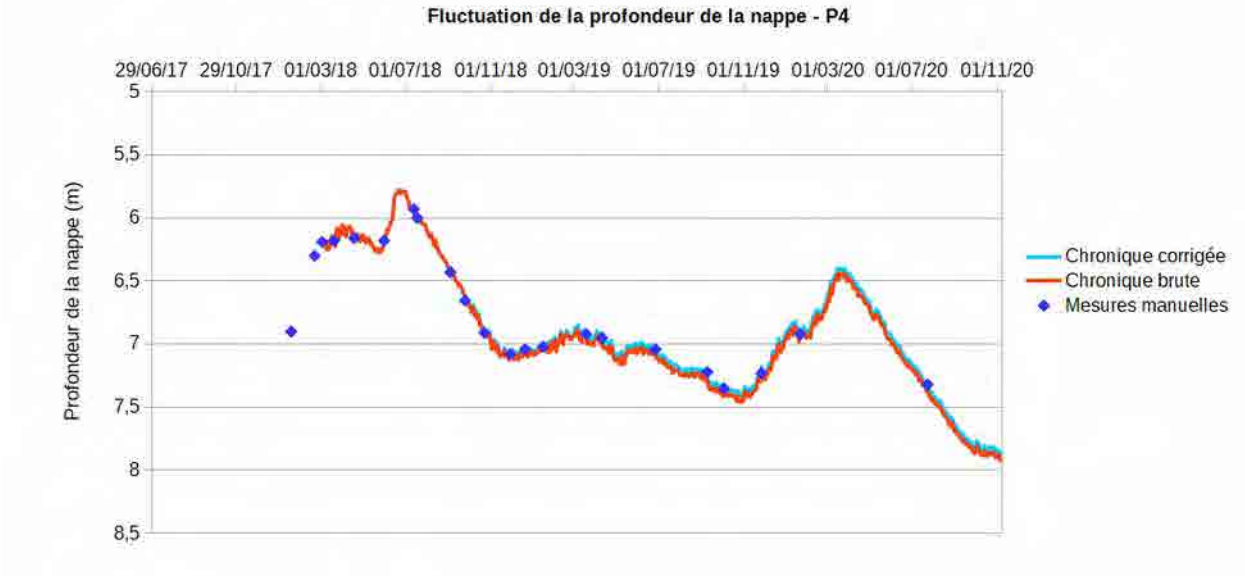
Annexe 3a : Chroniques de la profondeur de la nappe

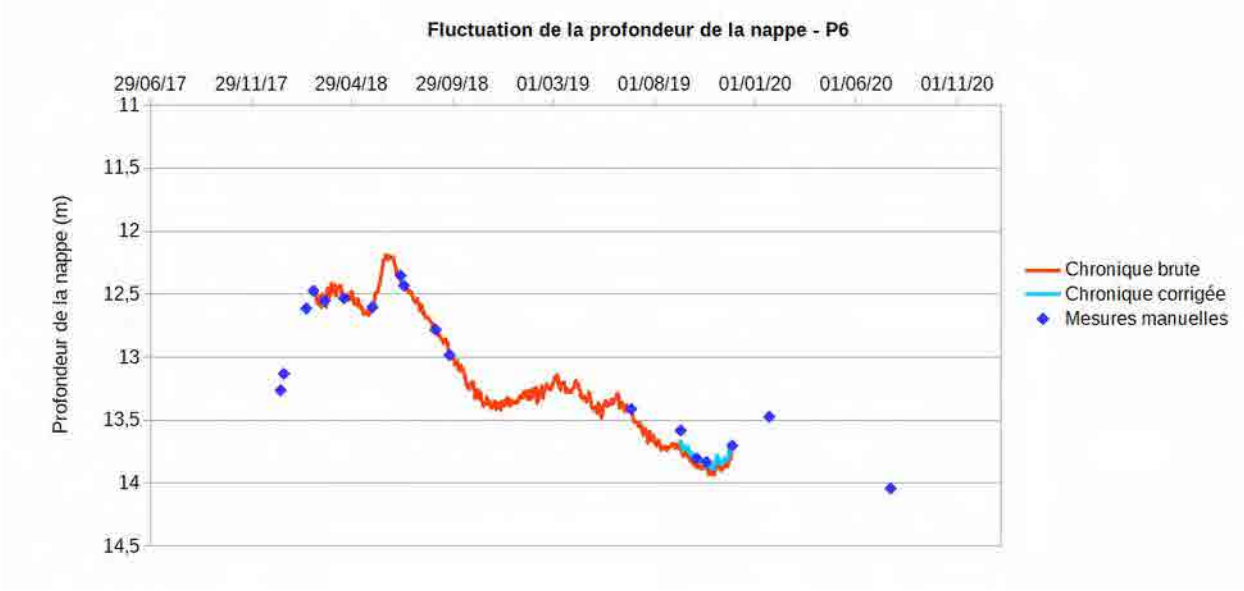


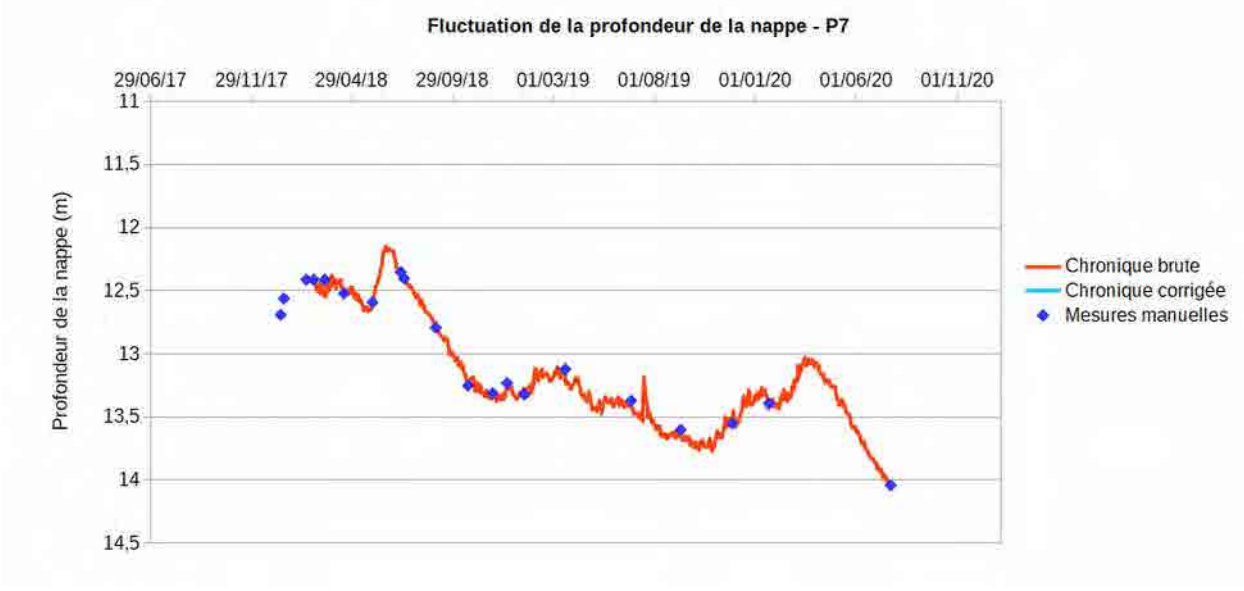


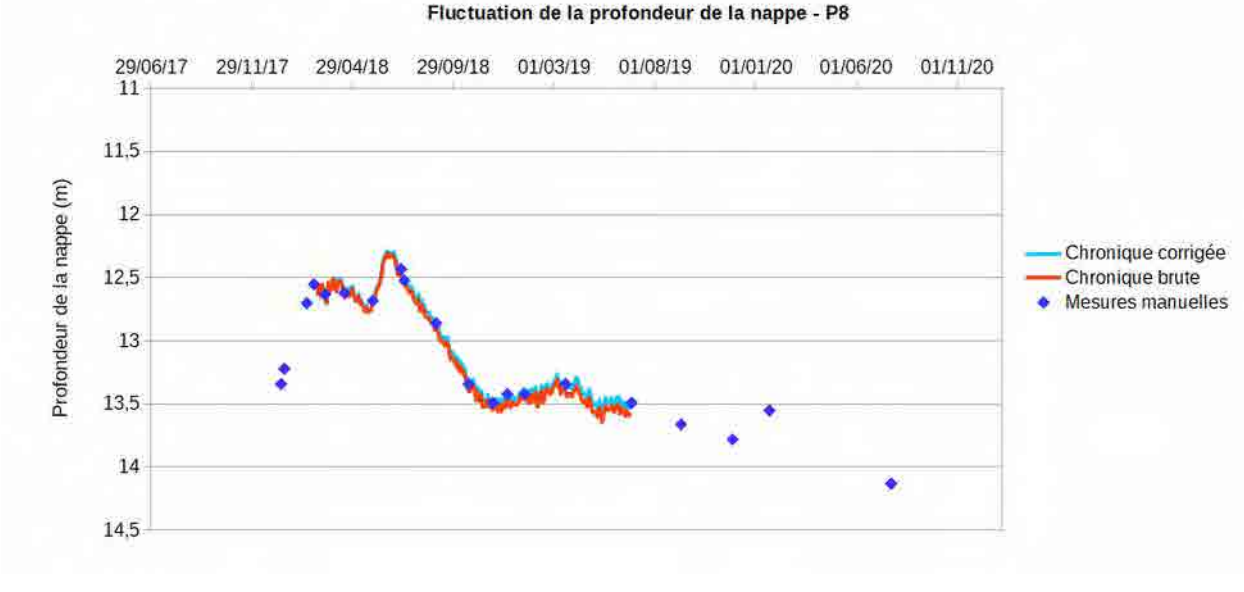

Fluctuation de la profondeur de la nappe - P3 sup
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
Profondeur de la nappe (m)
9
9,5
10
10,5
11
11,5
12
12,5
Chronique brute
Chronique corrigée
Mesures manuelles

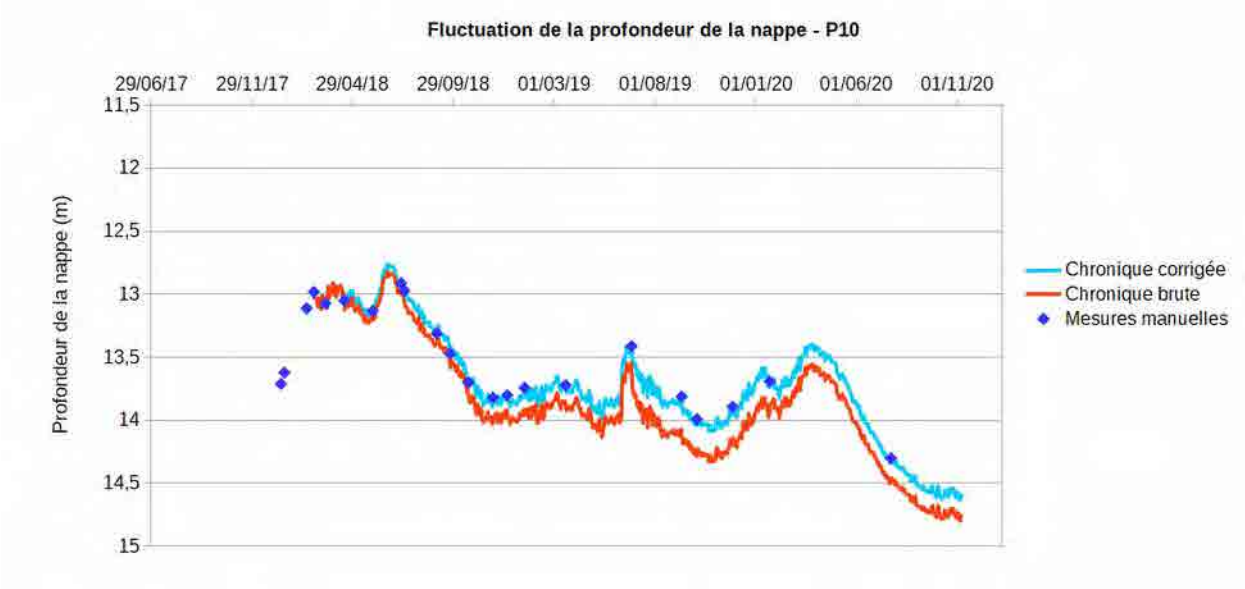

Fluctuation de la profondeur de la nappe - P3 inf
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
Profondeur de la nappe (m)
8,5
9
9,5
10
10,5
11
11,5
12
Chronique brute
Chronique corrigée
Mesures manuelles


Fluctuation de la profondeur de la nappe - P4
29/06/17
29/10/17
01/03/18
01/07/18
01/11/18
01/03/19
01/07/19
01/11/19
01/03/20
01/07/20
01/11/20
Profondeur de la nappe (m)
5
5,5
6
6,5
7
7,5
8
8,5
Chronique corrigée
Chronique brute
Mesures manuelles

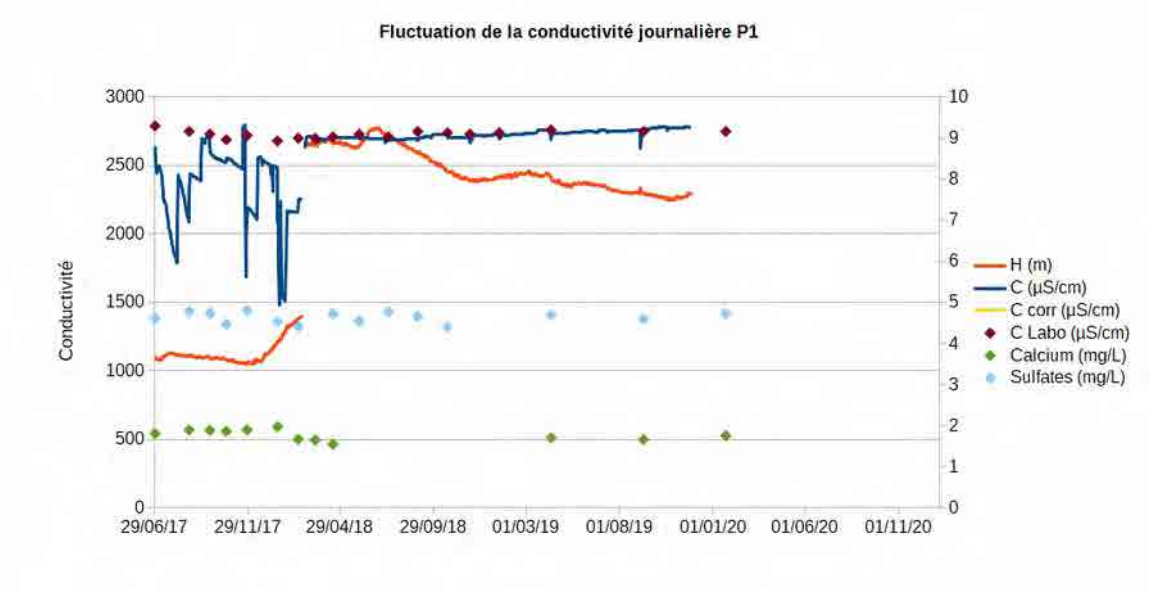

Fluctuation de la profondeur de la nappe - P6
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
Profondeur de la nappe (m)
11
11,5
12
12,5
13
13,5
14
14,5
Chronique brute
Chronique corrigée
Mesures manuelles

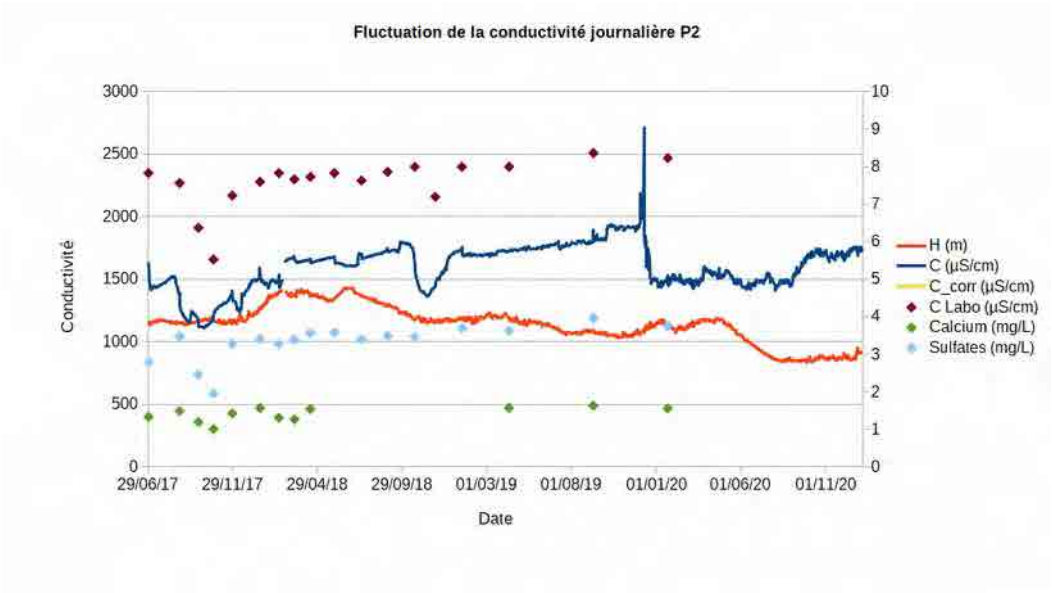

Fluctuation de la profondeur de la nappe - P7
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
Profondeur de la nappe (m)
11
11,5
12
12,5
13
13,5
14
14,5
Chronique brute
Chronique corrigée
Mesures manuelles

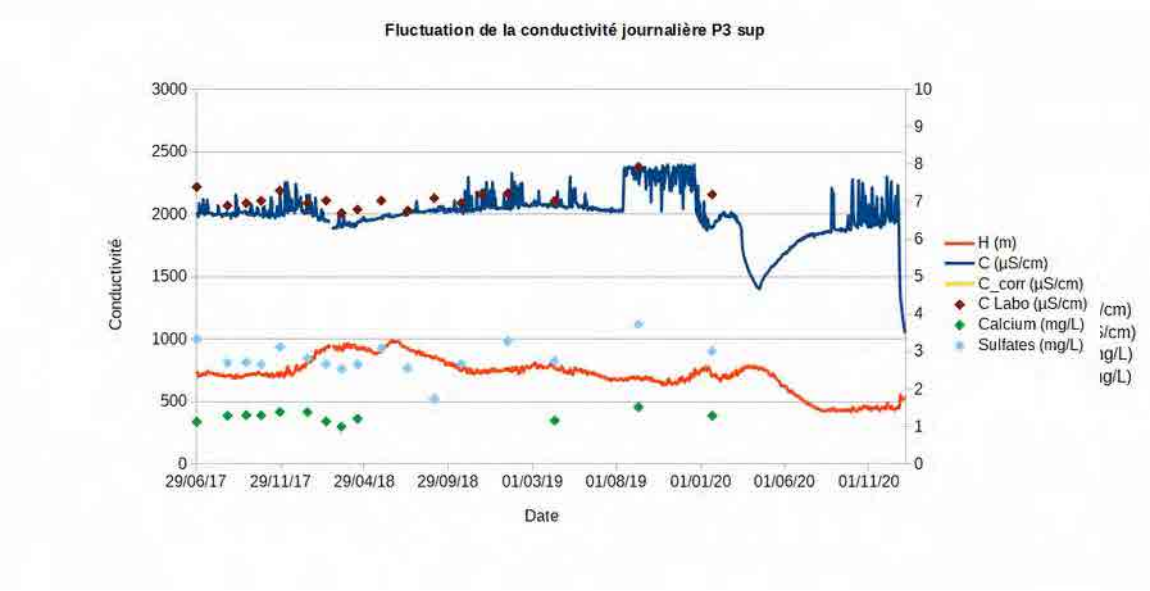

Fluctuation de la profondeur de la nappe - P8
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
Profondeur de la nappe (m)
11
11,5
12
12,5
13
13,5
14
14,5
Chronique corrigée
Chronique brute
Mesures manuelles


Fluctuation de la profondeur de la nappe - P10
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
11,5
12
12,5
13
13,5
14
14,5
15
Profondeur de la nappe (m)
Chronique corrigée
Chronique brute
Mesures manuelles

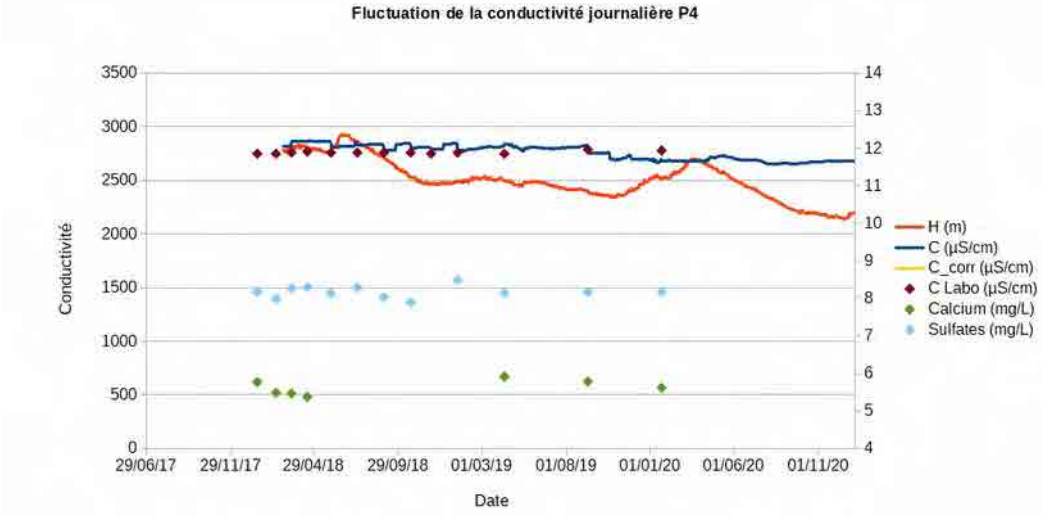
Annexe 3b : Chroniques de conductivité

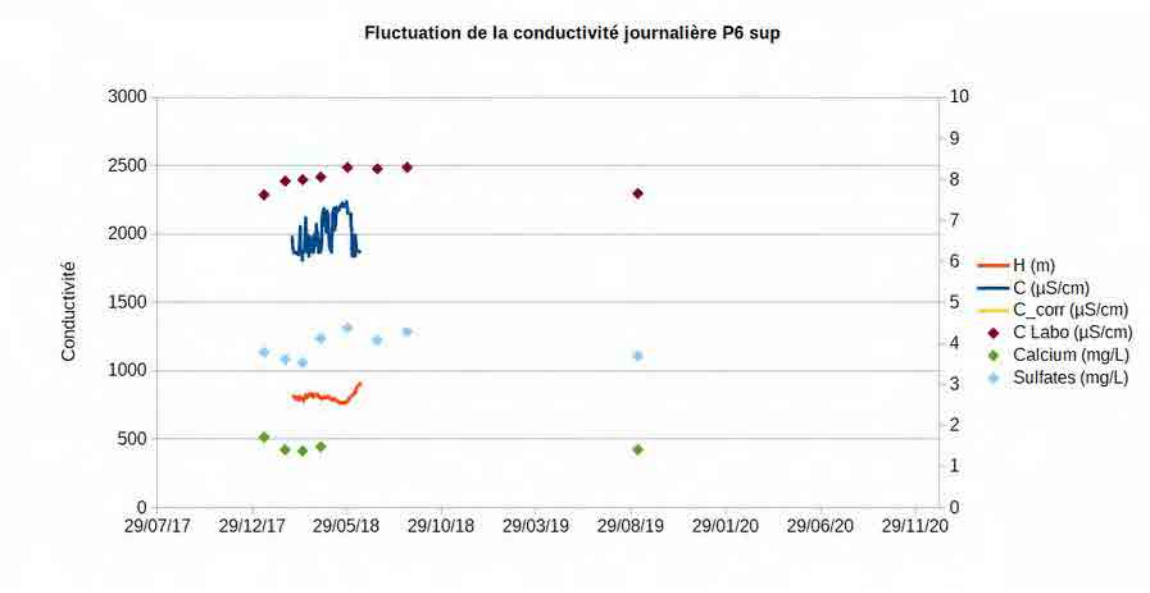


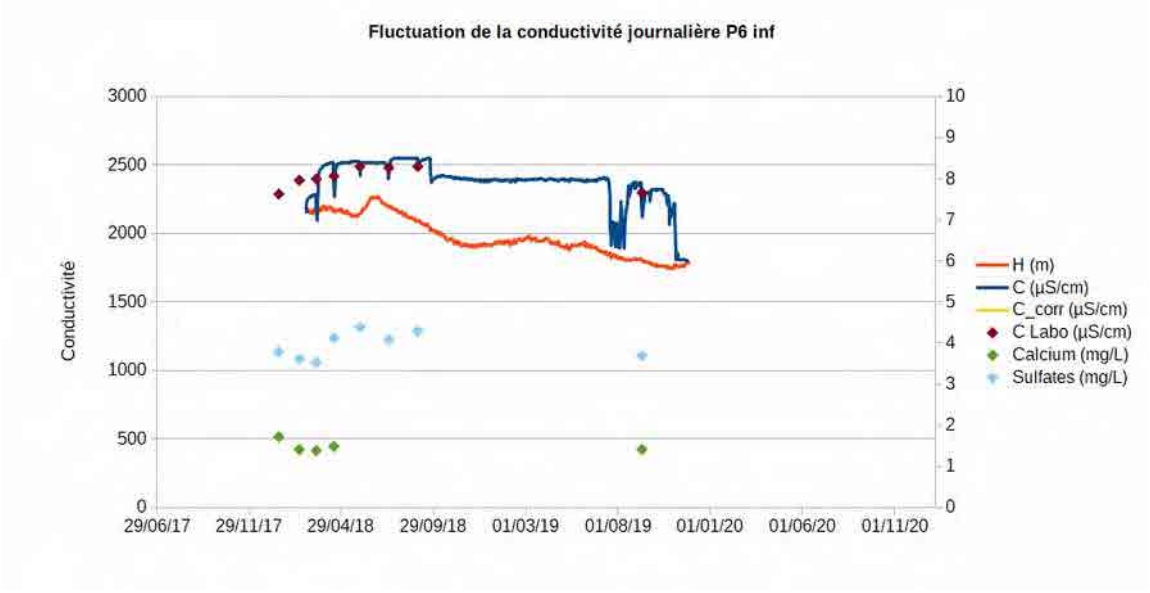



Fluctuation de la conductivité journalière P3 sup
Conductivité
Date
H (m)
C (µS/cm)
C_corr (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20

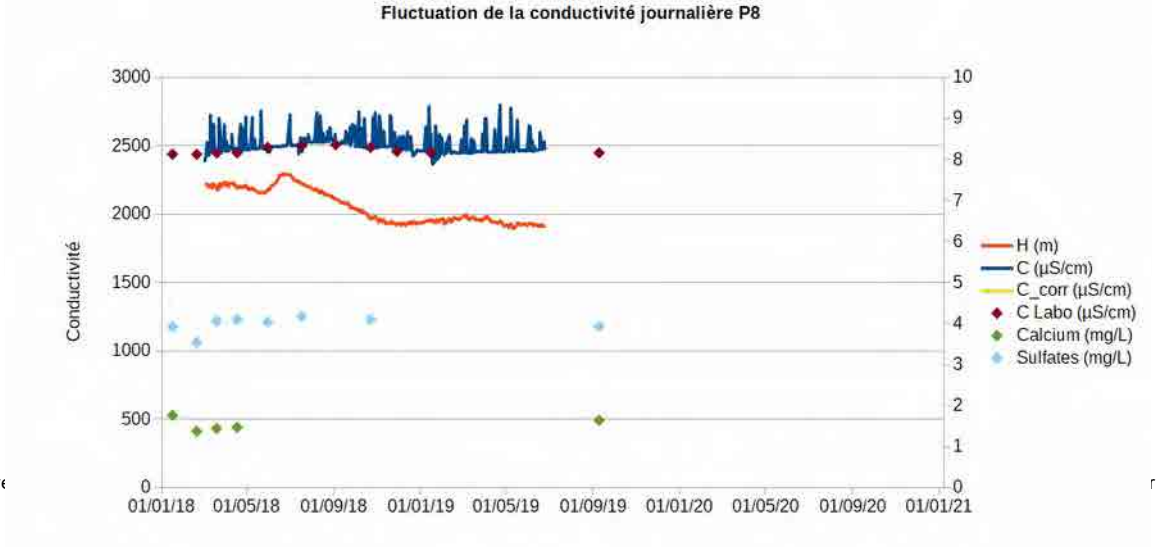
Fluctuation de la conductivité journalière P3 inf
Conductivité
Date
H (m)
C (µS/cm)
C_corr (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20

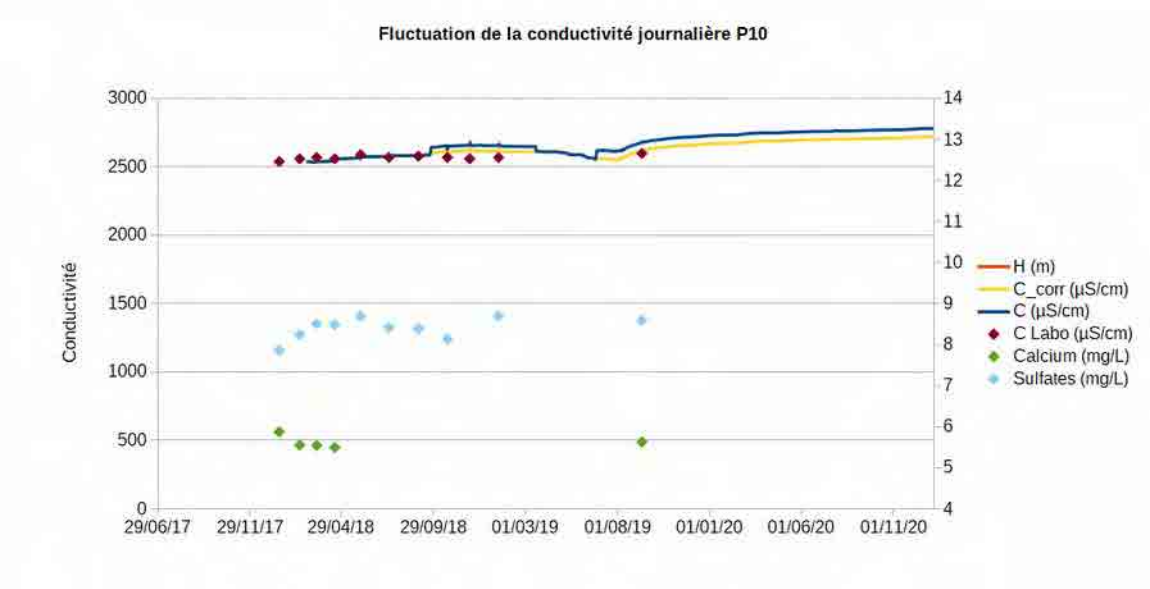

Fluctuation de la conductivité journalière P4
Conductivité
Date
H (m)
C (µS/cm)
C_corr (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20


Fluctuation de la conductivité journalière P6 sup
Conductivité
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
29/07/17
29/12/17
29/05/18
29/10/18
29/03/19
29/08/19
29/01/20
29/06/20
29/11/20
H (m)
C (µS/cm)
C_corr (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)

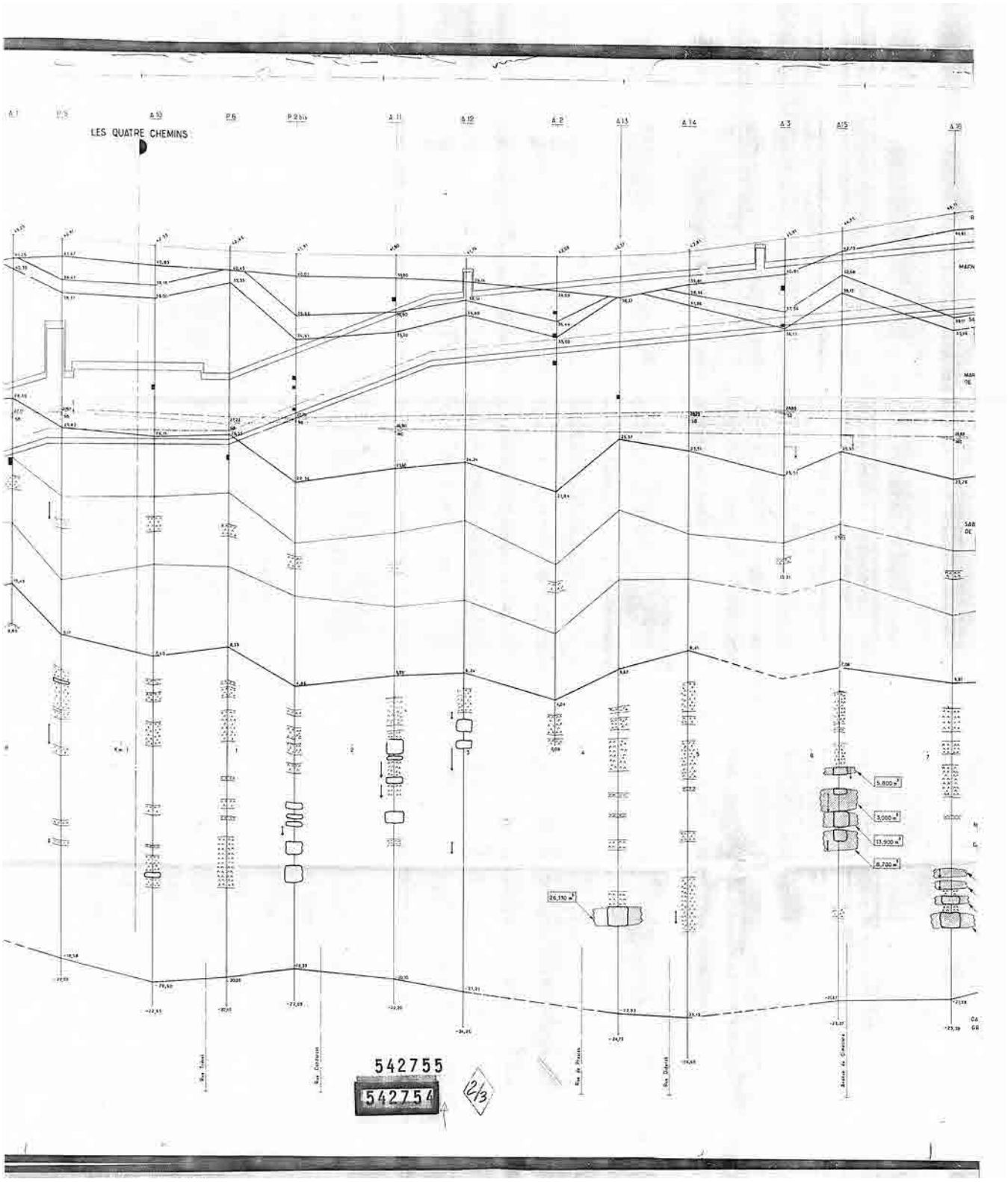

Fluctuation de la conductivité journalière P6 inf
Conductivité
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
H (m)
C (µS/cm)
C_corr (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)

Fluctuation de la conductivité journalière P7
3000
2500
2000
10
9
8
7
6
H (m)

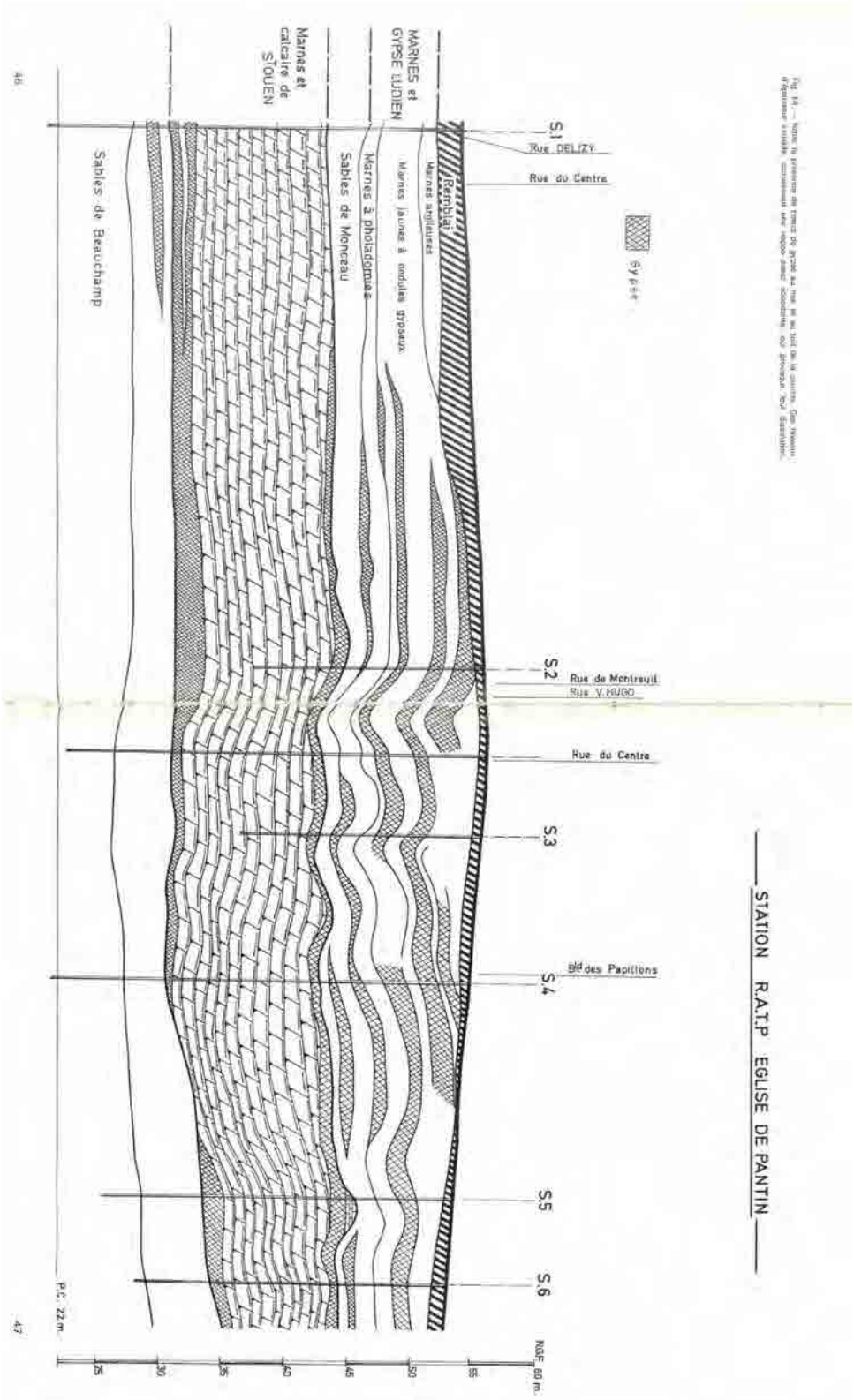

Fluctuation de la conductivité journalière P8
Conductivité
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
01/01/18
01/05/18
01/09/18
01/01/19
01/05/19
01/09/19
01/01/20
01/05/20
01/09/20
01/01/21
H (m)
C (µS/cm)
C_corr (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)


Fluctuation de la conductivité journalière P10
Conductivité
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
14
13
12
11
10
9
8
7
6
5
4
29/06/17
29/11/17
29/04/18
29/09/18
01/03/19
01/08/19
01/01/20
01/06/20
01/11/20
H (m)
C_corr (µS/cm)
C (µS/cm)
C Labo (µS/cm)
Calcium (mg/L)
Sulfates (mg/L)

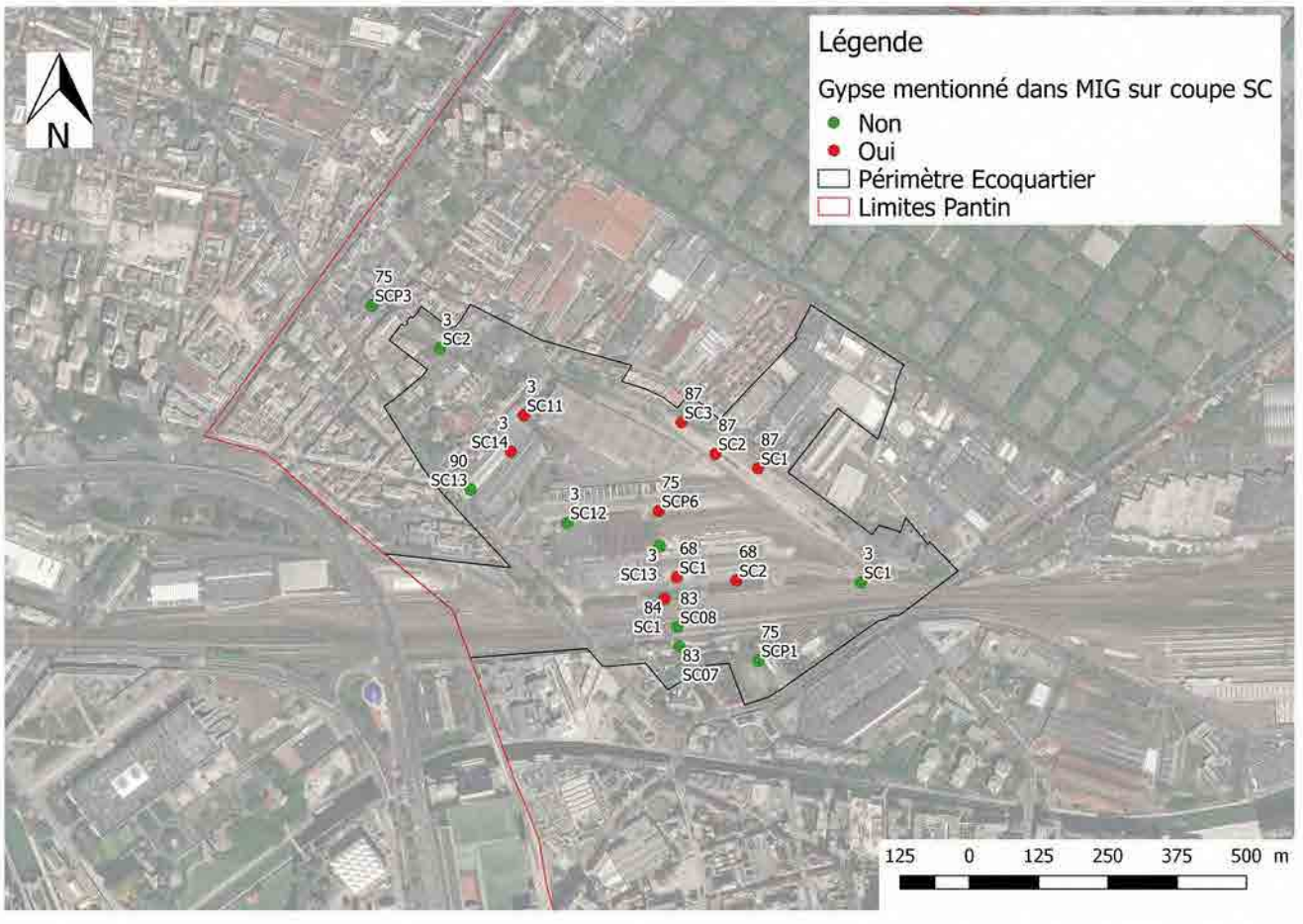
Annexe 4a : Extrait du profil géologique de la Ligne 7 entre 4 Chemins et Fort d'Aubervilliers (Source RATP)



Annexe 4b : Profil géologique de la station Eglise de Pantin sur la ligne 5 (Source RATP)



Carte des sondages carottés mentionnant du gypse dans les Marnes Infra-Gypseuses



Carte des sondages carottés mentionnant du gypse dans le Calcaire de Saint-Ouen

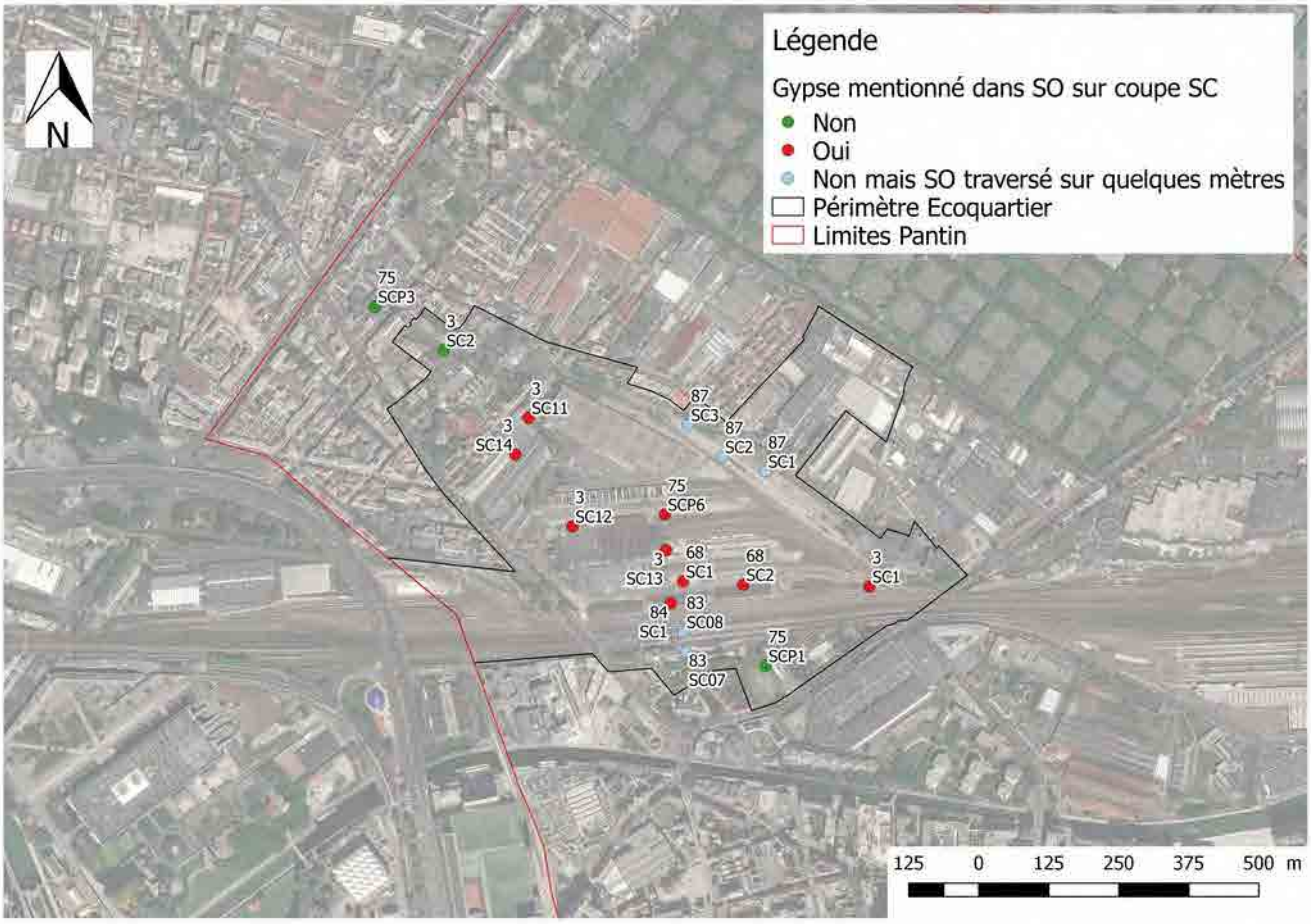


Tableau récapitulatif du gypse mentionné dans les Marnes Infra-Gypseuses

Nom	ID Affaire	X (LB 93)	Y (LB 93)	Z (NGF)	Prof Toit MIG	Prof Toit SV	Ep MIG	Gypse	Commentaire (profondeur et description des passages gypseux)
SC1	3	656419	6866704	49,75	5,5	9,6	4,1	Non mentionné	
SC2	3	655659	6867126	44	3,7	7,6	3,9	Non mentionné	
SC11	3	655811	6867006	49,32	6,4	9	2,6	Mentionné mais a priori négligeable	De 7,0 à 8,0 : “Marnes beiges avec blocs calcaires + rares nodules de gypse de 3 cm de diamètre”
SC12	3	655889	6866812	49,46	5	10,8	5,8	Non mentionné	
SC13	3	656056	6866769	49,65	4,3	9,8	5,5	Non mentionné	
SC14	3	655787	6866940	49,44	5	12,6	7,6	Mentionné mais a priori négligeable	De 6,2 à 7,2 : “Marnes blanchâtres à passées argileuses + nodules de gypse” De 7,2 à 10 : “Marnes sableuses avec cailloutis + nodules de gypse” De 10 à 12,6 : “Marnes sableuses avec cailloutis + nodules de gypse”
SC1	68	656086	6866714	49,36	3,52	11,45	7,93	Mentionné mais a priori négligeable	De 8,0 à 8,8 5: “Marne calcaire gypseuse marron-beige à grisâtre”
SC2	68	656194	6866708	49,58	3,5	11	7,5	Mentionné mais a priori négligeable	De 6,25 à 6,5 : “Marne argileuse beige/brune, très graveleuse (gypse, calcaire), compacte” De 8,85 à 9,0 : “Gypse et calcaire verdâtre argileux” De 7,0 à 7,7 : “Argile marneuse bariolée verdâtre à marron/orangé, compacte, très graveleuse, à quelques blocs (calcaire, gypse)” De 9,4 à 10,0 : “Marne calcaire blanchâtre, très compacte, à quelques petits blocs (calcaire, gypse)”

SCP1	75	656234	6866563	49,09	4,8	9	4,2	Non mentionné	
SCP3	75	655536	6867204	44,52	3	6,9	3,9	Non mentionné	
SCP6	75	656054	6866833	49,33	5,3	9,1	3,8	Mentionné mais négligeable	Mention de filets de gypse à plusieurs reprises, mais l'examen des carottes n'avait pas révélé de gypse en quantité notable
SCP10	75	656054	6866835	49,38	5,9	9,1	3,2		
SC07	83	656091	6866588	51	1,7	12,7	11	Non mentionné	
SC08	83	656087	6866623	50,5	3,4	11,4	8	Non mentionné	
SC1	84	656064	6866674	50,59	5	12,5	7,5	Mentionné mais a priori négligeable	De 6,4 à 6,75 : "gypse argileuse marron clair"
SC1	87	656233	6866910	48,6	4,1	10,5	6,4	Mentionné mais a priori négligeable	De 4,1 à 10,5 : "Marne argileuse à argile marneuse beige-rouxblanchâtre à cailloux, cailloutis et blocs calcaires +gypse et quelques passages argileux et sablomarneux en fin de couche"
SC2	87	656156	6866936	50,5	5,4	10,5	5,1	Mentionné mais a priori négligeable	De 5,4 à 6,7 : "Argile +/- marneuse marron-verdâtre à cailloux calcaires et gypse" De 9,1 à 10,5 : "Marne gypseuse +/- argileuse beige-bariolé marron-Ocre"
SC3	87	656095	6866993	50,4	6,2	12,4	6,2	Mentionné mais a priori négligeable	De 6,2 à 7,4 : "Marne argileuse marron-beige à cailloux, cailloutis et passages gypseux blanc" De 7,4 à 9,4 : "Marne argileuse beige à cailloux, cailloutis et passages gypseux blanc"
SC13	90	655714	6866872	47,09	3,6			Non mentionné	

Tableau récapitulatif du gypse mentionné dans le Calcaire de Saint-Ouen

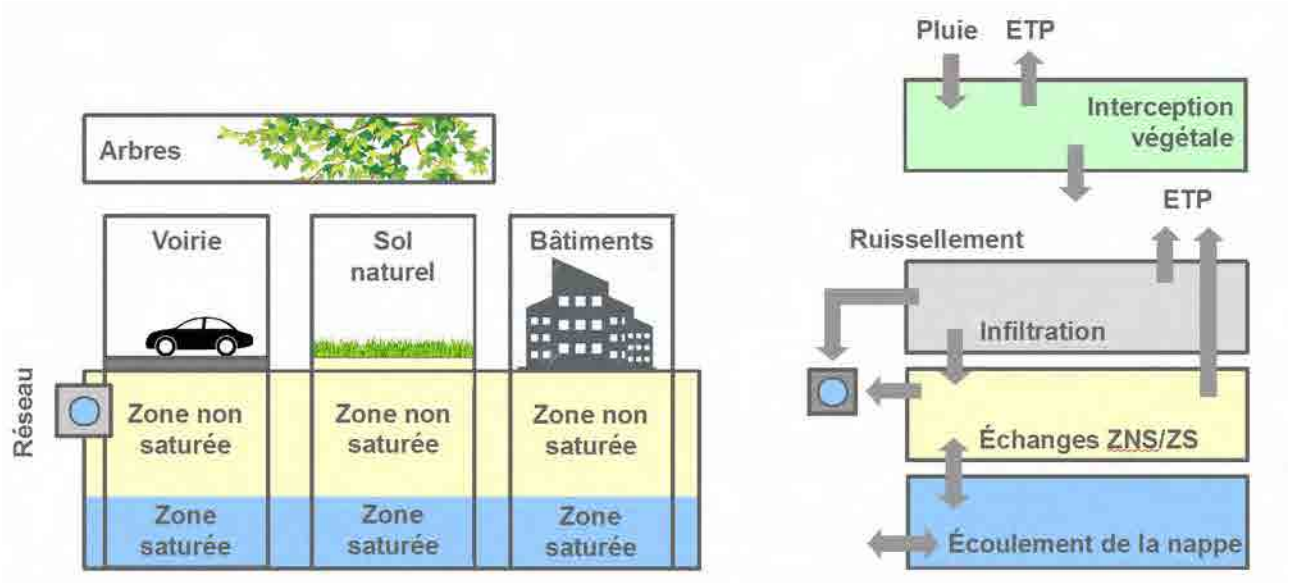
Nom	ID Affaire	X (LB 93)	Y (LB 93)	Z (NGF)	Prof Toit SO	Prof Toit SB	Ep SO	Gypse	Commentaire (profondeur et description des passages gypseux)
SC1	3	656419	6866704	49,75	11,4	21,7	10,3	Mentionné mais a priori négligeable	Entre 16,5 et 19,8 : “Marnes +/- altérées beige rosé à passages argileux brun et passages gypseux” Entre 18,8 et 19,5 : “Marnes beiges rosées à passages argileux brun et passages gypseux”
SC2	3	655659	6867126	44	9	20,5	11,5	Non mentionné	
SC11	3	655811	6867006	49,32	10,6	22,6	12	Mentionné mais a priori négligeable	Entre 17,1 et 18,5 : “Marnes blanches rosâtres avec blocs de calcaire + gypse”
SC12	3	655889	6866812	49,46	13	23,6	10,6	Mentionné mais a priori négligeable	De 19,3 à 20,0 : “Alternances de marnes, de bancs calcaires + blocs calcaires fracturés beiges à rosâtres + nodules de gypse”
SC13	3	656056	6866769	49,65	11,4	23	11,6	Mentionné mais a priori négligeable	De 16,8 à 17,9 : “Marnes blanches/rosâtres sableuses + passées décalcifiées et un passage gypseux à 17,5 m” De 19 à 20,2 m : “Marnes blanches/rosâtres sableuses + passées décalcifiées + nodules de gypse” De 21,7 à 23 m : “Blocs calcaires et calcaire fracturé + passées de gypse d’environ 3 cm d’épaisseur”
SC14	3	655787	6866940	49,44	14,2	25,2	11	Mentionné mais a priori négligeable	De 15,2 à 18,2 : “Marnes blanches / rosâtres plus ou moins dures + nodules de gypse”
SC1	68	656086	6866714	49,36	12,82	22	9,18	Mentionné mais	De 18,1 à 18,55 : “Marne calcaire

								a priori négligeable	beige à trace de gypse marron” De 18,55 à 18,57 : “Gypse marron” Base SO non atteinte par SC (sondage de 20 m)
SC2	68	656194	6866708	49,58	12,25	22,2	9,95	Mentionné mais a priori négligeable	De 12,25 à 12,38 : “gypse grisâtre” De 12,88 à 12,92 : “Gypse brun-gris” De 18,50 à 18,58 : “Gypse brun” De 18,58 à 19,0 : “Marne calcaire blanchâtre compact avec quelques alternance de gypse brun”
SCP1	75	656234	6866563	49,09	10,5	22	11,5	Non mentionné	
SCP3	75	655536	6867204	44,52	9	20,5	11,5	Non mentionné	
SCP6	75	656054	6866833	49,33	10,4	23,6	13,2	Mentionné mais négligeable	Mention de cristaux de gypse et de filets de gypse à plusieurs reprises, mais l’examen par le Cerema des carottes n’avait pas révélé de gypse en quantité notable
SC07	83	656091	6866588	51	14			Non mentionné	SO traversé sur quelques mètres
SC08	83	656087	6866623	50,5	12,5			Non mentionné	SO traversé sur quelques mètres
SC1	84	656064	6866674	50,59	14,1			Mentionné mais a priori négligeable	De 17,6 à 18,05 : “Marne beige et gypse à 17,6 m” Base du SO non atteinte
SC1	87	656233	6866910	48,6	11,2			Non mentionné	SO traversé sur quelques mètres
SC2	87	656156	6866936	50,5	11,8			Non mentionné	SO traversé sur quelques mètres
SC3	87	656095	6866993	50,4	13			Non mentionné	SO traversé sur quelques mètres

Annexe 6 – Description du modèle URBS

Le modèle URBS est un modèle distribué : ce dernier repose sur une discrétisation des bassins versants étudiés en plusieurs entités spatiales et offre par conséquent la possibilité de rendre compte de l'hétérogénéité des surfaces, du sous-sol et des processus hydrologiques dont ils sont le lieu. L'une des particularités du modèle URBS réside dans le choix d'une description à l'échelle de la parcelle cadastrale des processus hydrologiques, ce qui permet d'une part de s'appuyer sur des bases de données urbaines pour alimenter le modèle, et fournit d'autre part une représentation assez cohérente du processus de transfert des parcelles vers le réseau.

Chaque unité hydrologique, correspondant à une parcelle cadastrale et la portion de voirie adjacente, est raccordée au réseau viaire lequel est lui-même connecté au réseau d'assainissement. La représentation de ces unités hydrologiques s'appuie sur la description de trois profils verticaux, correspondant à trois types d'occupation du sol (surfaces naturelles, voiries et bâtiments). Ces profils sont eux même représentés par une succession de réservoirs permettant de simuler différents flux hydriques en surface et dans le sous-sol en distinguant zone saturée et non-saturée (cf. figure ci-dessous).



Représentation de l'unité hydrologique dans URBS (découpage selon trois profils d'occupation des sols représentés par 4 réservoirs)

La production du ruissellement peut ainsi être modélisée au niveau de chaque unité hydrologique en tenant compte de l'occupation des sols. Les processus de transfert dans le réseau d'assainissement sont décrits à partir d'un modèle relativement simple de propagation des débits de l'amont vers l'aval (méthode de Muskingum), lequel s'avère particulièrement adapté pour les simulations sur des périodes longues qui constituent la principale application du modèle URBS.

Annexe 7 – Relation de Brooks et Corey

La description des écoulements dans la zone non-saturée d'un milieu poreux homogène suppose généralement que soit précisée deux fonctions caractéristique de ce dernier : la courbe de rétention et la conductivité hydraulique.

La courbe de rétention décrit la relation entre les forces de succion et la teneur en eau et traduit notamment la capacité d'un sol à retenir l'eau. Dans le cas de la relation de Brooks et Corey cette dernière prend la forme suivante :

$$h(\theta) = \Psi_e \times \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{-\lambda}$$

Avec : θ la teneur en eau, h la charge matricielle ou succion (mm), Ψ_e la pression d'entrée d'air (mm), θ_s la teneur en eau à saturation, θ_r la teneur en eau résiduelle (minimale) et λ un paramètre de forme.

La fonction de conductivité hydraulique décrit la façon dont la circulation de l'eau s'effectue dans un milieu poreux en fonction de son état hydrique. Cette dernière tend ainsi vers le paramètre de conductivité hydraulique à saturation lorsque la teneur en eau du milieu est maximale. Dans le cas de la relation de Brooks et Corey cette fonction prend la forme suivante :

$$K(\theta) = K_S \times \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{3+2/\lambda}$$

Avec : K_S conductivité hydraulique à saturation (mm/h).

La classification de l'USDA (US Department of Agriculture) permet d'appréhender les variations de ces paramètres en fonctions des caractéristiques texturales des sols (proportion de sable, argile ou limon). Dans le cadre de ce travail celle-ci est utilisée pour attribuer la valeur des paramètres Ψ_e, λ, θ_s, et θ_r à partir d'une valeur de K_S donnée.

Type de sol	K_s (mm/h)	θ_r	θ_s	Ψ_b (mm)	λ
Sandy Clay	1.2	0.109	0.430	291.7	0.168
Silty Clay Loam	1.5	0.040	0.471	326.7	0.151
Clay Loam	2.3	0.075	0.464	258.9	0.194
Sandy Clay Loam	4.3	0.068	0.398	280.8	0.250
Silt Loam	6.8	0.015	0.501	207.6	0.211
Loam	13.2	0.027	0.463	111.5	0.220
Sandy Loam	25.9	0.041	0.453	146.6	0.322
Loamy Sand	61.1	0.035	0.437	86.9	0.474

Paramètre de Brooks-Corey pour les classes de sol de l'USDA d'après (Rawls et al., 1982)

Annexe 8 – Évaluation du modèle I2RS – résultats additionnels

Le tableau ci-dessous présente les résultats de simulations des modèles HYDRUS, URBS et I2RS pour un sol de type « Silt Loam » avec une condition de drainage libre en limite inférieure de la zone non saturée. Deux épaisseurs de profil Z_{EQ} sont ici considérées :

Terme du bilan	**Z_{EQ} = 12 m**			**Z_{EQ} = 3 m**		
	HYDRUS	I2RS	URBS	HYDRUS	I2RS	URBS
Évapotranspiration	518	509	579	518	502	/
Recharge	76.0	84.3	0.1	56.1	68.8	/

Cumul de recharge et d'évapotranspiration estimés avec les modèles URBS et I2RS pour un sol de type Silt-Loam avec une condition de drainage libre pour Z_{EQ} 3 et 12m

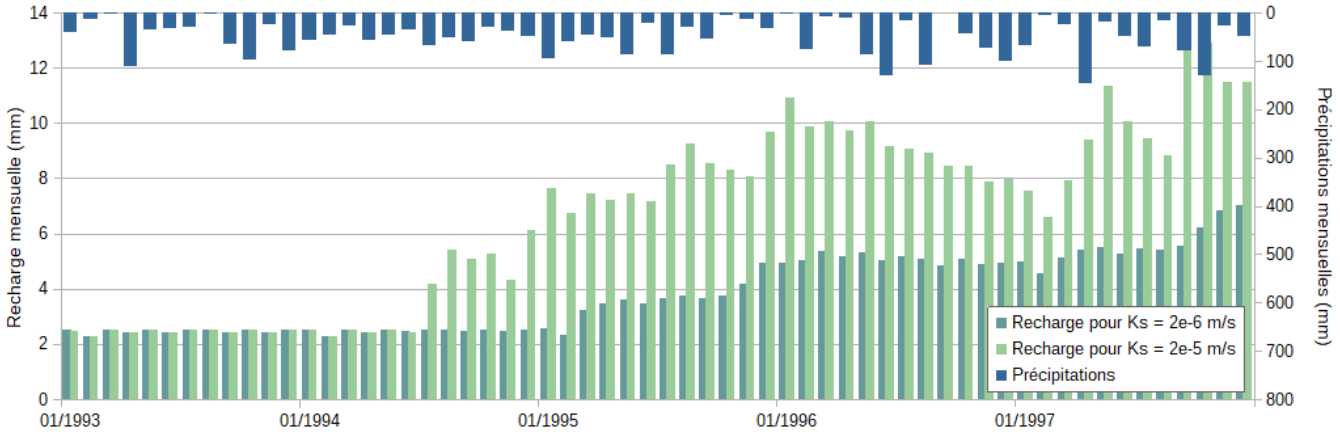
Le tableau ci-dessous présente les résultats de simulations de HYDRUS et URBS pour un sol de type « Silt Loam » avec une condition de charge imposée (niveau de nappe fixé à 12 m) en limite inférieure de la zone non saturée. Le terme de recharge négatif simulé par URBS doit être interprété comme une alimentation de la zone non-saturée par la nappe du fait de remontées capillaires. Ce comportement s'explique essentiellement par l'épaisseur considérable de la zone non-saturée qui ne correspond pas aux conditions d'application du modèle URBS dans sa version de 2017.

Terme du bilan	**HYDRUS**	**I2RS**	**URBS**
Évapotranspiration	519	N.D.	1 000 mm/an
Recharge	69.2	N.D.	-340 mm/an

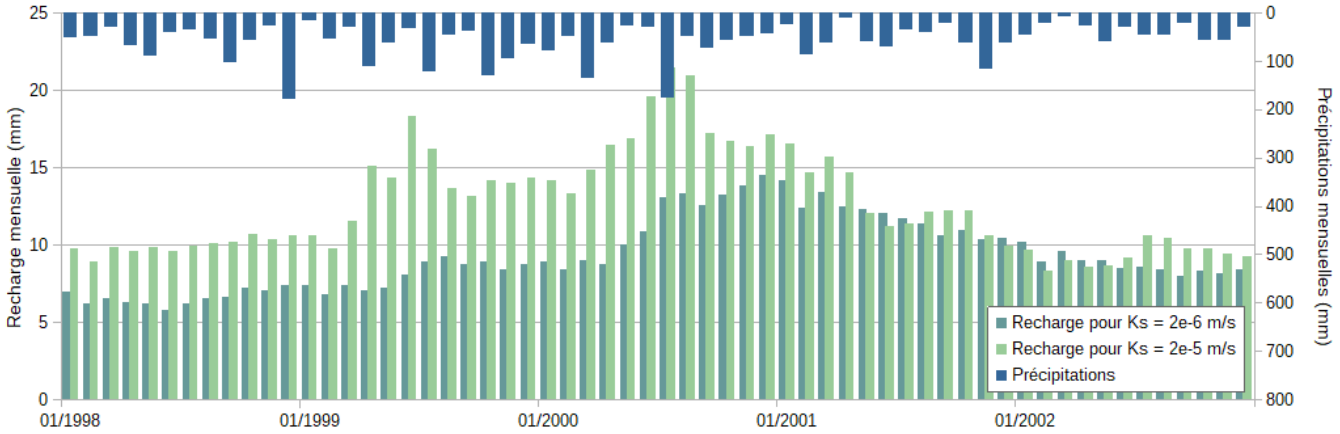
Cumul de recharge et d'évapotranspiration estimés avec le modèle URBS pour un sol de type Silt-Loam avec une condition de charge nulle imposée en limite inférieure du domaine de modélisation

Annexe 9 – Variabilité temporelle de la recharge et possibilité d'évaluation du modèle

Les figures ci-dessous permettent de visualiser les valeurs de recharge mensuelle simulées sur les 10 années de modélisation à l'état initial pour les deux hypothèses de perméabilité de la colonne de sol (K_S = 2×10^{-6} et 2×10^{-7} m/s). Ces séries ne présentent pas de tendance saisonnière marquée. En particulier, l'augmentation de la recharge sur les périodes hivernales n'est pas toujours clairement discernable et semble masquée par des fluctuations à plus long terme.



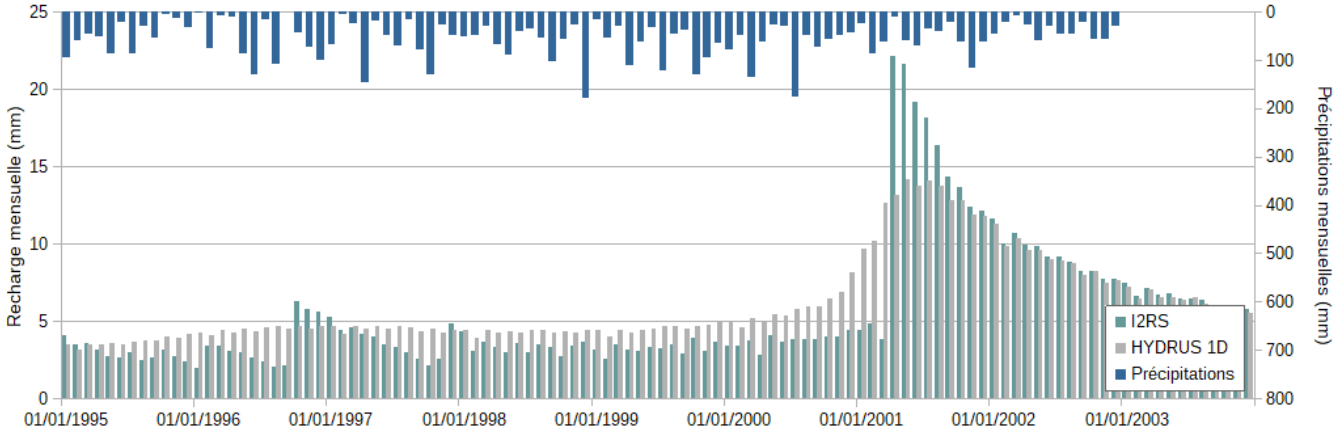
Recharge mensuelle simulée pour une épaisseur de zone non-saturée de 12 m (1993 - 1998)



Recharge mensuelle simulée pour une épaisseur de zone non-saturée de 12 m (1998 - 2003)

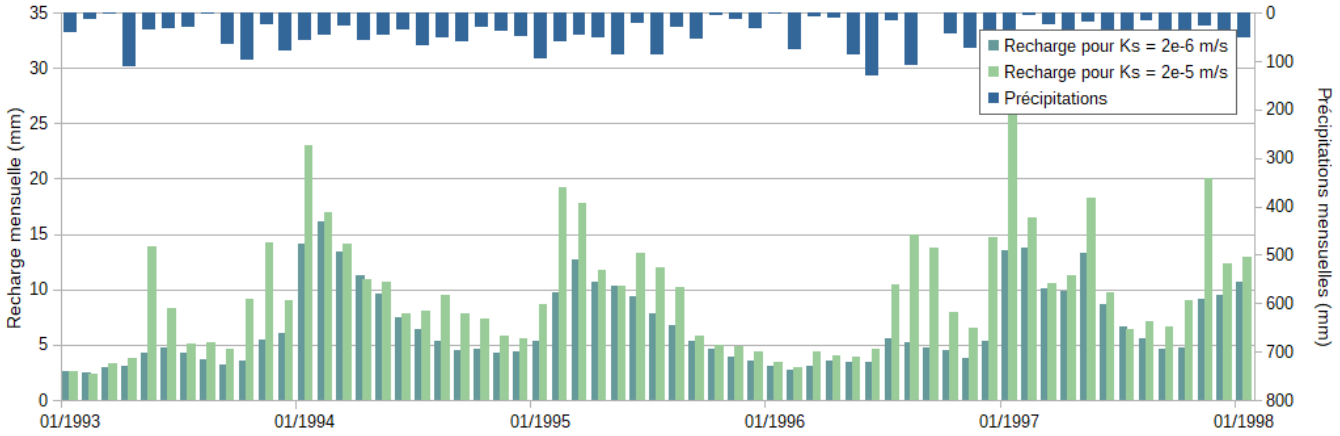
Cette forte atténuation de la dynamique de la recharge s'explique en grande partie l'importante épaisseur de zone-non saturée. La comparaison des flux souterrains calculés par le modèle I2RS à ceux produits par le modèle de référence HYDRUS-1D pour un profil « naturel » confirme en effet cette quasi-absence de saisonnalité de la recharge en limite de domaine de modélisation lorsqu'une colonne de 12m de sol est considérée.

Un tel résultat suggère que les fluctuations piézométriques observées au niveau de la zone d'étude pourraient ne pas être contrôlées par la recharge du locale mais plutôt par des zones de plus faibles profondeur de la nappe situées en amont ou éventuellement par des circulations préférentielles non représentées par le modèle I2RS. Il apparaît ainsi difficile voire illusoire de procéder à un calage même élémentaire du modèle hydrologique à partir des fluctuation de niveaux de nappes mesurées, puisque ces dernières seraient d'avantage influencées par les conditions aux limites du domaine de d'étude que les forçages de surface. Des tests effectuées via le module d'écoulement en nappe du modèle URBS confirment ce diagnostic (les variations de la recharge n'induisent pas de modifications significatives des niveau de nappe simulés).

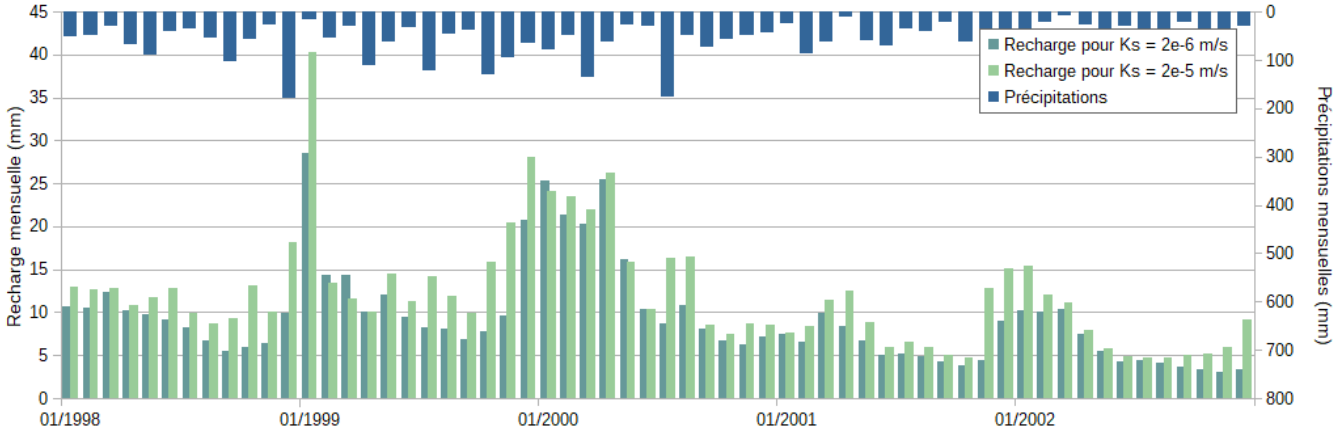


Recharge mensuelle simulée avec le modèle I2RS et via HYDRUS-1D pour K_S = 2e-6 m/s

L'hypothèse d'une recharge majoritairement contrôlée par des zones de plus faible profondeur de la nappe est ici corroborée par les résultats obtenus en considérant une épaisseur plus réduite de la zone non-saturée (voir figure ci-après :). Les fluctuations saisonnières, totalement masquées pour une profondeur de 12m, sont en effet clairement discernable pour en réduisant cette valeur à 2m :

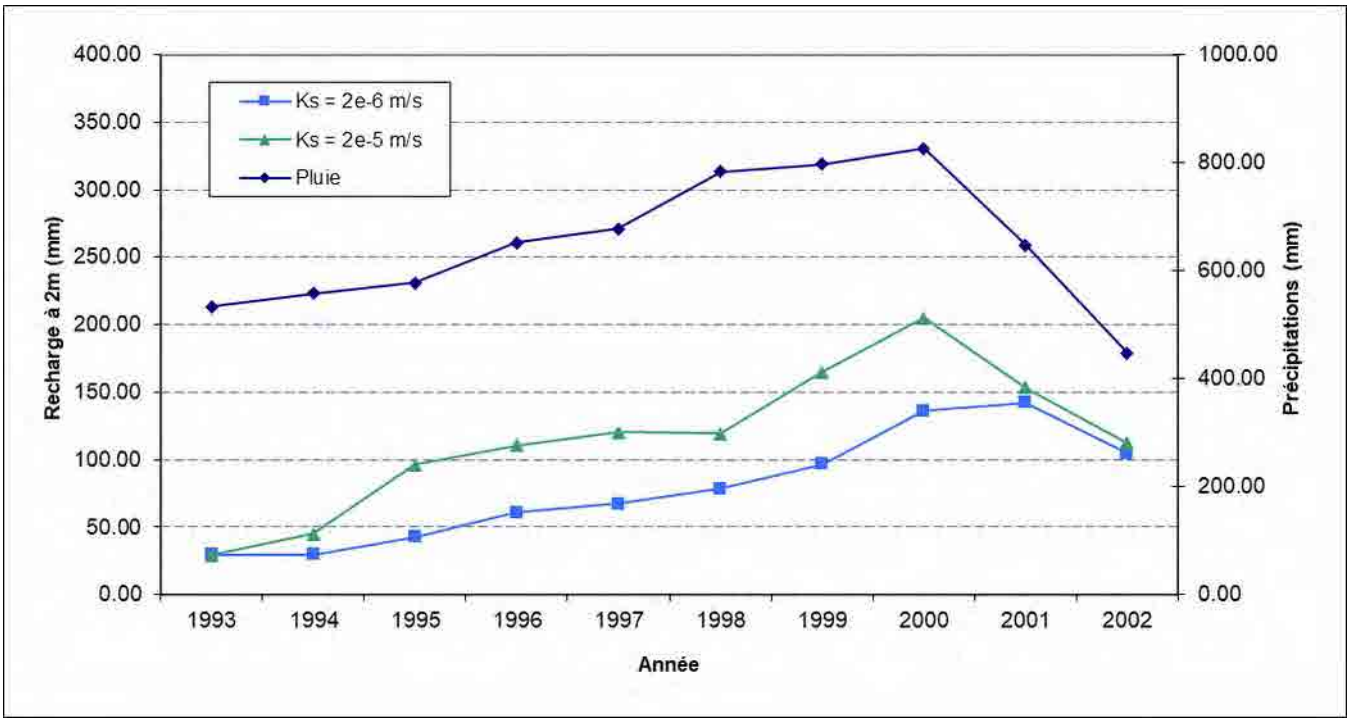


Recharge mensuelle simulée pour une épaisseur de zone non-saturée de 2 m (1993 - 1998)

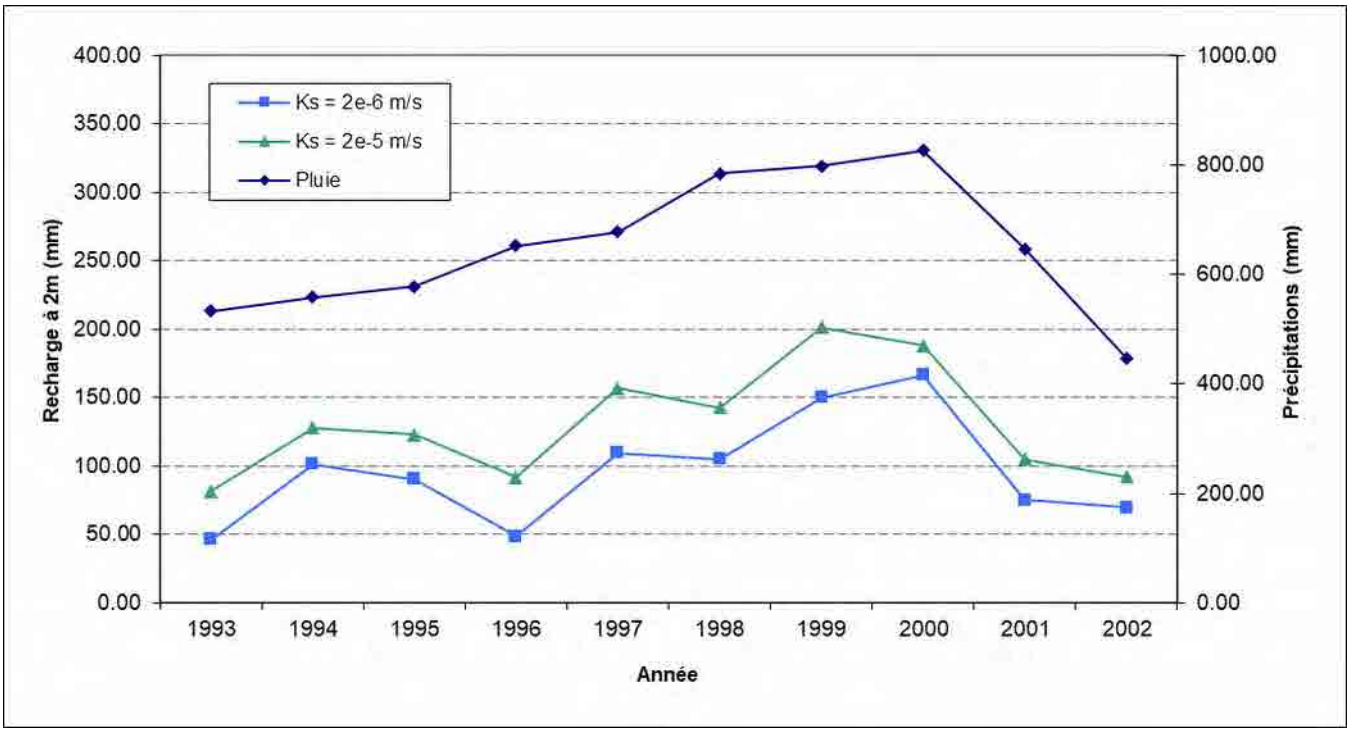


Recharge mensuelle simulée pour une épaisseur de zone non-saturée de 2 m (1998 - 2003)

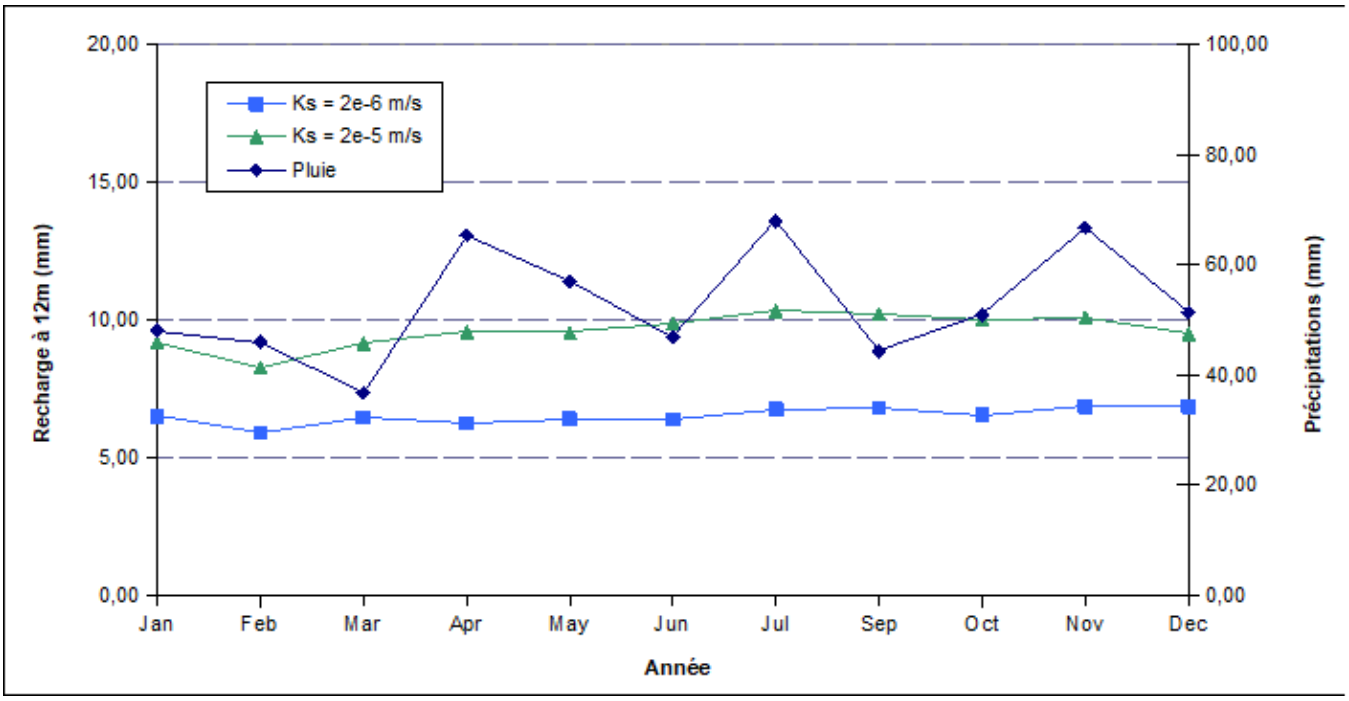
Des résultats complémentaires sur la variabilité annuelle ou inter-annuelle de la recharge simulée à 12 et 2 m sont fournis dans la suite. Ces derniers indiquent que bien que ne présentant pas une saisonnalité marquée, la recharge simulée à 12m n'est pour autant pas entièrement décorrélée des forçages climatiques, du moins d'une année à l'autre.



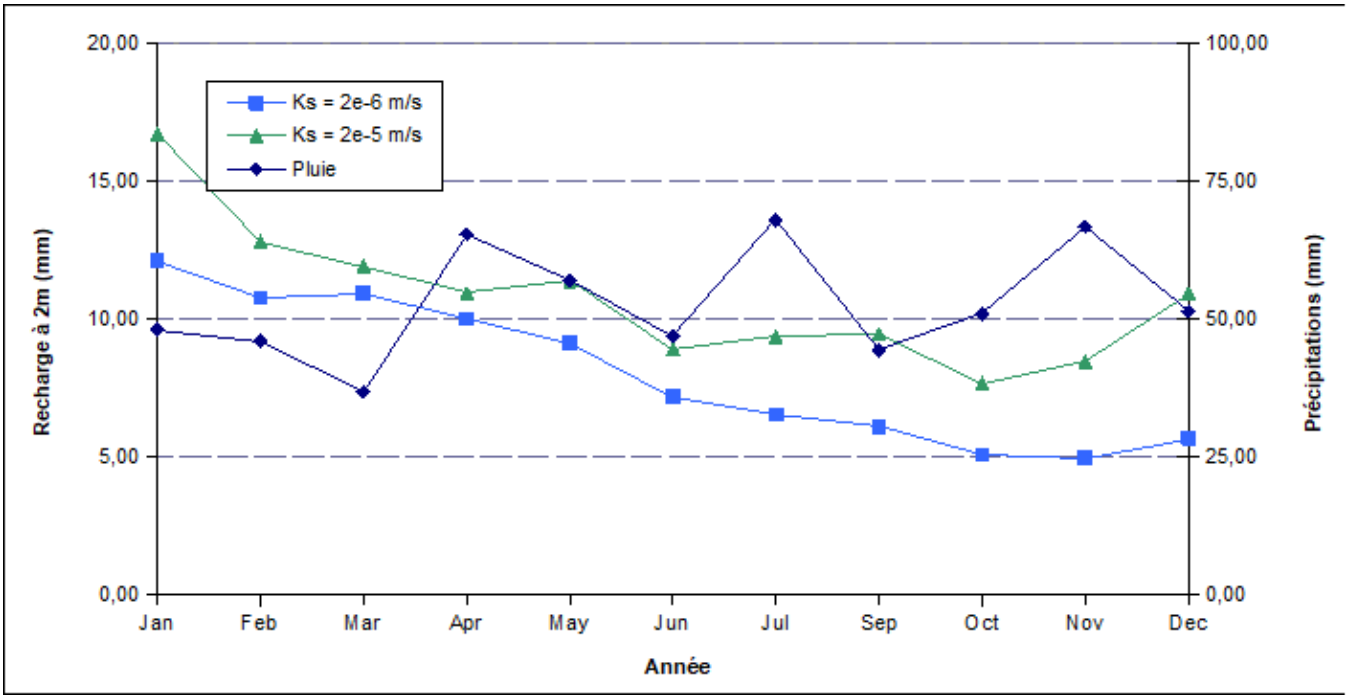
Recharge annuelle simulée pour 12m d'épaisseur de ZNS



Recharge annuelle simulée pour 2m d'épaisseur de ZNS



Moyenne mensuelle de recharge simulée pour 12m d'épaisseur de ZNS



Moyenne mensuelle de recharge simulée pour 2m d'épaisseur de ZNS

Annexe 10 – Incidence de l'hypothèse d'une répartition diffuse des flux d'eau dans les ouvrages

Des simulations complémentaires ont été effectuées afin de tester l'incidence de l'hypothèse de répartition homogène des flux d'eau entrant dans les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales. En effet, une sollicitation hétérogène du sol peut se traduire par une infiltration plus localisée, une moindre évapotranspiration et donc une recharge plus efficace.

L'approche utilisée consiste à introduire une discrétisation spatiale des ouvrages selon l'approche proposée dans la thèse de D. Tedoldi (2017). Ces derniers sont ici découpés en 10 zones de taille équivalentes pour lesquelles 10 simulations spécifiques sont effectuées via le modèle I2RS (cf. schéma de principe). Des valeurs de recharge spécifique sont alors calculées pour chacune de ces zones. La valeur totale de recharge peut alors être comparée à celle obtenue sous l'hypothèse d'une infiltration uniforme à la surface de l'ouvrage.

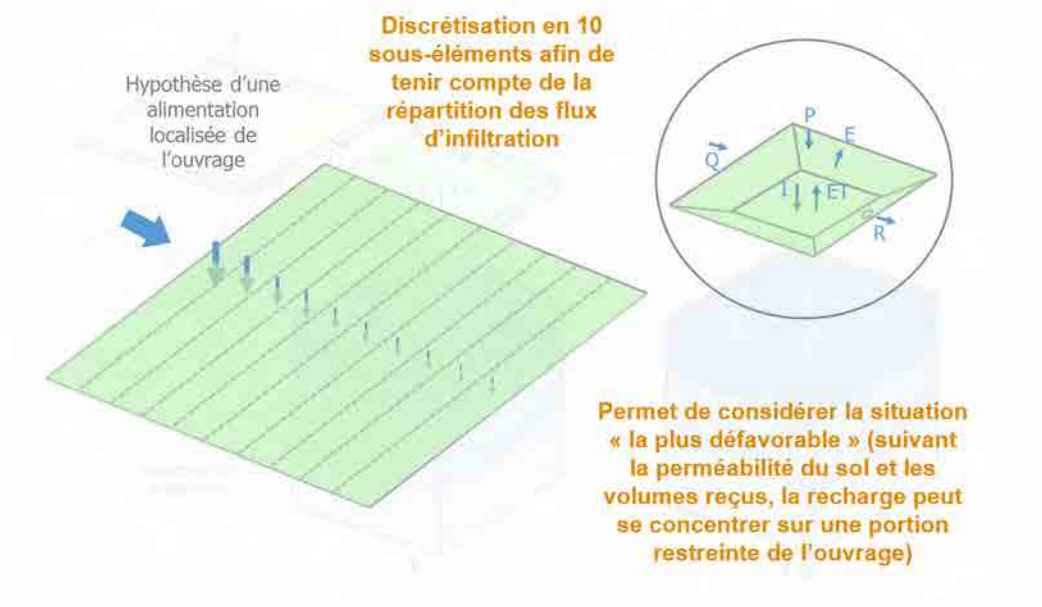


Schéma de principe pour tester l'effet d'une alimentation non uniforme

Les simulations sont effectuées pour K_S = 2×10^{-5} m/s (situation la plus défavorable). Les résultats obtenus pour les ouvrages situés les îlots privés et l'ouvrage central sont présentés ci-après :

Terme du bilan	Ouvrage sur îlots privés		Ouvrage central	
	Alimentation uniforme	Alimentation localisée	Alimentation uniforme	Alimentation localisée
Infiltration	/	/	89.7 %	90.3 %
Evapotranspiration	/	/	8.6 %	5.7 %
Recharge	59.3 %	59.0 %	77.1 %	80.2 %

Comparaison entre les niveaux de recharge simulés avec alimentation uniforme ou en tenant compte de la non-uniformité de l'infiltration dans les ouvrages (valeurs obtenues pour 5 ans de simulations)

Les résultats indiquent de manière générale que l'hypothèse d'infiltration uniforme n'a qu'une incidence limitée sur les bilans hydriques simulés pour les scénarios retenus.

Annexe 11 – Résultats des tests de sensibilité du modèle hydrogéologique

Annexe 11a : Sensibilité du modèle aux conditions aux limites de type charge constante

Cas	Charge hydraulique (m)				Concentration (mg/L)			
	Hautes eaux		Moyennes eaux		Hautes eaux		Moyennes eaux	
	Obs 17/04/18	Calc. - Obs.	Obs Moyenne	Calc. - Obs.	Obs Moyenne	Calc. - Obs.	Obs Moyenne	Calc. - Obs.
P4	38,45	-0,14	37,81	-0,01	1507	-124	1507	-126
P1	38,10	-0,09	37,45	0,06	1418	-41	1418	-37
Pz5	37,08	-0,03						
P7	36,88	0,06	36,29	0,15	714	-203	714	-137
P8	36,81	0,02	36,19	0,13	1232	-113	1232	-104
P9	36,83	0,05	36,2	0,18	1147	-65	1147	-56
Pu	36,82	-0,04						
P6	36,80	0,00	36,17	0,13	1239	-99	1239	-90
P5	36,79	-0,02						
P10	36,33	0,08	35,68	0,25	1348	181	1348	175
Pz3	35,99	-0,03						
Pz2	35,25	0,46						
P2	34,56	0,24	34,06	0,24	1073	74	1073	79
P3	34,32	-0,28	33,89	-0,34	799	103	799	112
Diff P6 P10	**0,47**	**0,39**	**0,47**	**0,37**	**-109**	**-419**	**-109**	**-405**
Residual mean		**0,02**		**0,088**		**-31,8**		**-20,6**
Root mean squared		**0,17**		**0,19**		**121,9**		**109,4**
Normalized RMS		**4,0%**		**4,9%**		**16,9%**		**15,2%**
Coeff correlation		**0,989**		**0,992**		**0,892**		**0,897**

Annexe 11b : Sensibilité du modèle à la recharge

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)		
		$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s		$K_s = 2\times10^{-5}$ m/s	$K_s = 2\times10^{-6}$ m/s
	Obs 17/04/18	Calc. - Obs.	Calc. - Obs.	Obs Moyenne	Calc. - Obs.	Calc. - Obs.
P4	38,45	-0,14	-0,22	1507	-124	-69
P1	38,10	-0,09	-0,17	1418	-41	20
Pz5	37,08	-0,03	-0,15			
P7	36,88	0,06	-0,06	714	-203	-137
P8	36,81	0,02	-0,08	1232	-113	5
P9	36,83	0,05	-0,04	1147	-65	53
Pu	36,82	-0,04	-0,13			
P6	36,80	0,00	-0,10	1239	-99	19
P5	36,79	-0,02	-0,12			
P10	36,33	0,08	0,07	1348	181	191
Pz3	35,99	-0,03	-0,13			
Pz2	35,25	0,46	0,37			
P2	34,56	0,24	0,18	1073	74	194
P3	34,32	-0,28	-0,31	799	103	241
Diff P6 P10	**0,47**	**0,39**	**0,31**	**-109**	**-419**	**-311**
Residual mean		**0,02**	**-0,064**		**-31,8**	**57,4**
Root mean squared		**0,17**	**0,18**		**121,9**	**133,0**
Normalized RMS		**4,0%**	**4,3%**		**16,9%**	**18,4%**
Coeff correlation		**0,989**	**0,99**		**0,892**	**0,872**

Annexe 11c : Sensibilité du modèle à la minéralisation des eaux d'infiltration

	Charge hydraulique (m)			Concentration (mg/L)		
		Conc 0 mg/L	Conc 700 mg/L		Conc 0 mg/L	Conc 700 mg/L
	Obs 17/04/18	Calc. - Obs.	Calc. - Obs.	Obs Moyenne	Calc. - Obs.	Calc. - Obs.
P4	38.45	-0.14	-0.14	1507	-124	-50
P1	38.10	-0.09	-0.09	1418	-41	33
Pz5	37.08	-0.03	-0.03			
P7	36.88	0.06	0.06	714	-203	237
P8	36.81	0.02	0.02	1232	-113	61
P9	36.83	0.05	0.05	1147	-65	109
Pu	36.82	-0.04	-0.04			
P6	36.80	0.00	0.00	1239	-99	75
P5	36.79	-0.02	-0.02			
P10	36.33	0.08	0.08	1348	181	185
Pz3	35.99	-0.03	-0.03			
Pz2	35.25	0.46	0.46			
P2	34.56	0.24	0.24	1073	74	280
P3	34.32	-0.28	-0.28	799	103	343
Diff P6 P10	**0,47**	**0,39**	**0,31**	**-109**	**-419**	**-248**
Residual mean		**0.02**	**0.02**		**-31.8**	**141.5**
Root mean squard		**0.17**	**0.17**		**121.9**	**186.0**
Normalized RMS		**4.0%**	**4.0%**		**16.9%**	**25.8%**
Coeff correlation		**0.989**	**0.989**		**0.892**	**0.886**

Annexe 11d : Sensibilité du modèle à la perméabilité du Calcaire de Saint-Ouen

Résultats obtenus pour la modélisation des écoulements (charge hydraulique en m)

	Simulation de référence		SO homogène			Variation du SO sup		Variation du SO inf	
	Obs	Réf	i	ii	iii	iv	v	vi	vii
P4	38,45	-0,14	0,10	-0,14	-0,18	-0,14	-0,15	-0,26	-0,26
P1	38,10	-0,09	0,15	-0,13	-0,17	-0,09	-0,10	-0,22	-0,22
Pz5	37,08	-0,03	0,23	-0,08	-0,13	-0,03	-0,04	-0,18	-0,18
P7	36,88	0,06	0,31	0,00	-0,06	0,07	0,06	-0,08	-0,09
P8	36,81	0,02	0,37	0,06	0,01	0,02	0,01	-0,13	-0,14
P9	36,83	0,05	0,41	0,10	0,04	0,06	0,04	-0,10	-0,10
Pu	36,82	-0,04	0,31	0,01	-0,05	-0,03	-0,04	-0,18	-0,19
P6	36,80	0,00	0,35	0,04	-0,01	0,00	-0,01	-0,15	-0,15
P5	36,79	-0,02	0,33	0,02	-0,03	-0,02	-0,03	-0,17	-0,17
P10	36,33	0,08	0,18	0,11	0,10	0,10	0,10	0,07	0,06
Pz3	35,99	-0,03	0,24	-0,03	-0,08	-0,03	-0,04	-0,16	
Pz2	35,25	0,46	0,75	0,49	0,47	0,46	0,45		
P2	34,56	0,24	0,46	0,23	0,19	0,25	0,24	0,15	0,15
P3	34,32	-0,28	-0,07	-0,17	-0,19	-0,27	-0,28	-0,32	-0,33
Diff P6 P10	**0,47**	**0,39**	**0,64**	**0,40**	**0,36**	**0,38**	**0,36**	**0,25**	**0,26**
Residual mean		**0,02**	**0,294**	**0,036**	**-0,005**	**0,025**	**0,016**	**-0,133**	**-0,136**
Root mean squared		**0,17**	**0,35**	**0,17**	**0,17**	**0,17**	**0,17**	**0,18**	**0,18**
Normalized RMS		**4,0%**	**8,4%**	**4,1%**	**4,1%**	**4,1%**	**4,0%**	**4,3%**	**4,5%**
Coeff correlation		**0,989**	**0,987**	**0,99**	**0,99**	**0,989**	**0,989**	**0,994**	**0,994**

Note : Pour la simulation de référence et les simulations I à vii, les valeurs indiquées pour chacun des piézomètres correspondent à la différence de charge par rapport à la charge hydraulique observée en avril 2017.

Résultats obtenus pour la modélisation du transport de soluté (concentrations en mg/L)

	Simulation de référence		SO homogène			Variation du SO sup		Variation du SO inf	
	Obs	Réf	i	ii	iii	iv	v	vi	vii
P4	1507	-124	-238	-9	16	-113	-119	-27	-26
P1	1418	-41	-162	95	123	-42	-37	72	70
P7	714	-203	-335	431	585	-203	-197	28	-262
P8	1232	-113	-411	141	218	-112	-103	119	115
P9	1147	-65	-361	189	265	-64	-55	166	163
P6	1239	-99	-397	155	232	-98	-89	133	129
P10	1348	181	157	172	177	177	172	178	187
P2	1073	74	-294	310	424	72	80	325	325
P3	799	103	-295	375	505	102	113	390	393
Diff P6 P10	**-109**	**-419**	**-694**	**-156**	**-84**	**-415**	**-400**	**-184**	**-197**
Residual mean		**-31,8**	**-259,6**	**206,4**	**282,9**	**-31,3**	**-26,1**	**153,7**	**121,5**
Root mean squared		**121,9**	**307,5**	**244,9**	**332,7**	**119,8**	**117,8**	**198,8**	**217,5**
Normalized RMS		**16,9%**	**42,6%**	**33,9%**	**46,1%**	**16,6%**	**16,3%**	**27,5%**	**30,1%**
Coeff correlation		**0,892**	**0,889**	**0,958**	**0,958**	**0,896**	**0,894**	**0,833**	**0,778**

Note : Pour la simulation de référence et les simulations i à vii, les valeurs indiquées pour chacun des piézomètres correspondent à la différence de concentration par rapport à la concentration moyenne observée

Annexe 11e : Sensibilité du modèle à la perméabilité des Sables de Beauchamp

Résultats obtenus pour la modélisation des écoulements (charge hydraulique en m)

	Simulation de référence		SB homogène		Variation du SB med	
	Obs	Réf	i	ii	iii	iv
P4	38,45	-0,14	-0,24	-0,19	-0,21	-0,09
P1	38,10	-0,09	-0,22	-0,16	-0,18	-0,02
Pz5	37,08	-0,03	-0,21	-0,14	-0,15	0,06
P7	36,88	0,06	-0,12	-0,04	-0,06	0,15
P8	36,81	0,02	-0,16	-0,09	-0,10	0,10
P9	36,83	0,05	-0,13	-0,05	-0,07	0,14
Pu	36,82	-0,04	-0,22	-0,14	-0,16	0,05
P6	36,80	0,00	-0,18	-0,11	-0,12	0,09
P5	36,79	-0,02	-0,20	-0,13	-0,14	0,07
P10	36,33	0,08	0,28	0,35	0,27	0,01
Pz3	35,99	-0,03	-0,23	-0,16	-0,16	0,05
Pz2	35,25	0,46		0,34	0,35	0,53
P2	34,56	0,24	0,08	0,12	0,15	0,30
P3	34,32	-0,28	-0,38	-0,35	-0,33	-0,25
Diff P6 P10	**0,47**	**0,39**	**0,00**	**0,02**	**0,07**	**0,54**
Residual mean		**0,02**	**-0,148**	**-0,054**	**-0,066**	**0,085**
Root mean squared		**0,17**	**0,22**	**0,20**	**0,20**	**0,19**
Normalized RMS		**4,0%**	**5,3%**	**4,7%**	**4,7%**	**4,7%**
Coeff correlation		**0,989**	**0,99**	**0,986**	**0,987**	**0,988**

Note : Pour la simulation de référence et les simulations i à iv, les valeurs indiquées pour chacun des piézomètres correspondent à la différence de charge par rapport à la charge hydraulique observée en avril 2017.

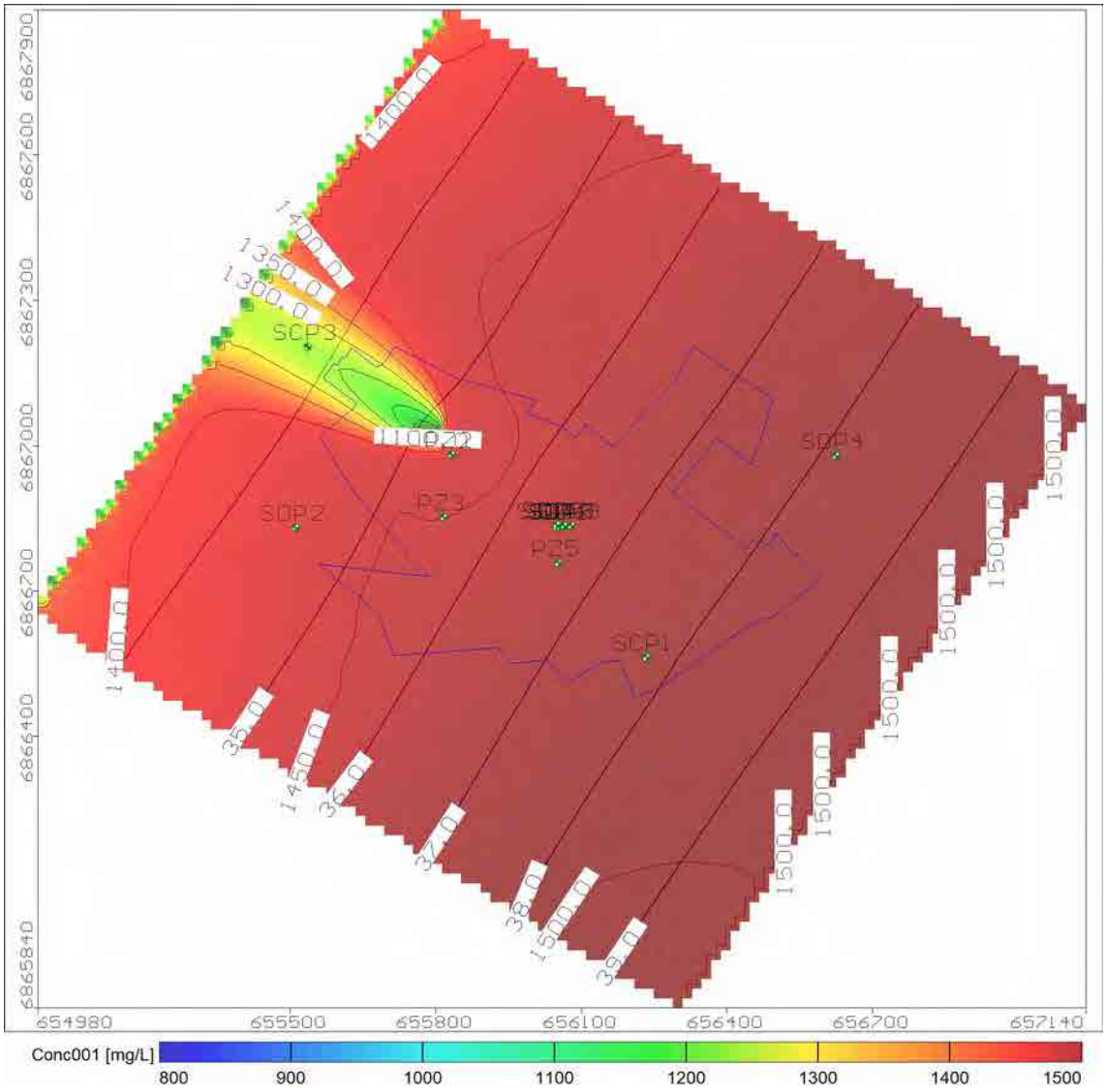
Résultats obtenus pour la modélisation du transport de soluté (concentrations en mg/L)

	Simulation de référence		SB homogène		Variation du SB med	
	Obs	Réf	i	ii	iii	iv
P4	1507	-124	-111	-139	-116	-129
P1	1418	-41	-20	-54	-32	-52
P7	714	-203	-170	-203	-185	-215
P8	1232	-113	-85	-141	-104	-120
P9	1147	-65	-38	-92	-56	-72
P6	1239	-99	-71	-127	-90	-106
P10	1348	181	159	155	159	170
P2	1073	74	98	29	64	62
P3	799	103	130	51	97	96
Diff P6 P10	**-109**	**-419**	**-369**	**-421**	**-388**	**-415**
Residual mean		**-31,8**	**-12,0**	**-57,9**	**-29,2**	**-40,7**
Root mean squared		**121,9**	**109,1**	**122,6**	**110,3**	**124,1**
Normalized RMS		**16,9%**	**15,1%**	**17,0%**	**15,3%**	**17,2%**
Coeff correlation		**0,892**	**0,9**	**0,909**	**0,908**	**0,893**

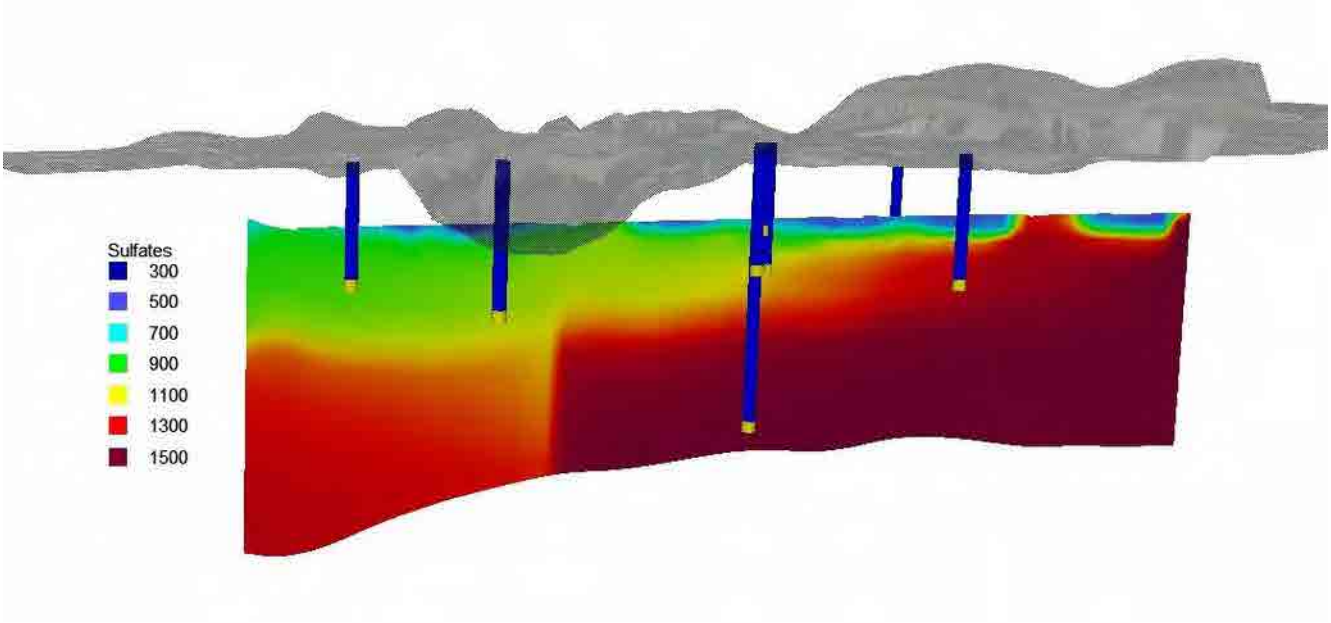
Note : Pour la simulation de référence et les simulations i à iv, les valeurs indiquées pour chacun des piézomètres correspondent à la différence de concentration par rapport à la concentration moyenne observée

Annexe 12 – Résultats modélisations hydrogéologiques avec prise en compte d'une discontinuité de type fontis

Annexe 12a : Simulation d'une discontinuité de type fontis avec les paramètres de l'état initial

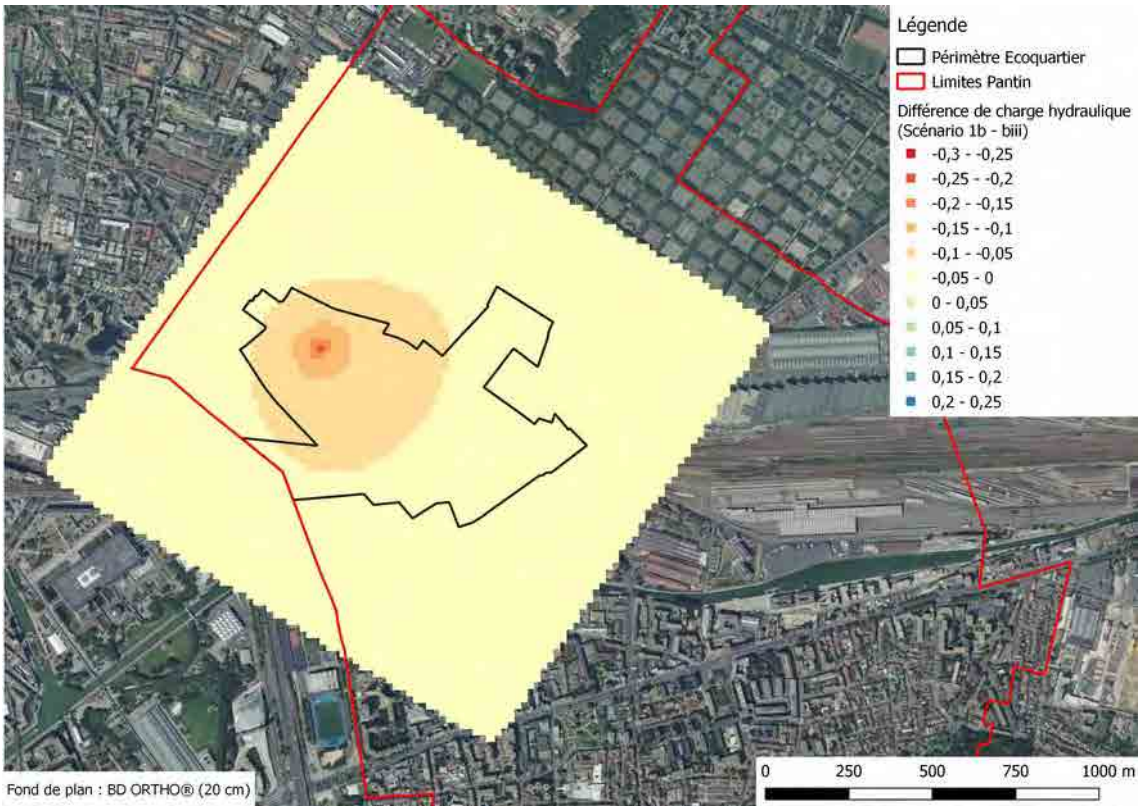


Distribution des concentrations en partie supérieure des Marnes-et-Caillasses (couche 11)

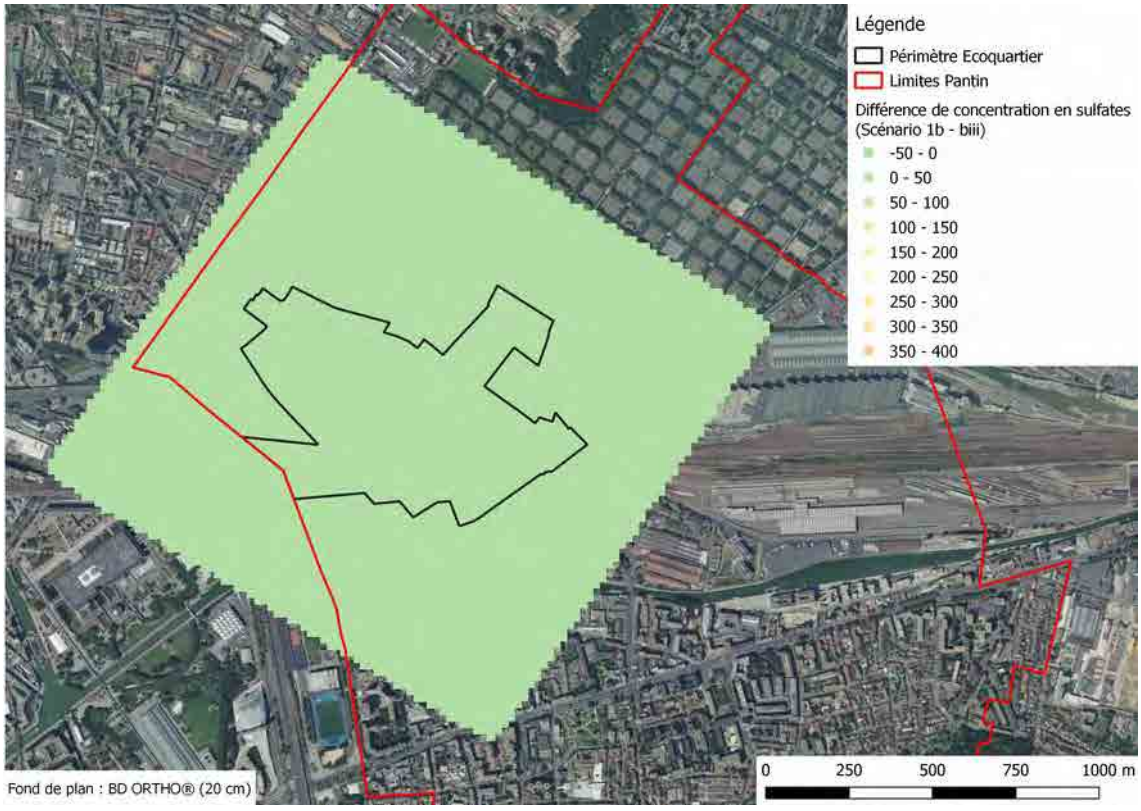


Profil de concentration passant par la discontinuité

Différence de charge simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour l'état initial - couche 6



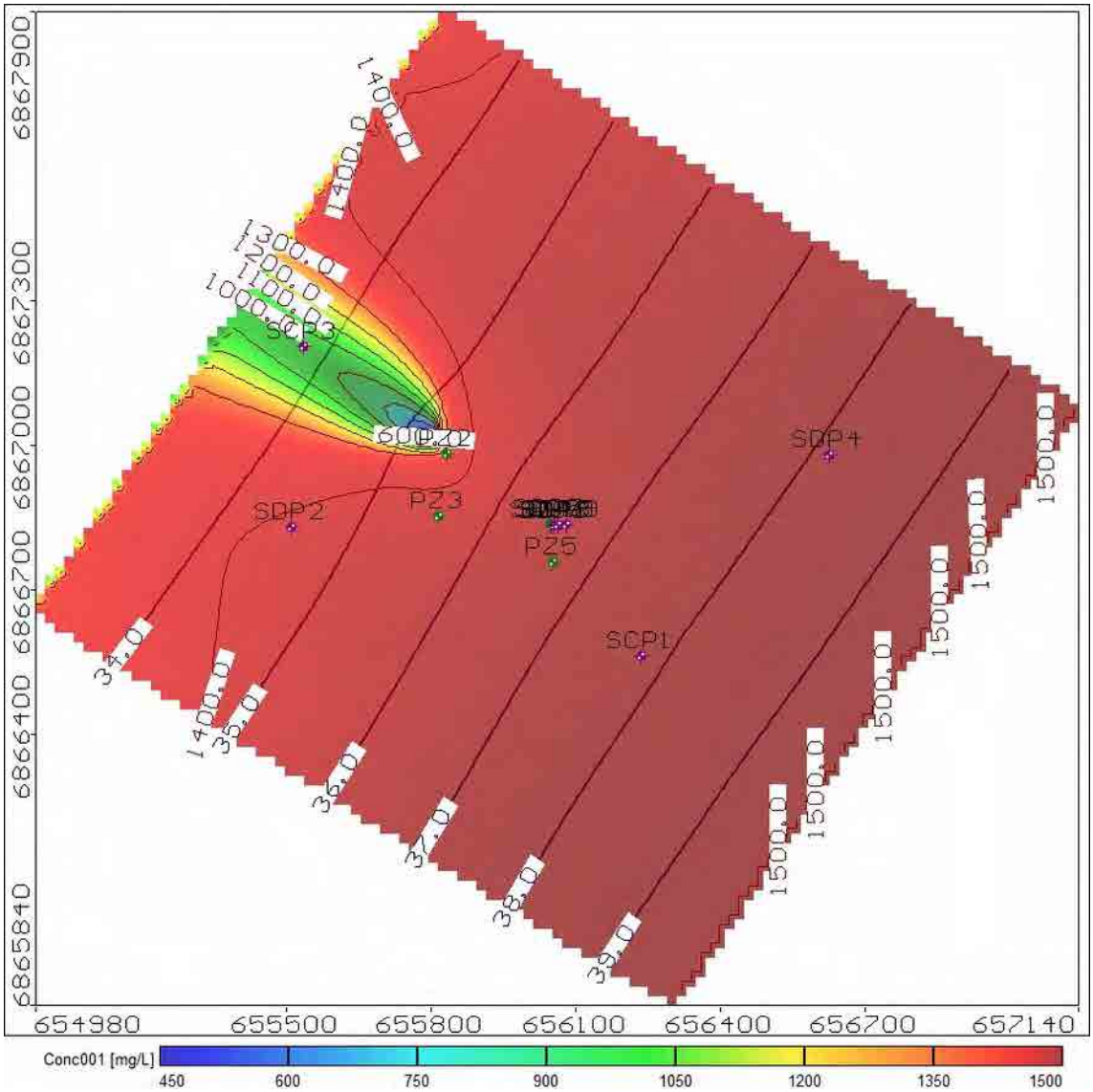
Différence de charge simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour l'état initial - couche 11



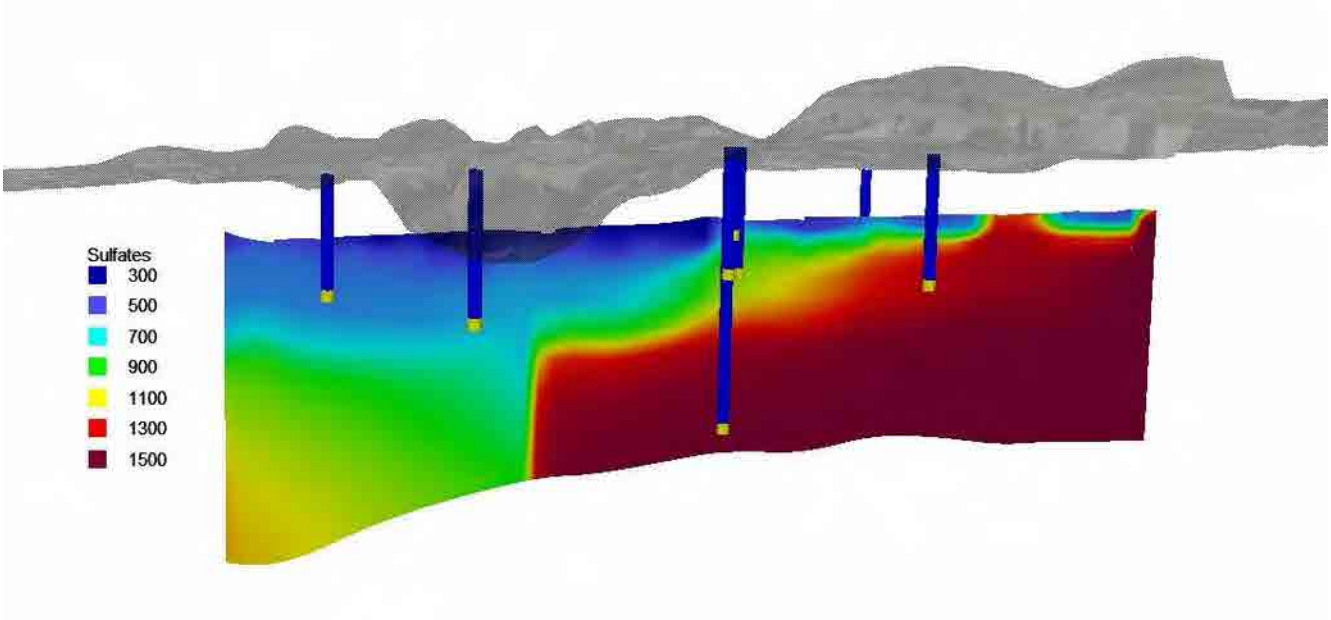
Différence de concentrations simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour l'état initial - couche 6

Différence de concentrations simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour l'état initial - couche 11

Annexe 12a : Simulation d'une discontinuité de type fontis avec les paramètres du scénario de gestion centralisée

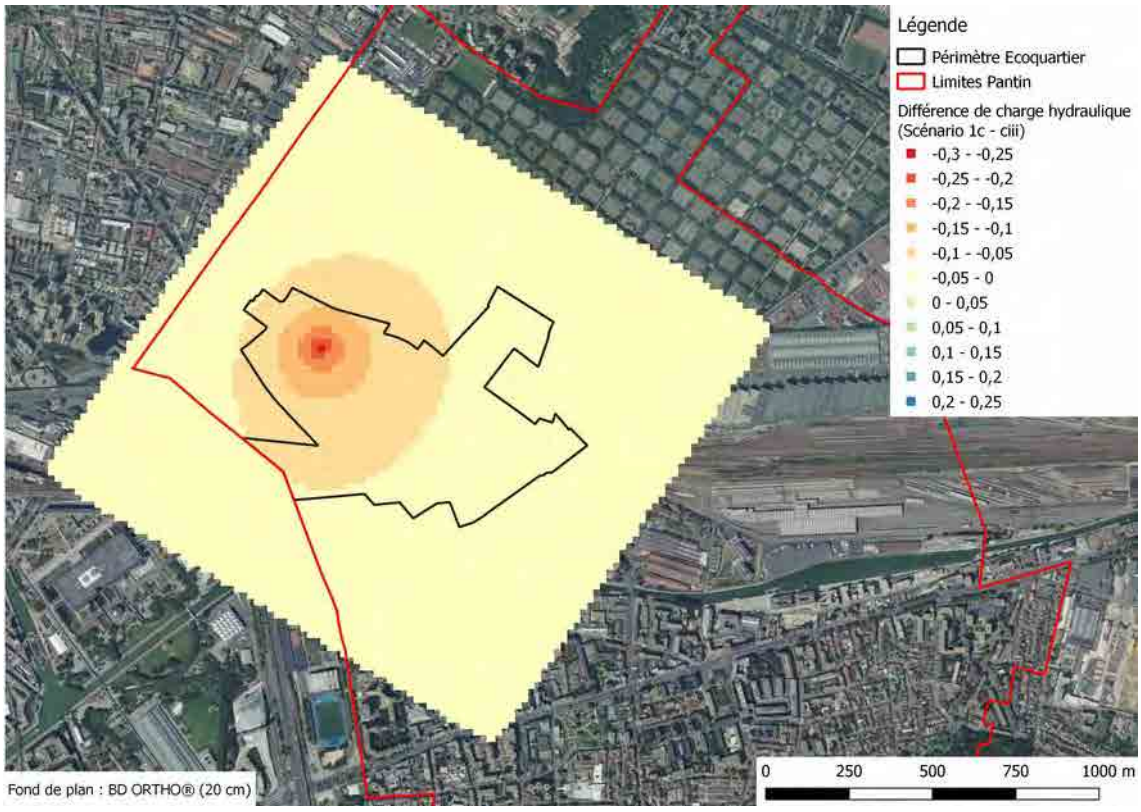


Distribution des concentrations en partie supérieure des Marnes-et-Caillasses (couche 11)

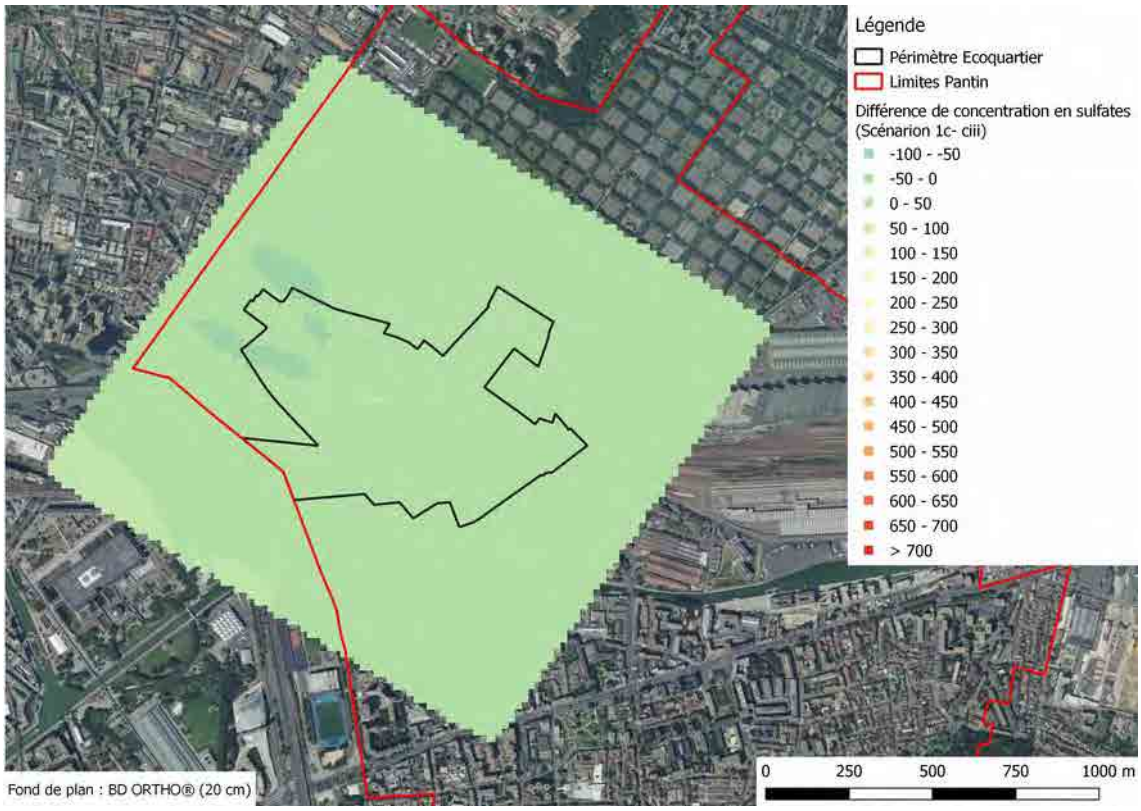


Profil de concentration passant par la discontinuité

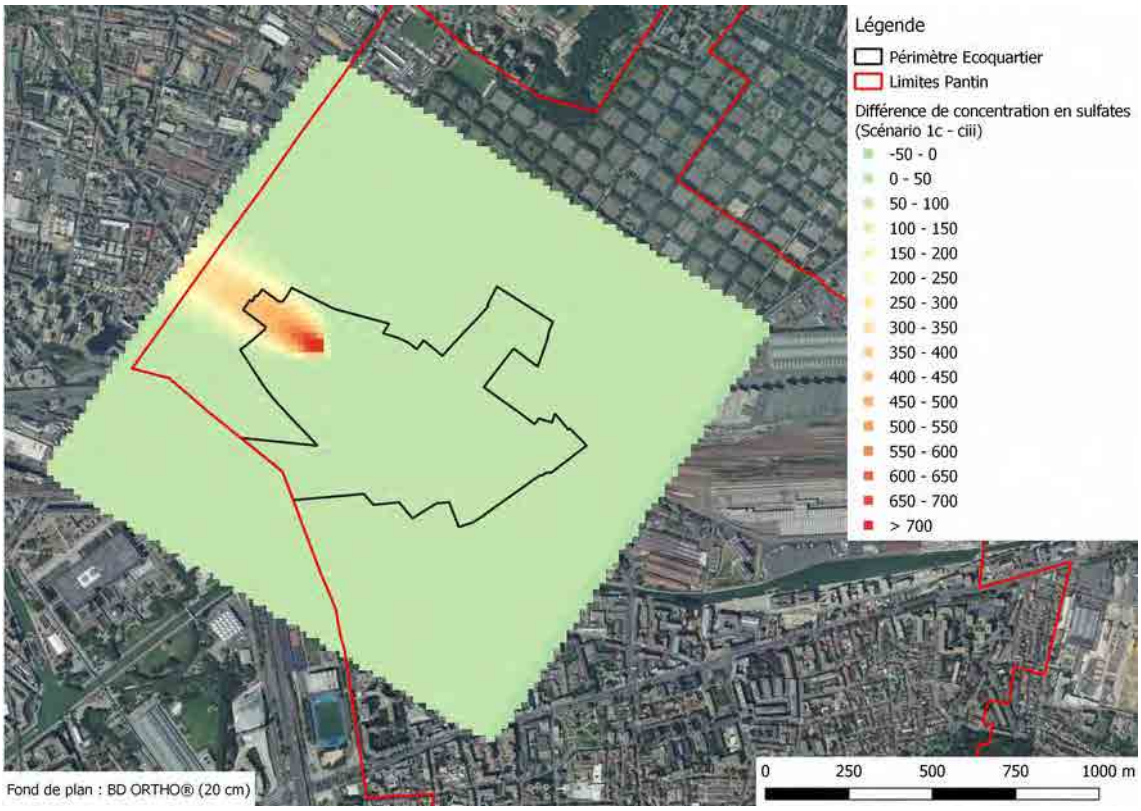
Différence de charge simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour le scénario de gestion centralisée - couche 6



Différence de charge simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour le scénario de gestion centralisée - couche 11



Différence de concentrations simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour l'état initial - couche 6



Différence de concentrations simulée avec et sans discontinuité de type fontis pour l'état initial - couche 11

RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

Siège social : Cité des mobilités - 25, avenue François Mitterrand - CS 92 803 - F-69674 Bron Cedex -

Tél : +33 (0)4 72 14 30 30 – **www.cerema.fr**