



HAL
open science

Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine : Application à l'agglomération lyonnais

Guillaume Attard

► **To cite this version:**

Guillaume Attard. Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine : Application à l'agglomération lyonnais. Hydrologie. Université de Lyon, 2017. Français. NNT : 2017LYSET002 . tel-01496786

HAL Id: tel-01496786

<https://theses.hal.science/tel-01496786>

Submitted on 27 Mar 2017

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

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



THÈSE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE LYON

opérée au sein de
l'École Nationale des Travaux Publics de l'Etat

École doctorale numéro 206
ÉCOLE DOCTORALE DE CHIMIE (CHIMIE, PROCÉDÉS, ENVIRONNEMENT)
Spécialité : Environnement

Soutenue publiquement le 19/01/2017, par :

Guillaume Attard

Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine - Application à l'agglomération lyonnaise

Devant le jury composé de :

M. Aurèle Parriaux	Pr. à l'EPFL, Lausanne, Suisse	Rapporteur
M. Jean-Michel Tanguy	IGPEF au CGDD, France	Rapporteur
Mme Sylvie Barraud	Pr. à l'INSA de Lyon, France	Examinatrice
M. Pierre Marmonier	Pr. à l'Université de Lyon, France	Président de Jury
M. Pierre Perrochet	Pr. à l'Université de Neuchâtel, Suisse	Examinateur
M. Yvan Rossier	Pr. à l'Université Grenoble Alpes, France	Examinateur
M. Laurent Eisenlohr	IDTPE au Cerema, France	Directeur de thèse
M. Thierry Winiarski	Dir. de Recherche à l'ENTPE, France	Directeur de thèse

Université Claude Bernard - Lyon 1

Président de l'Université

Vice-président du Conseil d'Administration

Vice-président du Conseil des Etudes et de la Vie Universitaire

Vice-président du Conseil Scientifique

Directeur Général des Services

M. François-Noël GILLY

M. le Professeur Hamda BEN HADID

M. le Professeur Philippe LALLE

M. le Professeur Germain GILLET

M. Alain HELLEU

COMPOSANTES SANTÉ

Faculté de Médecine Lyon Est - Claude Bernard

Faculté de Médecine et de Maïeutique Lyon Sud - Charles Mérieux

Faculté d'Odontologie

Institut des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques

Institut des Sciences et Techniques de la Réadaptation

Département de formation et Centre de Recherche en Biologie Humaine

Directeur : M. le Professeur J. ETIENNE

Directeur : Mme la Professeure C. BURILLON

Directeur : M. le Professeur D. BOURGEOIS

Directeur : Mme la Professeure C. VINCIGUERRA

Directeur : M. le Professeur Y. MATILLON

Directeur : Mme. la Professeure A-M. SCHOTT

COMPOSANTES ET DÉPARTEMENTS DE SCIENCES ET TECHNOLOGIE

Faculté des Sciences et Technologies

Département Biologie

Département Chimie Biochimie

Département GEP

Département Informatique

Département Mathématiques

Département Mécanique

Département Physique

UFR Sciences et Techniques des Activités Physiques et Sportives

Observatoire des Sciences de l'Univers de Lyon

Polytech Lyon

Ecole Supérieure de Chimie Physique Electronique

Institut Universitaire de Technologie de Lyon 1

Ecole Supérieure du Professorat et de l'Education

Institut de Science Financière et d'Assurances

Directeur : M. F. DE MARCHI

Directeur : M. le Professeur F. FLEURY

Directeur : Mme Caroline FELIX

Directeur : M. Hassan HAMMOURI

Directeur : M. le Professeur S. AKKOUCHE

Directeur : M. Georges TOMANOV

Directeur : M. le Professeur H. BEN HADID

Directeur : M. Jean-Claude PLENET

Directeur : M. Y.VANPOULLE

Directeur : M. B. GUIDERDONI

Directeur : M. P. FOURNIER

Directeur : M. G. PIGNAULT

Directeur : M. C. VITON

Directeur : M. A. MOUGNIOTTE

Directeur : M. N. LEBOISNE

Cette thèse a été réalisée à l'École Nationale des Travaux Publics de l'Etat (ENTPE), au sein de l'UMR CNRS 5023 du Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA) et au Centre d'étude et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema). Elle a débuté en octobre 2013 sous la co-direction de Thierry Winiarski (ENTPE) et de Laurent Eisenlohr (Cerema) et a été financée par le Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer.

Remerciements

Ces quelques mots marquent l'achèvement d'un peu plus de trois années de recherche, et l'épilogue de mon passage sur « les bancs de l'école ». Je profite de ces lignes pour exprimer ma reconnaissance à ceux qui m'ont accompagné durant ces belles années.

Tout d'abord, je remercie le Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer de m'avoir permis de compléter mon parcours par une thèse. Je mesure la chance qui m'a été donnée de pouvoir m'immerger, pendant trois années, sur un sujet scientifique et technique.

Je tiens à remercier mes directeurs de thèse, Thierry Winiarski et Laurent Eisenlohr. Je remercie Thierry de m'avoir fait confiance pour mener ce projet de recherche. Je n'oublie pas également l'énergie déployée à des moments-clés (tels que le jury de sélection de thèse!). Je remercie ensuite Laurent pour son investissement dans ce projet, pour sa rigueur et son sens critique qui m'ont beaucoup apporté, ainsi que pour la disponibilité dont il a fait preuve. Aussi, je le remercie infiniment pour son aide dans le cadre de ma prise de poste d'après thèse, au Cerema.

Je tiens également à remercier Yvan Rossier pour le rôle crucial qu'il a tenu pendant ces trois années. Je le remercie évidemment pour tout le temps passé à me transmettre sa science, toujours avec passion et patience, mais surtout pour son soutien et tous les bons moments que nous avons passés à refaire le monde. Ses visites, pour affronter toutes sortes de problèmes liés à la modélisation, ont toujours été un vrai plaisir!

Je remercie Yves Perrodin et Marc Meyer pour leur accueil au sein du LEHNA à l'ENTPE, et du DETC au Cerema. Je les remercie également d'avoir mis à ma disposition tous les moyens nécessaires au bon déroulement de ce projet, et notamment le matériel informatique. Aussi, je remercie Marc d'avoir été attentif au déroulement et aux productions de la thèse et pour la confiance qu'il m'a accordée.

Je remercie les membres de mon jury de thèse. Je remercie en particulier Jean-Michel Tanguy et Aurèle Parriaux, rapporteurs de cette thèse, pour leur participation au comité de pilotage de la thèse. Je les remercie pour leurs remarques et suggestions. Je remercie également Sylvie Barraud, Pierre Marmonier et Pierre Perrochet d'avoir accepté d'examiner ce manuscrit de thèse. En particulier, je souhaiterais remercier Pierre Perrochet pour son accueil au CHYN à Neuchâtel, et pour le temps qu'il m'a accordé.

Je remercie les membres de mon comité technique de thèse. En particulier, je souhaiterais remercier Anne Perrissin (Lyon Métropole) qui a rendu possible l'application du sujet de thèse au cas de la ville de Lyon, notamment grâce à la mise à disposition de données pré-

cieuses. Je la remercie sincèrement pour son suivi et son intérêt constant depuis le début de la thèse. Je remercie également Laurent Cadilhac (Agence de l'eau), Claudie Briand-Ponzetto (Département du Rhône), Laurent Vernay (Cerema), Gabriel De Los Cobos (Administration Genevoise), Matthieu Hervé (DREAL Auvergne-Rhône-Alpes), François Chambon (SPL Lyon Part-Dieu) et Yves Simond (SNCF Réseau) pour leur participation pour leur intérêt et leurs remarques constructives.

Je souhaiterais également remercier toutes les personnes qui m'ont accordé du temps, pour me recevoir m'aider ou répondre à mes questions. En particulier, je remercie Bernard Roussot (Cerema) pour son aide sur SIG, merci à Marc Berthier (AnteaGroup) de m'avoir accompagné à Lyon pour obtenir des données sur les parcs de stationnements souterrains. Merci à Maurice Dousson et Lionel Royer (VNF) pour leurs informations relatives aux bathymétries du Rhône et de la Saône.

Je remercie Loann Cuvillier, que j'ai eu l'occasion d'encadrer lors de son stage de fin d'études. Je le remercie pour l'intérêt qu'il a porté à mon sujet de recherche et pour le travail remarquable qu'il a accompli.

Je remercie les doctorants de l'ENTPE pour les bons moments passés avec eux. Je remercie Morgane pour son accueil et pour avoir facilité mon intégration dans l'équipe. Je remercie Fred pour son amitié, son soutien et son parler-vrai durant toute ma thèse. Au-delà de notre amitié, je le remercie sincèrement pour l'émulation qu'il a créée et pour son investissement dans l'animation scientifique du LEHNA. Merci à mon coéquipier Antoine pour sa sympathie et sa motivation. Je lui souhaite beaucoup de réussite dans l'achèvement de sa thèse, mais surtout pour la suite, pour conquérir le monde de la recherche ! Également, je remercie l'ensemble de mes collègues de l'ENTPE et du LEHNA pour les bons moments que nous avons passés ensemble. Je remercie particulièrement Alicia pour sa gentillesse, sa bonne humeur et son efficacité, ainsi que Sylvie Bony et Alain Devaux pour toutes nos discussions et bonnes rigolades du midi. Je remercie également Laurent Lassabatère d'avoir été à l'écoute pendant toute la durée de ma thèse et pour l'aide qu'il m'a apportée. Aussi, je tiens à le remercier pour son rôle de responsable informatique qui lui tient tant à cœur. Enfin, je salue mes collègues du Cerema, Agathe, Virginie, Lydie, Laurent et Davide que je vais bientôt rejoindre pour de bon !

Mes amis m'ont également accompagné, bien au-delà de ce travail de thèse. Je profite donc de l'occasion pour remercier de tout cœur mes copains de toujours, Loup, Crespy, Adrien, Stan, Bilal, Bardo, Aubin, Corentin, Thibaud, Michaël et bien sûr Julie, pour leur soutien et leur amitié inébranlable. Je les remercie pour les moments de bonheur que nous partageons ensemble.

Je n'oublie évidemment pas mes parents qui m'ont toujours soutenu dans mes projets et qui ont toujours été présents pour moi. Je les remercie pour tout.

Enfin, pour terminer ces remerciements, je veux remercier Esther. Je la remercie pour son soutien au quotidien, pour sa patience et pour l'amour qu'elle me porte. Merci pour tout ce qu'elle m'offre.

Table des matières

Liste des publications	xiii
Résumé-Abstract	xv
Table des figures	xvii
Liste des tableaux	xix
Introduction générale	1
I État de l'art	9
1 Ouvrages souterrains <i>versus</i> écoulements d'eau souterraine	11
1.1 Enjeux et démarche	11
1.2 Article 1 - Review : Impact of underground structures on the flow of urban groundwater	12
1.3 Synthèse	28
2 Ouvrages souterrains <i>versus</i> qualité de l'eau souterraine	31
2.1 Contamination de l'eau souterraine urbaine	31
2.2 Étude de l'âge de l'eau souterraine	32
2.3 Synthèse	35
3 Ouvrages souterrains <i>versus</i> température de l'eau souterraine	37
3.1 Exploitation géothermique de l'eau souterraine	37
3.2 Impact des infrastructures souterraines sur la température de l'eau souterraine urbaine	39
3.3 Synthèse	41

II	Matériels et méthodes	43
4	Démarche générale de la thèse	45
4.1	Principes de modélisation	45
4.2	Modélisation des impacts des aménagements souterrains sur l'eau souterraine urbaine	49
5	Site d'étude : contexte de l'agglomération lyonnaise	51
5.1	Les enjeux de la planification du sous-sol pour l'agglomération lyonnaise . . .	51
5.2	Contexte hydrogéologique	52
5.3	Définition d'un domaine d'étude	54
5.4	Construction d'un modèle géologique	56
5.5	Synthèse	58
III	Impact des ouvrages souterrains sur la ressource en eau souterraine	61
6	Impacts cumulés des ouvrages souterrains sur les écoulements d'eau souterraine	63
6.1	Enjeux et démarche	63
6.2	Article 2 - Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow : example of Lyon, France	64
6.3	Synthèse	82
7	Impacts des ouvrages souterrains sur la qualité de l'eau souterraine	85
7.1	Enjeux et démarche	85
7.2	Article 3 - Urban groundwater age modeling under unconfined condition - Impact of underground structures on groundwater age : Evidence of a piston effect	86
7.3	Synthèse	97
8	Impacts des ouvrages souterrains sur la température de l'eau souterraine	99
8.1	Enjeux et démarche	99
8.2	Article 4 - Deterministic modeling of the impact of underground structures on urban groundwater temperature	101
8.3	Synthèse	112

Conclusion générale et perspectives	115
Enjeux et démarche	117
Article 5 - Urban underground development confronted by the challenges of ground-water resource : guidelines and research perspectives regarding the construction of new underground structures into urban aquifers	117
Synthèse	133
Perspectives	138
 Bibliographie	 141

Liste des publications

Articles publiés ou soumis dans un journal international avec comité de lecture

Article 1 : Attard G., Winiarski T., Rossier Y., Eisenlohr L. 2016. Review : Impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeology Journal* **24** : 5–19.

Article 2 : Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Cuvillier L., Eisenlohr L. 2016. Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow. *Hydrogeology Journal* **24** : 1213–1229.

Article 3 : Attard G., Rossier Y., Eisenlohr L. 2016. Urban groundwater age modeling under unconfined condition - Impact of underground structures on groundwater age : Evidence of a piston effect. *Journal of Hydrology* **535** : 652–661.

Article 4 : Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Eisenlohr L. 2016. Deterministic modelling of underground structures impacts on urban groundwater temperature. *Science of the Total Environment*, **572** : 986–994.

Article 5 : Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Eisenlohr L. (soumis). Urban underground development confronted by the challenges of groundwater resource : guidelines regarding the management of new underground structures construction into urban aquifers.

Chapitres d'ouvrages scientifiques

Attard G., Winiarski T., Rossier Y., Eisenlohr L. 2015. Urban Underground Space Management : An Approach by Indicators for Groundwater Protection. In *Engineering Geology for Society and Territory*-Volume 3 (pp. 405-408). Springer International Publishing.

Articles publiés dans un journal national avec comité de lecture

Dumont E., Attard G., Thiebaud E., Li Y., Berthier E., Eisenlohr L., Goutaland D., Franck-Neel C. 2016. Le défi de l'adaptation des milieux construits aux changements globaux : concilier le développement des villes et la réduction des impacts sur les eaux souterraines. *Géologues*, n° **187**, Changements globaux et ressources en eau souterraine, p. 67-73.

Communications dans un congrès national ou international

Oral : Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Eisenlohr L. 2016. Current research in urban hydrogeology : urban underground development confronted by the challenges of groundwater flow, quality and temperature. 43th IAH congress (Groundwater and society : 60 years of IAH), 25-29 September 2016, Montpellier, France.

Poster : Attard G., Winiarski T., Rossier Y., Eisenlohr L. 2015. Assessing the impact of urban underground infrastructures on groundwater flow using 3D numerical modelling - Case study of Lyon (France). 42th IAH congress (AQUA 2015), 13-18 September 2015, Rome, Italy.

Poster : Attard G., Winiarski T., Rossier Y., Eisenlohr L. 2014. Urban Underground Space Management : An Approach by Indicators for Groundwater Protection. IAEG XII congress, 15-19 September 2015, Turin, Italy.

Oral : Attard G., Winiarski T., Eisenlohr L., Rossier Y. 2014. Impact des ouvrages sur les écoulements d'eau souterraine en contexte urbain. Journées Nationales de Géotechnique et de Géologie de l'Ingénieur (JNGG 2014), 8-10 Juillet 2014, Beauvais, France.

Résumé-Abstract

Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine - Application à l'agglomération lyonnais

La densification des territoires urbanisés, et l'économie du foncier favorisent mécaniquement la croissance verticale de l'espace urbain, notamment par le biais du potentiel que le sous-sol offre au développement des villes. Dans le même temps, le sous-sol urbain est aujourd'hui reconnu comme un espace riche en ressources, espace disponible, eau, géo-matériaux et géothermie jouant un rôle fondamental dans l'aménagement durable des territoires mais dont la réglementation reste lacunaire. Il en découle un manque de coordination et de planification dans l'exploitation de cet espace qui s'illustre par des conflits d'usage, préjudiciables aux différents compartiments du sous-sol urbain. En particulier, la ressource en eau souterraine peut être impactée, sur le plan quantitatif et qualitatif lors de la construction d'ouvrages souterrains. L'objectif de la thèse est de développer une compréhension quantitative des impacts des ouvrages souterrains sur la ressource en eau souterraine urbaine afin de proposer des éléments d'aide à la décision destinés aux maîtres d'ouvrages et aménageurs du territoire. La modélisation déterministe 3D a été utilisée pour comprendre les impacts causés par les aménagements sur (1) les écoulements (2) la qualité et (3) la température de l'eau souterraine urbaine. Les travaux ont été illustrés par l'étude du cas de l'agglomération lyonnaise.

- L'influence de plusieurs types d'infrastructures souterraines sur les écoulements a été évaluée. Il a été démontré que les ouvrages faisant intervenir des systèmes de drainage sont responsables d'une fragmentation des systèmes d'écoulement urbains susceptible de modifier le régime d'alimentation de l'aquifère. Dans des conditions de faible gradient hydraulique, les ouvrages imperméables ont un impact marginal sur l'élévation de la surface libre de la nappe.
- La généralisation de la théorie des réservoirs aux systèmes hydrodispersifs a été exploitée afin d'évaluer l'influence des infrastructures souterraines sur les temps de transit de l'eau souterraine urbaine. Les simulations, tenant compte de la partie advective et dispersive de l'écoulement, ont mis en évidence un effet piston dispersif au droit des infrastructures souterraines. Cet effet piston favorise la mise en communication d'eau superficielle et d'eau plus profonde accroissant directement la vulnérabilité des réservoirs profonds.
- Les impacts individuels et cumulés des infrastructures souterraines sur la température des nappes ont été évalués. La densité de flux thermique surfacique ouvrage-aquifère a pu être calculée de manière déterministe. Il a été démontré que les infrastructures souterraines pouvaient, du fait de leur zone d'influence thermique, affecter le potentiel géothermique des nappes urbaines. Ces zones d'influence thermique devraient être intégrées dans la réflexion de l'exploitation géothermique des nappes urbaines afin de limiter les conflits d'usage avec les installations de refroidissement, et d'exploiter en chauffage le gain de chaleur transmis à l'aquifère.

Enfin, la compréhension des impacts des aménagements souterrains sur la ressource en eau souterraine urbaine a permis de formuler des recommandations, sous forme de cartes ou de critères, afin de prévenir les risques et nuisances inhérents à la construction de nouveaux ouvrages : risque d'inondation par remontée de nappe, risque d'altération qualitative de la ressource, menace et opportunité vis-à-vis du potentiel géothermique d'un aquifère urbain.

Impact of underground structures on urban groundwater- Example of Lyon, France

Land constraints lead to the vertical development of urban areas, with the construction of ever-deeper structures (e.g., subways, building foundations, underground car parks). In parallel, the urban subsoil is now recognized as a space rich in resources : available water, geomaterials and geothermal energy, which play a vital role in ensuring sustainable territorial development, but for which regulations remain wanting. This results in a lack of coordination and planning in the exploitation of this space, illustrated by conflicts over use. In particular, groundwater quantity and quality can be impacted when operating this space. The aim of this thesis is to improve the knowledge related to the impacts caused by underground structures on groundwater resource in order to provide a basis for the decision making dedicated to urban planners. Three dimensional modeling approach was used to assess the impacts of underground structures on (1) groundwater flow, (2) groundwater quality and (3) groundwater temperature. This investigation used the case of study of Lyon (France).

- The role played by several types of underground structures on groundwater flow was assessed. It was demonstrated that underground structures involving draining systems were responsible of a fragmentation of urban flow systems. This fragmentation can modify the aquifer regime. Under small hydraulic gradient condition, it was demonstrated that impervious underground structures have a non-significant impact on the water table.
- The generalization of reservoir theory applied to hydrodispersive systems was used to assess the influence of underground structures on the residence time of groundwater. Several simulations were run considering both advective and dispersive transport mechanisms. A dispersive piston effect was put in evidence under structures. This dispersive piston generates a mixing process between shallow and deep groundwater and increases the intrinsic vulnerability of deep groundwater.
- Individual and cumulative impacts of underground structures on urban groundwater temperature were assessed. The heat flux from underground structures to aquifer was deterministically computed. It was demonstrated that the thermally affected zone generated by underground structures can disturb the shallow geothermal potential of urban aquifers. The impact of underground structures on groundwater temperature should be taken into account in the methodological framework dedicated to the assessment of the geothermal potential of an urban aquifer.

Finally, considering these impacts, guidelines were drawn in order to prevent risks and disturbances associated to the construction of new underground structures : flooding risk, quality disturbances, disturbances and opportunities regarding the shallow geothermal potential.

Table des figures

1	Représentation des nuisances et risques inhérents à l'interaction entre les ouvrages souterrains et les nappes urbaines.	4
2	Bassin constitué de cinq systèmes d'écoulement locaux superposés à un système régional. Les équipotentielles sont représentées en traits pleins; les directions d'écoulement sont représentées par des flèches; Les frontières des systèmes d'écoulement sont représentées par des tirets. (Modifié, d'après Kiraly (1970))	12
3	Les ouvrages souterrains et leur mode d'intégration dans les modèles numériques déterministes pour la représentation de leur comportement hydrodynamique	28
4	Âge, espérance et temps de transit de l'eau souterraine (modifié d'après Kazemi et al. (2006))	33
5	Sensibilité de la zone d'influence thermique à différents paramètres hydrodynamiques. Les valeurs ont été extraites de l'étude de cas de Turin (Italie) (Lo Russo et al., 2012).	38
6	Boîtes à moustaches représentant le transfert thermique vers la nappe urbaine de Karlsruhe (bleu) et Cologne (noir). Les valeurs moyennes sont indiquées par une croix (Modifié d'après Benz et al. (2015)).	41
7	Exemple d'un domaine d'étude 2D discrétisé par la méthode des différences finies et par la méthode des éléments finis (D'après Diersch (2013)).	47
8	Schéma conceptuel de la démarche générale de modélisation (Modifié, d'après Kiraly (1997))	48
9	Représentation du contexte hydrogéologique de l'est lyonnais.	54
10	Représentation du domaine d'étude et des caractéristiques du site (Piézométrie d'après Gudefin et Rousselot (1974)).	55
11	Résumé de la phénoménologie géologique du site d'étude	57
12	Coupe transversale Ouest-Est du modèle géologique	58
13	Structure des systèmes d'écoulement et profondeur de la nappe dans l'état potentiel (a) et actuel (b). (c) Impacts cumulés des ouvrages souterrains sur la position de la surface libre de la nappe.	82

14	Vues en plan (a)(c) et vues en coupe (b)(d) des caractéristiques géométriques et des conditions aux limites utilisées pour la modélisation des scénarios. Les parois de béton des ouvrages de 1 m de large sont représentées en noir.	86
15	Illustration du phénomène d'effet piston dispersif au droit d'un ouvrage souterrain et de la mise en vulnérabilité de l'eau souterraine profonde.	98
16	Vues en plan (a)(c) et vues en coupe (b)(d) des caractéristiques géométriques et des conditions aux limites utilisées pour la modélisation des scénarios 1 et 2. Les parois de béton des ouvrages de 1 m de large sont représentées en noir. Les conditions limites de température sont représentées en rouge.	100
17	(a) Vue en plan de l'impact thermique généré par les ouvrages souterrains à Lyon. (b) Vue en plan de l'impact cumulé dans le secteur de la Part-Dieu. (c) Vue en coupe autour de trois ouvrages souterrains.	113
18	Synthèse des impacts des aménagements souterrains sur l'eau souterraine urbaine.	133

Liste des tableaux

1	Température de la nappe dans différents secteurs de Lyon en 2008 et 2009 (d'après Durst et al. (2012))	53
2	Caractéristiques des scénarios modélisés dans le secteur de Lyon pour quantifier les impacts des ouvrages souterrains sur les écoulements d'eau souterraine urbaine.	64
3	Comparaison des impacts générés par l'ouvrage imperméable lesté et l'ouvrage drainant sur l'âge moyen de l'eau souterraine. Vue en coupe de la réduction relative d'âge moyen, distance aval atteinte par l'isoline - 10 % ($d_{av}^{-10\%}$), distance amont atteinte par l'isoline - 10 % ($d_{am}^{-10\%}$) et profondeur atteinte par l'isoline - 10 % ($p^{-10\%}$).	97
4	Comparaison des impacts générés par l'ouvrage imperméable lesté (scénario 1) et l'ouvrage drainant (scénario 2) sur la température de l'eau souterraine. Vue en coupe, impact thermique maximal (δ_{max}), volume de la zone d'influence (V_{TAZ}), profondeur de la zone d'influence (d_{TAZ}), Puissance thermique nette de l'ouvrage (P_{th}) et densité de flux thermique net (ϕ_{th}). Le volume de l'ouvrage (V_o) est de 75000 m ³	112
5	Recommandations dédiées à la construction de nouveaux ouvrages souterrains et destinées à limiter l'aggravation des risques et des nuisances.	136

Introduction générale

Aujourd'hui, la moitié de la population mondiale vit en ville. Ce phénomène d'urbanisation est tel que d'ici à 2050, cette proportion atteindra 70% (Un-Habitat, 2008). La densification des territoires urbanisés, et l'économie du foncier favorisent mécaniquement la croissance verticale de l'espace urbain, notamment par le biais du potentiel que le sous-sol offre au développement des villes. Dans le même temps, le sous-sol urbain est aujourd'hui reconnu comme un espace riche en ressources, espace disponible, eau, géo-matériaux et géothermie (Li *et al.*, 2013b), jouant un rôle fondamental dans l'aménagement durable des territoires (Goel *et al.*, 2012; Maire, 2011; Admiraal et Cornaro, 2016) mais dont la réglementation reste lacunaire (Maire, 2011; Foster et Garduño, 2013). Il en découle un manque de coordination et de planification dans l'exploitation de cet espace qui s'illustre par des conflits d'usage (Bobylev, 2009; Li *et al.*, 2016), préjudiciables aux différents compartiments du sous-sol urbain.

En particulier, la gestion de l'eau souterraine urbaine apparaît comme un enjeu considérable dans la mesure où elle constitue une ressource stratégique :

- En Europe, plus de 40% de l'eau distribuée dans les réseaux d'eau potable provient d'aquifères urbains (Eiswirth *et al.*, 2004). Or, d'un point de vue qualitatif, la construction d'ouvrages souterrains altère les caractéristiques physico-chimiques de l'eau souterraine urbaine (Chae *et al.*, 2008). D'autre part, d'un point de vue quantitatif, le maintien de la stabilité de ces ouvrages impose la mise en place de systèmes de drainage dont les débits peuvent représenter plusieurs millions de mètres cubes annuels (Vázquez-Suñé *et al.*, 2005).
- Depuis que le Conseil Européen s'est engagé à réduire de 20% les émissions de gaz à effet de serre d'ici à 2020 (European Commission, 2009), l'énergie géothermique est considérée comme une ressource incontournable. En particulier, les systèmes de pompes à chaleur sur nappe sont un moyen efficace d'exploiter cette énergie (Lund *et al.*, 2011). Cependant, dans un contexte déréglementé, la multiplication de ces systèmes d'extraction a tendance à générer des interférences entre installations (Herbert *et al.*, 2013). En effet, lorsque la distance qui sépare deux installations n'est pas suffisante, les zones d'influences thermiques peuvent s'intersecter, et altérer la performance des installations.

L'eau souterraine urbaine est également susceptible de générer des nuisances sur le bâti. L'évolution des niveaux de nappe peut par exemple accroître le risque d'inondation par remontée de nappe, altérer les propriétés géotechniques du sol, générer une contrainte hydrostatique trop forte sur les ouvrages et corroder les fondations d'ouvrages (Lerner et Barrett, 1996).

La littérature rend compte des pressions urbaines subies par la ressource en eau souterraine. Lerner (2002) s'est intéressé au régime de recharge particulier des nappes urbaines, fortement influencé par les réseaux d'eau potable et d'assainissement qui peuvent contribuer jusqu'à 30 à 40 % de la recharge totale. Vázquez-Suñé *et al.* (2005) ont dégagé les notions spécifiques à l'étude des aquifères urbanisés, et mis en évidence le rôle de l'usage des sols et de la ressource, sur la fluctuation des niveaux de nappe. Plus récemment, Schirmer *et al.* (2013) se

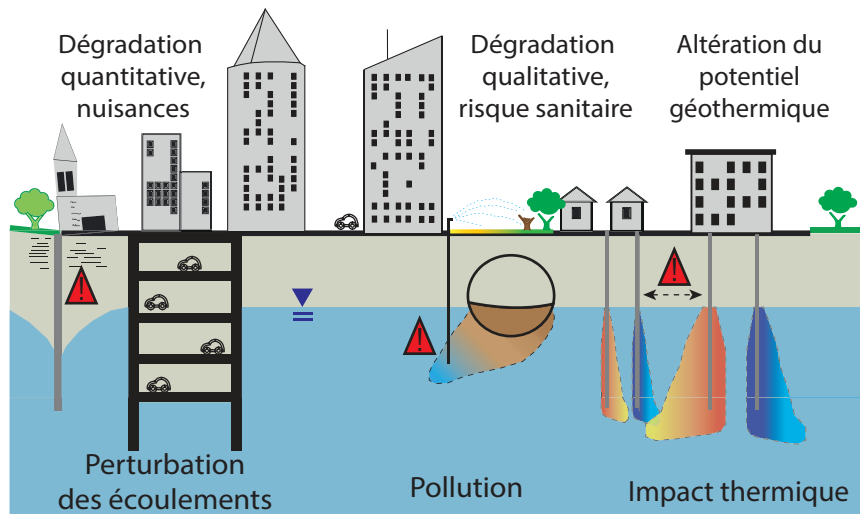


FIGURE 1 – Représentation des nuisances et risques inhérents à l’interaction entre les ouvrages souterrains et les nappes urbaines.

sont intéressés aux facteurs de complexité liés à l’hétérogénéité d’usage des sols, générant des variations spatiales et temporelles de flux d’eau et de contaminants. Enfin, compte tenu des enjeux liés à l’exploitation géothermique des aquifères urbanisés, [Menberg *et al.* \(2013b\)](#) ont mis en évidence un phénomène d’îlots de chaleur souterrains. D’un point de vue quantitatif, [Benz *et al.* \(2015\)](#) sont parvenus à estimer les flux anthropiques reçus par l’eau souterraine urbaine, en fonction de leur origine, comme par exemple les réseaux, les ouvrages souterrains, ou la surface du sol.

L’ensemble des pressions exercées par la ville sur la ressource (Fig. 1), perturbation du cycle de l’eau, des écoulements, de la physico-chimie de l’eau, montre l’intérêt de revoir la gouvernance en matière de gestion de l’eau souterraine urbaine. Cette question de gouvernance est d’ailleurs particulièrement prégnante dans la littérature ([Foster et Garduño, 2013](#); [Foster *et al.*, 2013](#); [Foster et Gun, 2016](#); [Boreux *et al.*, 2009](#); [Vazquez-Sune et Sánchez-Vila, 1999](#); [Admiraal et Cornaro, 2016](#)). Pourtant, selon les travaux de [Maire \(2011\)](#), il n’existait en 2010 toujours pas de stratégie aboutie de planification du sous-sol urbain. Au droit des zones urbanisées, [Lerner \(1996\)](#) parle même d’une ressource laissée à l’abandon. Selon [Zhang *et al.* \(2011\)](#) le manque d’expertise et de compréhension dans les interactions entre les infrastructures souterraines et la ressource en eau est en partie responsable de cette lacune. En 2010, les travaux émanant du projet Deep City ([Parriaux *et al.*, 2010](#)) ont permis de dégager une forme de planification souterraine tridimensionnelle. Cette planification s’articule autour d’une gestion intégrée des ressources du sous-sol urbain. La méthodologie développée conduit à une cartographie tridimensionnelle des zonages à plus ou moins fortes potentialités, vis-à-vis de l’exploitation des différentes ressources ([Li *et al.*, 2013b,a](#)).

Plus récemment, les travaux de [Doyle \(2016\)](#); [Doyle *et al.* \(2016\)](#) se sont intéressés à la représentation cartographique superposée des potentiels offerts par le sous-sol urbain. En

particulier, les résultats de ces travaux permettent de mettre en évidence des zones urbaines à faible potentiel cumulé ; où les interactions nécessitent la mise en œuvre d'une planification ; et des zones à fort potentiel cumulé ; principalement dominées par une ou deux ressources prépondérantes et où le management d'une ressource particulière est stratégique. Cependant, comme le précise [Doyle \(2016\)](#), ce travail ne remplace pas les investigations locales, permettant de tenir compte de la complexité du système urbain, et notamment de l'environnement construit. Typiquement, les zonages à forte potentialité, qui en découlent, n'intègrent pas de façon opérationnelle les interactions physiques entre le bâti et l'eau souterraine. Et pour cause, le rôle joué par les infrastructures souterraines sur la nappe n'est souvent pas pris en compte lors des études d'hydrogéologie urbaine. [Bartel et Janssen \(2016\)](#) soulignent d'ailleurs la nécessité d'engager des travaux de recherche sur le sujet. Pour envisager une planification du sous-sol urbain qui garantisse la pérennité qualitative et quantitative de l'eau souterraine, et qui endigue les risques et nuisances associés à l'évolution de son comportement, il est crucial de comprendre dans quelle mesure les pressions exercées par la croissance verticale des villes impactent l'eau souterraine urbaine. Il est également fondamental d'en dégager les clés de compréhension nécessaires à l'interdisciplinarité requise par le management du sous-sol urbain ([Besner, 2016](#)). C'est ce questionnement qui va porter le travail de recherche présenté dans ce manuscrit de thèse.

L'objectif principal de ce travail de thèse est donc d'améliorer la compréhension des impacts des aménagements souterrains sur la ressource en eau souterraine urbaine. Notamment, les questions suivantes seront abordées :

- Quels-sont les différents types d'ouvrages souterrains rencontrés en milieu urbain et quels sont leurs comportements hydrodynamiques ?
- Quels types d'impacts génèrent-ils sur les écoulements et quelle est leur influence sur la qualité de la ressource en eau ?
- À quelle échelle ces impacts doivent-ils être appréhendés et existe-t-il des effets cumulatifs lorsque le sous-sol urbain est densément aménagé ?

Afin de répondre quantitativement à ces questions, et de manière opérationnelle, une approche par modélisation déterministe sera conduite. Cette modélisation consistera à reproduire, à travers différents scénarios, les champs représentant les variables physiques caractéristiques de la ressource en eau souterraine - le potentiel hydraulique h , la concentration en soluté C et la température T - dans des contextes urbains aux caractéristiques physiques et aux conditions limites variées. En particulier, ces scénarios devront mettre en évidence le rôle joué par les aménagements souterrains et leur technique de construction. Ces impacts seront illustrés tout au long du manuscrit par l'étude du cas de l'agglomération lyonnaise¹.

1. La ville de Lyon est bâtie sur une plaine alluviale, à la confluence du Rhône et de la Saône. Le contexte hydrogéologique ; avec une nappe comprise entre 3 m et 5 m de profondeur dans les quartiers les plus densément aménagés ; et urbain ; avec un grand nombre d'infrastructures souterraines ; en font un site approprié pour étudier l'interaction entre les ouvrages souterrains et la ressource en eau souterraine urbaine.

La quantification des impacts des aménagements souterrains sera interprétée avec l'intention de proposer une aide à la décision dédiée aux maîtres d'ouvrages ou aux gestionnaires, pour l'aménagement du sous-sol et la protection de la ressource en eau. D'une part, il s'agira de réfléchir aux risques inhérents aux impacts mis en évidence, risque d'inondation par remontée de nappe, risque de tassement des terrains, risque d'altération qualitative de la ressource, risque de dégradation du potentiel géothermique de la nappe. D'autre part, il s'agira d'identifier les contextes urbains et hydrodynamiques plus ou moins favorables à l'aggravation de ces risques et de le traduire d'un point de vue cartographique.

Dans la **première partie** de ce document, l'état de l'art relatif à la connaissance des impacts des aménagements souterrains sur la ressource en eau souterraine urbaine sera présenté en trois chapitres : Le premier correspond à une revue bibliographique traitant des impacts sur les écoulements, le deuxième traite des pressions qualitatives subies par les aquifères urbains et présente une théorie intégratrice de ces pressions relative à la théorie de l'âge de l'eau et le troisième traite des impacts sur la température de l'eau souterraine.

Dans la **deuxième partie** de ce document, La démarche générale de la thèse sera présentée dans un premier chapitre au travers de la mise en application du schéma conceptuel de modélisation. Le contexte hydrogéologique de la zone d'étude, l'agglomération lyonnaise, ainsi que le développement d'un modèle géologique à l'échelle de ce domaine d'étude seront présentés dans un deuxième chapitre.

Dans la **troisième partie** de ce document, les résultats issus des modélisations effectuées pour quantifier les impacts des aménagements souterrains sur la ressource en eau sont présentés en trois chapitres : Le premier présente une quantification des impacts cumulés des ouvrages souterrains de l'agglomération lyonnaise sur les écoulements, et une méthodologie permettant de définir l'état potentiel de l'écoulement de la nappe urbaine (sans ouvrage) au droit de la ville de Lyon. Le deuxième propose une application de la théorie des réservoirs généralisée aux systèmes hydrodispersifs pour la simulation de l'âge de l'eau afin d'évaluer l'influence des infrastructures sur la qualité de la ressource en eau souterraine. Enfin, le troisième chapitre se focalise sur les perturbations thermiques, individuelles et cumulées, générées par les infrastructures à l'échelle de l'agglomération lyonnaise.

Enfin, une partie de **conclusion générale et perspectives** permettra de faire un bilan des travaux effectués. Une synthèse des impacts des infrastructures sur la ressource en eau souterraine sera présentée. Des recommandations destinées aux aménageurs seront formulées par l'intermédiaire de cartes ou de critères traitant des risques inhérents aux interactions ouvrages - eau souterraine, comme le risque d'inondation par remontée de nappe, le risque d'altération de la qualité de la ressource, ou encore la menace sur le potentiel géothermique d'une nappe urbaine. Enfin, cette partie proposera les perspectives à donner aux résultats obtenus pour le développement d'indicateurs d'aide à la décision pour l'aménagement du sous-sol urbain et la gestion de la ressource en eau.

Plusieurs articles scientifiques publiés ou soumis dans des revues internationales à comité de lecture ont été insérés en tant que chapitres. Lorsque c'est le cas, ces publications sont précédées d'une section introductive présentant les enjeux et la démarche développée dans la publication, et suivies d'une section de synthèse des principaux résultats de l'article.

Première partie

État de l'art

Chapitre 1

Ouvrages souterrains *versus* écoulements d'eau souterraine

1.1 Enjeux et démarche

Dans la littérature scientifique, la problématique de gestion inhérente à l'interaction entre aménagements souterrains et nappes est introduite au début des années 1980, dans un contexte de désindustrialisation des centres villes (Deveughèle *et al.*, 1983). À cette époque, l'arrêt de nombreux pompages d'alimentation en eau potable, ou industriels et miniers entraîne une remontée massive des niveaux d'eau en centre-ville pouvant atteindre plusieurs mètres. C'est le cas de plusieurs villes telles que Barcelone, Berlin, Birmingham, Budapest, Houston, Liverpool, London, Milan, Moscow, Paris, Lyon, Tokyo, ou Bangkok (Morris *et al.*, 2003; Vazquez-Sune et Sánchez-Vila, 1999; Bergeron *et al.*, 1983; Yoshikoshi *et al.*, 2009; Lerner et Barrett, 1996). Si les questions relatives au risque d'une remontée de nappe sont soulevées, l'ingénierie s'empare de ce problème d'hydrogéologie pour proposer des solutions techniques à la cohabitation entre nappe et infrastructures souterraines (Powers, 1981; Cedergren, 1997; Bergeron *et al.*, 1983; Wong, 2001). D'ailleurs, les travaux de thèse de Pujades (2013) se sont spécifiquement intéressés à l'interaction entre plusieurs techniques de constructions et l'eau souterraine. En particulier, la question de l'efficacité des techniques de construction est soulevée par l'auteur : quelle technique de construction choisir afin de minimiser l'impact de l'ouvrage sur son environnement immédiat, tout en limitant le coût et l'accroissement de la complexité du projet ?

Dans ce chapitre, plusieurs familles d'ouvrages souterrains ont été distinguées selon leur fonctionnement hydrodynamique, par exemple imperméable ou drainant. À ces familles d'ouvrages ont été associées les différents types d'impacts engendrés, tels que les obstacles à l'écoulement ou les perturbations des bilans de masse des systèmes d'écoulement, et l'échelle à laquelle ces impacts interviennent, locale ou régionale. Un système d'écoulement est un

ensemble de lignes de courant caractérisant une région d'écoulement et tel que deux lignes de courant quelconques adjacentes en un point de la région d'écoulement restent adjacentes sur l'ensemble de la région d'écoulement (Toth, 1963). Il s'agit de l'aire d'alimentation reliée à un exutoire par des lignes de courant. Trois types de systèmes d'écoulement sont à distinguer : locaux, intermédiaires et régionaux. Dans un système local, les régions d'alimentation et d'exutoire sont voisines. Dans un système intermédiaire, elles peuvent être séparées par un ou plusieurs systèmes locaux. Dans un système régional, la région d'alimentation s'étend jusqu'aux limites supérieures du bassin hydrogéologique alors que la région d'exutoire occupe les limites inférieures. C'est la juxtaposition et la superposition des systèmes d'écoulements qui permet de décrire le fonctionnement de l'aquifère. La superposition des différents types de systèmes est illustrée à la Figure 2.

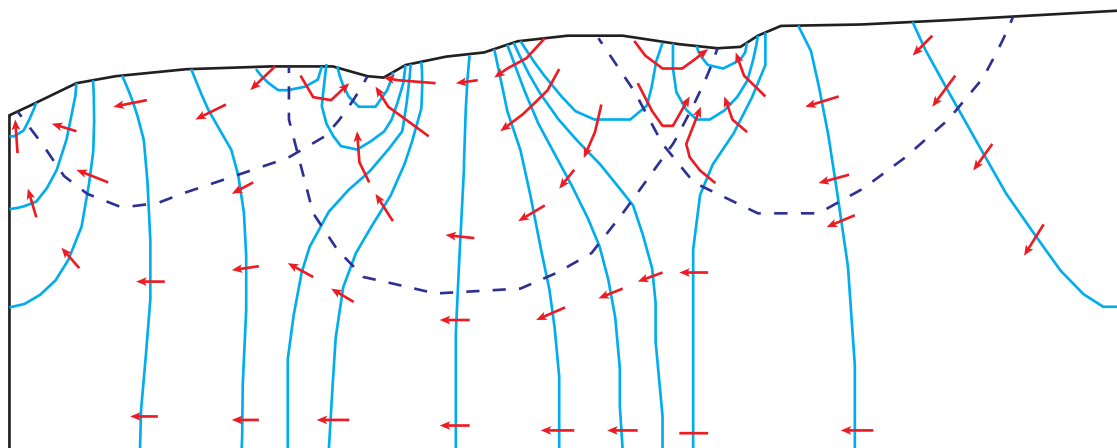


FIGURE 2 – Bassin constitué de cinq systèmes d'écoulement locaux superposés à un système régional. Les équipotentiels sont représentés en traits pleins ; les directions d'écoulement sont représentées par des flèches ; Les frontières des systèmes d'écoulement sont représentées par des tirets. (Modifié, d'après Kiraly (1970))

Ce travail a permis de dresser un bilan des impacts mis en évidence dans le cadre d'études d'hydrogéologie urbaine menées dans une dizaine de villes à travers le monde. Enfin, les impacts sur les écoulements identifiés dans cette revue ont été mis en perspective afin d'améliorer la gestion de la ressource en eau souterraine urbaine et la planification de l'espace souterrain.

1.2 Article 1 - Review : Impact of underground structures on the flow of urban groundwater

Article 1

Attard, G., Winiarski, T., Rossier, Y. et Eisenlohr, L. (2016). Review :
Impact of underground structures on the flow of urban groundwater.
Hydrogeology Journal, 24(1):5–19. doi:10.1007/s10040-015-1317-3

<http://dx.doi.org/10.1007/s10040-015-1317-3>

1.3 Synthèse

Le sous-sol urbain regroupe plusieurs types de structures. La littérature scientifique montre que la modélisation déterministe permet de rendre compte de l'impact de ces aménagements en introduisant des caractéristiques physiques et conditions limites appropriées. Ces caractéristiques sont récapitulées à la Figure 3 en fonction du type d'ouvrage considéré. En particulier, des conductivités hydrauliques de l'ordre de $10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ sont utilisées pour représenter les masses de béton. Des conditions limites de Dirichlet¹ sont utilisées pour représenter des surfaces de drainage. Des conditions limites de Neumann² sont utilisées pour représenter le fonctionnement de systèmes de pompage ou de ré-injection.

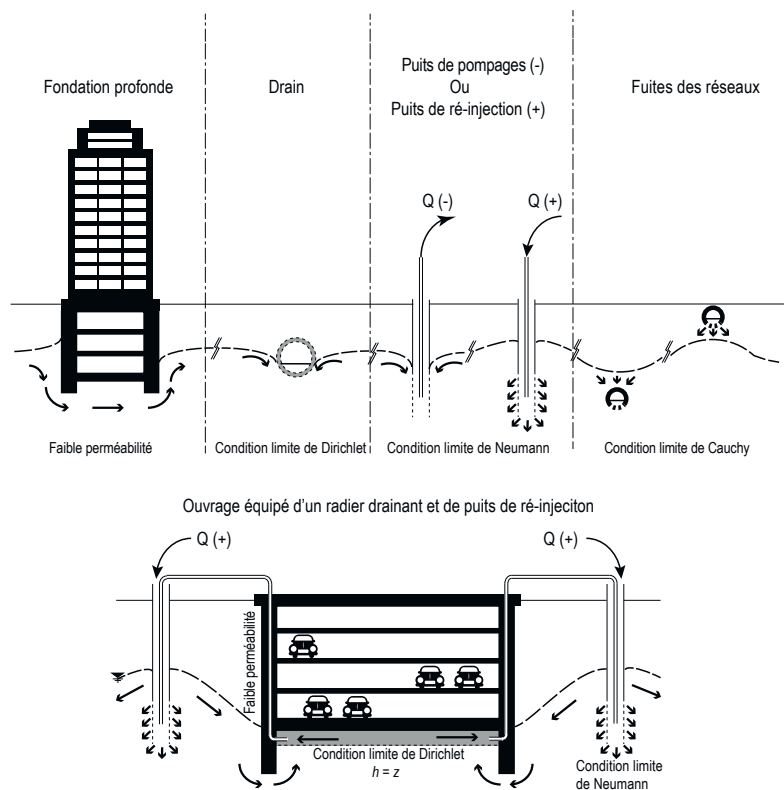


FIGURE 3 – Les ouvrages souterrains et leur mode d'intégration dans les modèles numériques déterministes pour la représentation de leur comportement hydrodynamique

Ces structures perturbent l'écoulement naturel de l'eau souterraine soit (1) en faisant obstacle à l'écoulement, c'est par exemple le cas des structures imperméables, soit (2) en perturbant le bilan de masse du système d'écoulement dans lequel ils sont bâtis, c'est par exemple le cas lorsque les ouvrages sont équipés de systèmes de drainage. Les études menées à l'échelle d'agglomérations montrent que l'extension spatiale des impacts des structures

1. Imposer une condition limite de Dirichlet à l'équation de diffusivité (équation aux dérivées partielles) consiste à spécifier la valeur que le potentiel hydraulique h doit vérifier à la limite du domaine d'étude.

2. Imposer une condition limite de Neumann à l'équation de diffusivité (équation aux dérivées partielles) consiste à spécifier la valeur que le flux \vec{q} doit vérifier à la limite du domaine d'étude.

souterraines peut dépasser leur emprise foncière de plusieurs ordres de grandeur. En conséquence, pour limiter les conflits d'usage, les impacts des projets d'aménagement souterrain sur la ressource en eau devraient être appréciés à une échelle qui soit cohérente avec d'une part, l'échelle de gestion de la ressource en eau, et d'autre part, l'échelle de planification du territoire. D'autre part, la littérature montre que les impacts sur les écoulements peuvent avoir une inertie temporelle pouvant atteindre plusieurs décennies.

Enfin, la littérature montre que les impacts générés sont très souvent appréhendés de manière individuelle. Dans les années à venir, les impacts cumulés des ouvrages souterrains sur les nappes urbaines feront l'objet d'un intérêt croissant. Les aménageurs devront combiner le développement urbain vertical de la ville avec l'exploitation durable de la ressource en eau souterraine. Ce challenge requiert un management des risques inhérents à l'évolution des écoulements d'eau souterraine urbaine en termes qualitatifs et quantitatifs. La première étape doit être de bien comprendre les impacts cumulés des infrastructures, à l'échelle territoriale de prise de décision, afin d'identifier les conséquences en termes de risques consécutifs à l'aménagement du sous-sol urbain.

Chapitre 2

Ouvrages souterrains *versus* qualité de l'eau souterraine

2.1 Contamination de l'eau souterraine urbaine

La revue de la littérature réalisée par [Vázquez-Suñé *et al.* \(2005\)](#) porte sur les facteurs d'influence de l'eau souterraine urbaine. Elle présente une section qui traite des différentes sources de contamination. En particulier, la contamination de l'eau souterraine urbaine par les fuites des réseaux d'assainissement est un problème bien étudié : à ce jour, on dénombre trois revues bibliographiques qui développent, d'un point de vue qualitatif ou quantitatif, les interactions entre les aquifères urbains et les fuites des réseaux ([Lerner, 2002](#); [Rutsch *et al.*, 2008](#); [Schirmer *et al.*, 2013](#)). Selon [Lerner \(2002\)](#), ces fuites peuvent atteindre environ 25 % des débits en transit dans les réseaux. Plusieurs études de cas mettent en évidence les fuites générées par ces réseaux ([Pitt *et al.*, 1999](#); [Lawrence *et al.*, 2000](#); [Zaporozec et Eaton, 1996](#)). Comme [Vázquez-Suñé *et al.* \(2005\)](#) le montrent, les contaminants issus de ces fuites sont de natures variées et sont par exemple constitués de composés azotés, de détergents ou de résidus pharmaceutiques ainsi que leurs métabolites.

En revanche, bien que [Schirmer *et al.* \(2013\)](#) décrivent les aquifères urbains comme des réacteurs pour les contaminations multiples qu'ils subissent, la littérature est beaucoup moins abondante vis-à-vis du rôle joué par les infrastructures souterraines dans le devenir de ces contaminations. Dans l'état actuel des connaissances, l'étude de [Chae *et al.* \(2008\)](#) constitue la seule publication mettant en évidence l'impact d'une infrastructure souterraine sur la qualité de l'eau souterraine urbaine. Cette étude s'est focalisée sur l'impact d'une ligne de métro dans la ville de Séoul. En effet, ces travaux ont montré que la présence de matière organique dans l'eau souterraine urbaine, notamment du fait des fuites des réseaux d'assainissement, favorisait la dissolution de manganèse et de fer, contenus sous forme solide dans les matériaux de construction ou directement dans l'aquifère. L'ouvrage, sous l'effet d'une interaction avec les fuites du réseau d'assainissement, contribue donc à altérer la qualité de l'eau souterraine

urbaine.

Compte tenu des perturbations causées par les ouvrages souterrains sur les écoulements, évoqués dans le Chapitre 1 de la Partie 1, il est évident que les ouvrages souterrains peuvent également modifier le devenir des contaminations urbaines, en influençant le transport de masse en solution. Par exemple, de manière qualitative, les ouvrages faisant obstacle à l'écoulement ont un rôle divergent sur le transport des contaminations alors que les puits de prélèvement ont un rôle convergent. Comment étudier ces phénomènes de manière globale ? En d'autres termes, comment quantifier le rôle d'un ou plusieurs aménagements souterrains sur le transport des contaminations urbaines, indépendamment de la source et du type de contamination ? À cette question, l'intérêt du monitoring de la qualité de la nappe urbaine pourrait être argué. Cependant, s'il est techniquement réalisable de cartographier la qualité d'une nappe urbaine (Nas et Berktaç, 2010), le choix des caractéristiques physico-chimiques à tester, comme le pH, la conductivité électrique, ou la concentration en nitrate, n'en resterait pas moins subjectif, et coûteux. La section suivante présente l'intérêt que peut avoir l'étude déterministe de l'âge de l'eau pour apprécier l'influence des ouvrages souterrains sur le transport de masse en solution (Etcheverry et Perrochet, 2000; Cornaton, 2004; Cornaton et Perrochet, 2006a,b).

2.2 Étude de l'âge de l'eau souterraine

Cette section s'appuie essentiellement sur les chapitres 1,2,3 et 7 de l'ouvrage 'Groundwater age' (Kazemi et al., 2006)

Pour étudier l'âge de l'eau souterraine, les hydrogéologues disposent de méthodes expérimentales - telles que l'isotopie, la radiométrie, et la décroissance radioactive - et numériques. Ces dernières années, la généralisation de la théorie des réservoirs¹ (Eriksson, 1971; Bolin et Rodhe, 1973) aux systèmes hydrodispersifs a ouvert de nouvelles voies pour l'étude et la description des temps de transit de l'eau souterraine via la modélisation numérique déterministe (Etcheverry et Perrochet, 2000; Cornaton, 2004; Cornaton et Perrochet, 2006a,b). D'une part, cette méthode intègre les phénomènes diffusifs et dispersifs² essentiels à la détermination représentative de l'âge de l'eau (Sudicky et Frind, 1981; Maloszewski et Zuber, 1982, 1991; Cornaton, 2004). D'autre part, cette méthode permet de s'affranchir des limites expérimentales liées à la perte d'information lors de la datation d'un échantillon d'eau.

L'âge d'une molécule d'eau A est défini comme le temps qui s'est écoulé entre le moment où celle-ci a commencé à pénétrer le sol et l'instant présent (à condition que cette molécule existe

1. La théorie des réservoirs consiste à étudier les temps de transit des particules transportées dans les réservoirs naturels tels qu'un océan, l'atmosphère, un lac ou un aquifère (Etcheverry, 2001).

2. En s'éloignant du lieu d'injection, la masse de soluté se dilue pour occuper un volume croissant avec une concentration corrélativement décroissante. Cet étalement de la courbe de concentration est dû : (1) au déplacement des molécules sous l'effet de la diffusion moléculaire, (2) à la dispersion cinématique (Sauty, 1978).

encore). C'est une propriété intrinsèque à chaque molécule d'eau associée au mouvement des particules fluides. L'âge d'un échantillon d'eau est donc une densité de probabilité où l'âge de chacune des molécules d'eau qui constituent l'échantillon est représenté. De même, il est possible de définir l'espérance de vie d'une molécule d'eau E comme le temps qui va s'écouler avant que la molécule ne sorte du système aquifère. Enfin, le temps de transit d'une molécule d'eau T se définit comme la somme de son âge et de son espérance $T = A + E$. Ces trois grandeurs sont illustrées sur la Figure 4.

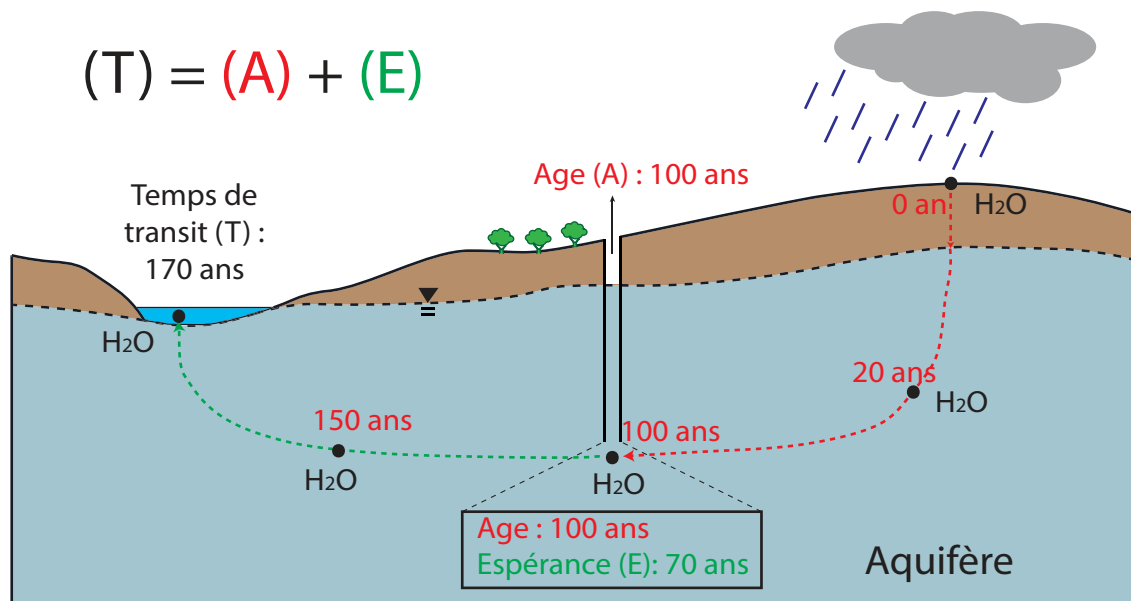


FIGURE 4 – Âge, espérance et temps de transit de l'eau souterraine (modifié d'après [Kazemi et al. \(2006\)](#))

L'information relative à l'âge de l'eau est cruciale dans la gestion de la ressource en eau souterraine. En effet, c'est grâce à cette information qu'il est possible d'évaluer le caractère renouvelable d'un réservoir d'eau souterraine. Notamment, en connaissant l'âge de l'eau potable exploitée, il se déduit directement le temps nécessaire à son remplacement. Également, la connaissance de l'âge de l'eau peut aider à prévenir la surexploitation d'un réservoir. En effet, en un point donné, l'augmentation de l'âge de l'eau avec le temps témoigne d'un déséquilibre entre le renouvellement de la ressource, et le prélèvement. Enfin, la connaissance de l'âge de l'eau permet d'estimer la recharge, de calculer les vecteurs vitesse de l'eau souterraine, ou encore d'identifier les lignes de courant.

Aussi, l'âge de l'eau permet de pressentir de l'état de contamination de certaines masses d'eau. Faisant l'hypothèse que la plupart des contaminations d'origine anthropique aient pénétrées les aquifères depuis moins de 100 ans et que les pollutions précédentes aient eu le temps d'être altérées, plusieurs informations peuvent être tirées. Tout d'abord, si un échantillon d'eau est plus vieux que 100 ans, il ne devrait pas être pollué. De même, au plus l'âge d'un échantillon d'eau est grand, au plus le risque de contamination est faible. Enfin, l'âge de

l'eau nous renseigne sur la vulnérabilité³ d'une masse d'eau souterraine à des contaminations. En effet, au plus le temps de transit dans le réservoir aquifère est long, au plus les chances de dégrader ou d'adsorber la contamination sont grandes.

Enfin, l'étude de la distribution d'âge d'un échantillon d'eau, et en particulier la détermination de son ratio eau jeune/eau vieille, permet de mettre en évidence des échanges/mélanges entre différentes masses d'eau. En outre, l'évolution de l'âge moyen d'un échantillon d'eau peut renseigner l'hydrogéologue sur la contribution d'une masse d'eau sur une autre. Par ailleurs, il faut souligner que l'âge moyen d'un échantillon d'eau n'est qu'un indicateur de la distribution d'âge de l'échantillon. Il n'est en aucun cas représentatif de l'ensemble de la distribution de l'échantillon. Pour illustrer ce principe, considérons l'exemple suivant : Soit E_0 un échantillon d'eau composé, pour moitié du sous-échantillon S_1 d'âge moyen égal à 1 an, et pour autre moitié du sous-échantillon S_2 d'âge moyen égal à 1000 ans. L'âge moyen de l'échantillon E_0 est ainsi environ égal à 500 ans ce qui n'est pas représentatif de l'âge de S_1 ou de S_2 . Ainsi, s'il est vrai que l'évolution de l'âge moyen d'un échantillon d'eau traduit bien une perturbation de la distribution d'âge, la réciproque est en revanche fausse.

En régime permanent, la simulation du transport d'âge de l'eau consiste à résoudre l'équation (2.3) (Goode, 1996) sur l'ensemble d'un domaine d'étude. Cette équation est basée sur la définition de l'âge moyen de l'eau (équation 2.1) et sur la loi de conservation de la masse formulée pour les systèmes hydrodispersifs (équation (2.2)) (Goode, 1996). L'équation (2.3) est obtenue en multipliant l'équation (2.2) par le temps, puis en l'intégrant sur le temps, en appliquant une intégration par parties et en insérant l'équation (2.1).

$$A = \frac{\int_0^{+\infty} tC dt}{\int_0^{+\infty} C dt} \quad (2.1)$$

$$\epsilon \frac{\partial C}{\partial t} + \mathbf{q} \cdot \nabla C = \nabla \cdot (\mathbf{D} \cdot \nabla C) \quad (2.2)$$

$$\mathbf{q} \cdot \nabla A - \nabla \cdot (\mathbf{D} \cdot \nabla A) = \epsilon \quad (2.3)$$

Où, C correspond à la concentration d'un traceur conservatif injecté comme un pulse à l'instant initial $t = 0$ (Goode, 1996), A est l'âge moyen, ϵ est la porosité, \mathbf{q} représente le flux de Darcy, \mathbf{D} représente le tenseur de dispersion hydrodynamique incluant l'effet de diffusion moléculaire. Finalement, il se déduit que d'une certaine façon, étudier le transport de l'âge de l'eau d'un aquifère (problème d'écoulement dans un système hydrodispersif) revient à étudier le transport en solution d'une contamination quelconque. Ainsi, cette approche est pertinente pour évaluer le rôle joué par les infrastructures souterraines dans le transport en solution des contaminations urbaines.

3. La vulnérabilité d'un aquifère est définie par Vrba et Zaporozec (1994) comme la capacité avec laquelle une contamination introduite à la surface du sol peut atteindre l'eau souterraine et migrer au sein de l'aquifère.

2.3 Synthèse

Les ouvrages souterrains peuvent causer une altération directe ou indirecte de la ressource en eau. Cette altération est dite directe lorsque les ouvrages agissent comme source directe de contamination. Cette altération est dite indirecte lorsqu'elle est inhérente aux perturbations de l'écoulement généré par l'ouvrage. Si le rôle d'apport en contaminants des infrastructures souterraines est largement évoqué dans la littérature, notamment du fait des fuites des réseaux d'assainissement, il n'y a, à ce jour, aucune étude qui s'intéresse à l'influence des infrastructures souterraines sur le transport des diverses contaminations.

La littérature présente l'âge de l'eau souterraine comme une information utile pour la gestion de la ressource en eau souterraine. Cette variable renseigne directement sur la recharge d'un réservoir, sur son renouvellement, ainsi que sur sa vulnérabilité. Aussi, l'application de la théorie des réservoirs à la détermination de l'âge de l'eau, consistant à associer un âge à chaque molécule d'eau, et à déterminer son transfert dans un système hydrodispersif, est un moyen intégrateur permettant de s'intéresser au transport de masse en solution pour une source quelconque. En effet, le transport de masse solution et le transport d'âge dans les systèmes hydrodispersifs obéissent à une même loi physique : l'équation d'advection dispersion.

D'une part, la mise en œuvre mathématique de cette théorie offre la possibilité d'étudier, par modélisation numérique déterministe, l'influence des aménagements souterrains sur le transport de masse en solution des contaminations urbaines. D'autre part, elle permet d'évaluer de manière quantitative l'impact d'un aménagement souterrain sur la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine aux contaminations.

Chapitre 3

Ouvrages souterrains *versus* température de l'eau souterraine

3.1 Exploitation géothermique de l'eau souterraine

Les applications de l'exploitation géothermique ont fait l'objet d'une revue de la littérature par [Lund *et al.* \(2011\)](#). Selon [Lo Russo *et al.* \(2012\)](#); [Herbert *et al.* \(2013\)](#); [Sciacovelli *et al.* \(2014\)](#), la prolifération des systèmes de pompes à chaleur en milieu urbain est susceptible de générer des interférences de fonctionnement entre installations. En particulier, [Lo Russo *et al.* \(2012, 2014\)](#) se sont intéressés à la zone d'influence thermique des systèmes de pompes à chaleur en réalisant deux études de sensibilité. La première de ces études s'est focalisée sur l'influence du contexte hydrodynamique de l'ouvrage, la seconde sur les fluctuations temporelles du fonctionnement de l'ouvrage.

Les travaux de [Lo Russo *et al.* \(2012\)](#) ont permis de tester l'influence de plusieurs paramètres - la conductivité hydraulique, le coefficient d'emménagement, le gradient hydraulique, la capacité thermique volumique du fluide et du solide, les conductivités thermiques du fluide et du solide ainsi que la dispersivité longitudinale et transversale - sur le développement d'une zone d'influence thermique. Cette zone d'influence thermique a été définie comme la surface où l'écart avec la température de référence est supérieur ou égal à 1 °C. L'étude de sensibilité a été effectuée en faisant varier chaque paramètre, les uns après les autres, de plus ou moins 10 % ou 20 % par rapport à leur valeur initiale. Le domaine d'étude, 2 km de long et 1,5 km de large, se situe dans l'agglomération de Turin. Le site est constitué de deux puits de 47 m de profondeur. L'un est utilisé pour l'extraction et l'autre pour la réinjection. Un modèle numérique 3D a été développé afin d'évaluer l'emprise de la zone d'influence thermique du doublet pendant 60 jours de fonctionnement en refroidissement. À l'issue des simulations, les extensions des zones d'influence ont été comparées. Les résultats ont montré que la conductivité thermique solide et la capacité thermique volumique fluide étaient les facteurs prépondérants du développement de la zone d'influence thermique (Fig. 5).

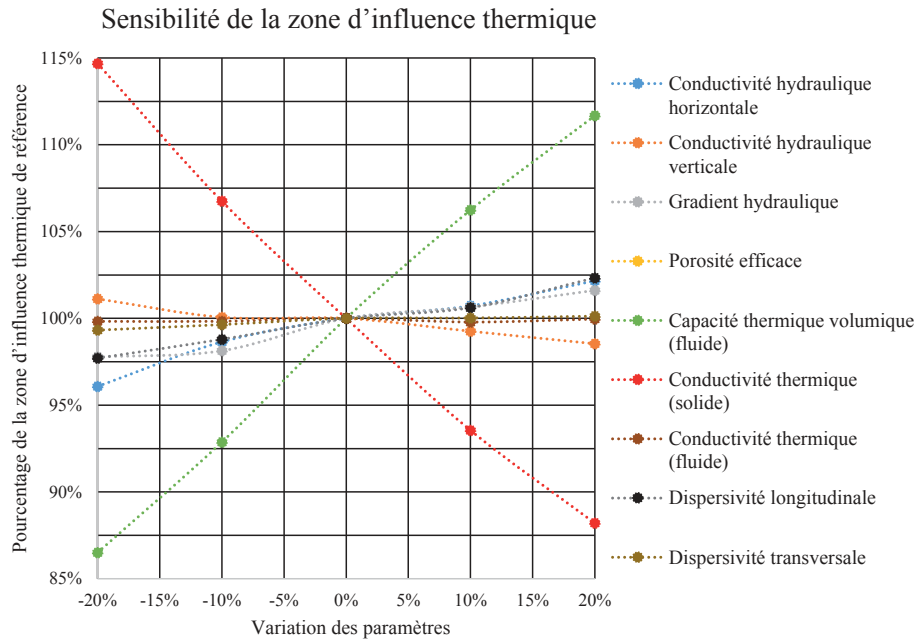


FIGURE 5 – Sensibilité de la zone d'influence thermique à différents paramètres hydrodynamiques. Les valeurs ont été extraites de l'étude de cas de Turin (Italie) (Lo Russo *et al.*, 2012).

Les travaux de Lo Russo *et al.* (2014) se sont intéressés à l'influence de la discrétisation temporelle du fonctionnement de l'ouvrage dans l'évaluation de la zone d'influence thermique des pompes à chaleur. Pour ce faire, les auteurs ont utilisé le modèle déterministe développé dans Lo Russo *et al.* (2012). Quatre scénarios ont été simulés. Le premier (1) tenait compte du fonctionnement de l'ouvrage à l'échelle de l'heure, le second (2) à l'échelle d'une journée, le troisième (3) à l'échelle du mois et le quatrième (4) à l'échelle de la saison. La fiabilité des simulations a été évaluée en comparant les températures simulées et les températures observées à l'aval du doublet et en utilisant l'écart-type comme indicateur. Les résultats ont montré une fiabilité satisfaisante des simulations pour les scénarios (1), (2) et (3). Les moyennes saisonnières utilisées dans le scénario (4) n'ont pas permis d'évaluer correctement la zone d'influence thermique.

Les travaux de Sciacovelli *et al.* (2014) se sont intéressés à l'extension du front thermique par le biais d'une étude de cas. La pompe à chaleur en question se situe dans la ville de Turin (Italie) et doit alimenter un bâtiment de 160 m de haut et de 24000 m³. Le modèle EnergyPlus (U.S. Department of Energy, 2008) a été utilisé afin d'estimer les besoins thermiques du bâtiment. Un modèle multi-échelle a été utilisé afin de réduire la durée des simulations. Un modèle 3D, de 500 m de long et de 600 m de large, discrétisé par la méthode des volumes finis, a été utilisé pour quantifier localement l'impact de la pompe à chaleur en boucle ouverte. Pour évaluer la zone d'influence thermique à plus petite échelle, un modèle de 2 km de long et de 300 m de large a été utilisé. Les caractéristiques physiques du site ont été définies de

la manière suivante : conductivité hydraulique de $6,6 \times 10^{-9} \text{ m}^2$, conductivité thermique du fluide de $0,65 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ et conductivité thermique de la phase solide de $3 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. La température de référence de la nappe a été fixée à $15 \text{ }^\circ\text{C}$. Les résultats ont montré que la forme et l'extension de la zone d'influence thermique sont fortement dépendantes du mode de fonctionnement du doublet, saisonnier ou constant. La température de la nappe atteint $35 \text{ }^\circ\text{C}$ près de la réinjection. Les résultats issus du modèle à plus petite échelle montrent qu'à $1,8 \text{ km}$ du doublet, la différence de température avec l'état non perturbé de la nappe est comprise entre $3 \text{ }^\circ\text{C}$ et $5 \text{ }^\circ\text{C}$.

Compte tenu du contexte de développement rapide des pompes à chaleur en milieu urbain, l'importante étendue de ces impacts thermiques soulève un problème de réglementation. Les conflits d'usage susceptibles d'être engendrés ont fait l'objet d'une étude de cas à Londres (Royaume-Uni) (Herbert *et al.*, 2013). Selon les auteurs de cette étude, les lacunes réglementaires relatives à l'exploitation géothermique de la nappe londonienne de la craie ont des conséquences immédiates sur le fonctionnement des installations géothermiques existantes. Un modèle numérique 3D utilisant la méthode de résolution par éléments finis a été utilisé afin de quantifier l'impact de l'augmentation du nombre de pompes à chaleur en boucle ouverte à l'échelle de la ville de Londres. L'objectif était de prédire l'impact des installations existantes (scénario 1) et l'impact potentiel en doublant le nombre d'installations (scénario 2). Le domaine d'étude couvre une surface de 130 km^2 . Quatre formations géologiques ont été discrétisées, deux couches argileuses avec des conductivités hydrauliques comprises entre $1,2 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ et $3,5 \times 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ et deux couches de sables et craies avec des conductivités hydrauliques comprises entre $8,7 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ et $1,4 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Le fonctionnement des pompes à chaleur recensées est supposé saisonnier : constant l'été et constant l'hiver. La température de référence de l'eau souterraine a été définie égale à $14 \text{ }^\circ\text{C}$. La zone d'influence thermique a été définie comme la surface où l'écart avec la température de référence est supérieur ou égal à $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Les résultats du scénario 1 ont montré qu'environ 3% du domaine d'étude est en zone influencée thermiquement par une pompe à chaleur actuelle. Les résultats du scénario 2 ont montré qu'environ 10% du domaine d'étude sera sous influence d'une pompe à chaleur actuelle ou à venir. Le scénario 2 met en évidence des zones où plusieurs pompes à chaleur interfèrent.

3.2 Impact des infrastructures souterraines sur la température de l'eau souterraine urbaine

Dans plusieurs villes du monde, la littérature montre que l'urbanisation est responsable d'un phénomène d'îlots de chaleur sur l'eau souterraine (Zhu *et al.*, 2010; Taniguchi *et al.*, 2009; Menberg *et al.*, 2013a). En particulier, plusieurs auteurs ont montré que les infrastructures souterraines étaient responsables d'une partie importante du transfert thermique total

de chaleur d'origine anthropique, 'the anthropogenic heat flux' (Benz *et al.*, 2015; Menberg *et al.*, 2013b). Le transfert thermique total d'origine anthropique est défini par Menberg *et al.* (2013b) comme le transfert thermique des objets anthropiques - surface du sol urbanisé, fondations profondes, tunnels et lignes de métro, réseaux d'assainissement, réseau de chauffage urbain - vers l'aquifère urbain. Par ailleurs, selon les travaux de Ampofo *et al.* (2004) 30 % du transfert thermique total émis par une ligne de métro est absorbé par l'environnement souterrain adjacent à la construction.

Benz *et al.* (2015) ont justement quantifié l'ensemble du transfert thermique anthropique vers l'eau souterraine. Les auteurs ont procédé à une spatialisation SIG¹ des flux pour deux villes d'Allemagne : Karlsruhe - température moyenne de l'air :11,5°C ; température moyenne de la nappe 13,2 °C ; profondeur moyenne de la nappe 5,4 m - et Cologne - température moyenne de l'air :11,4°C ; température moyenne de la nappe 12,7°C ; profondeur moyenne de la nappe 10,2 m. En formulant des hypothèses sur la température des éléments anthropiques tels que les sols, les réseaux, et les niveaux souterrains, leur position par rapport au sol et à la nappe, les auteurs sont parvenus à quantifier les flux émis pour chaque type d'ouvrage en utilisant la loi de Fourier pour le transport de chaleur conductif (équation (3.1)), avec λ la conductivité thermique et ∇T le gradient de température. Les résultats sont représentés sur la Figure 6. Ces travaux montrent que le transfert thermique provenant des sous-sols de bâtiments est significatif. Ce flux représente 70 % du flux total dans le cas de Karlsruhe et 30 % dans le cas de Cologne. Selon les auteurs, cet important transfert thermique est principalement induit par les ouvrages proches ou pénétrant la nappe d'eau souterraine. Enfin, selon l'auteur, ce transfert thermique correspond à 32 % de la demande en chauffage résidentiel de Karlsruhe, respectivement 9 % pour Cologne, et devrait être exploité.

$$\vec{q} = -\lambda \cdot \nabla T \quad (3.1)$$

Les travaux de Epting et Huggenberger (2013) se sont intéressés aux impacts de ces flux de chaleur à l'échelle de la ville de Bâle (Suisse). Les auteurs se sont focalisés sur la définition d'un état thermique potentiel de la nappe afin d'améliorer la gestion de la ressource. Le site d'étude a fait l'objet d'une modélisation numérique déterministe 3D. Le modèle d'écoulement utilisé est présenté dans Epting *et al.* (2008). Tout d'abord, l'état actuel de la température de la nappe a été calibré en s'appuyant sur les données de 31 points d'observation. Pour obtenir l'état potentiel de la nappe, toutes les conditions limites relatives à des objets anthropiques - pompes à chaleur, bâtiments à fondations profondes - ont été supprimées. Les résultats montrent que les perturbations les plus importantes dépassent 8 °C. En hiver, et dans la zone la plus urbanisée de la ville, les simulations montrent un réchauffement moyen de 5 °C.

1. L'abréviation SIG est utilisée pour désigner les Systèmes d'Information Géographiques

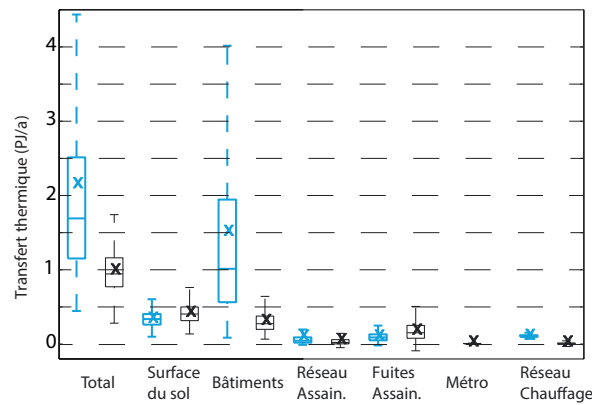


FIGURE 6 – Boîtes à moustaches représentant le transfert thermique vers la nappe urbaine de Karlsruhe (bleu) et Cologne (noir). Les valeurs moyennes sont indiquées par une croix (Modifié d’après Benz *et al.* (2015)).

3.3 Synthèse

L’eau souterraine urbaine subit des perturbations thermiques du fait (1) de l’exploitation géothermique de la ressource et (2) de la présence d’éléments anthropiques comme les ouvrages souterrains, les réseaux de chauffage urbain, et les tunnels. Ainsi, ces perturbations thermiques génèrent un impact, et peuvent mettre en péril l’exploitation géothermique de la ressource. La littérature met effectivement en évidence des conflits d’usage dans le cas de la ville de Londres. La quantification de la zone d’influence thermique (‘Thermal affected Zone’ en anglais) des éléments anthropiques est donc fondamentale pour maîtriser la ressource géothermique offerte par l’eau souterraine urbaine.

Plusieurs études s’intéressent à la quantification de ces zones d’influences thermiques des systèmes de pompes à chaleur. Notamment, les panaches thermiques générés par ces ouvrages ont fait l’objet de deux études de sensibilité qui montrent le rôle des différents facteurs d’influence tels que les caractéristiques physiques de l’aquifère, sur la forme des panaches, ainsi que le rôle de la discrétisation temporelle du fonctionnement de ces ouvrages, pour une représentation adaptée. Il est à noter que ces études de sensibilités (Lo Russo *et al.*, 2012, 2014) ont été réalisées dans le contexte hydrogéologique de la plaine alluviale de la ville de Turin (Italie). Dans l’état actuel des connaissances, il n’existe pas d’étude de sensibilité portant sur la quantification de la zone d’influence thermique des systèmes de pompes à chaleur dans d’autres contextes hydrogéologiques.

Enfin, quelques études montrent l’influence des aménagements sur la température des nappes urbaines. Ces perturbations représentent à la fois une menace, dans la mesure où elles peuvent, par exemple, être un facteur de dysfonctionnement des pompes à chaleur, et une opportunité. Selon Benz *et al.* (2015), la chaleur anthropique atteignant l’eau souterraine urbaine représente une partie significative de la demande en chauffage résidentiel. Elle devrait

être exploitée afin d'équilibrer le bilan de chaleur entre ville et eau souterraine. Cependant, il faut noter que l'exploitation de cette ressource nécessite de quantifier les zones d'influence des différentes sources de chaleur. En particulier des ouvrages souterrains dont l'importance a été démontrée, en termes de flux, par [Benz *et al.* \(2015\)](#). Ainsi, l'identification de ces zones d'influence représente un enjeu pour l'exploitation durable de la ressource en géothermie, et pour la non perturbation des dispositifs géothermiques existants.

Deuxième partie

Matériels et méthodes

Chapitre 4

Démarche générale de la thèse

4.1 Principes de modélisation

L'objectif de ce travail de thèse est de quantifier l'impact des aménagements souterrains sur la ressource en eau souterraine. Aussi, la compréhension des impacts devra être interprétée dans l'intention de proposer des éléments d'aide à la décision, dédiés aux aménageurs du sous-sol urbain ou aux services en charge de la ressource en eau souterraine et de sa protection. En d'autres termes, la connaissance des impacts causés par les infrastructures souterraines sur la ressource en eau souterraine devra permettre de limiter les risques et nuisances consécutifs à ces impacts : risque d'inondation par remontée de nappe ou de dégradation du bâti, risque d'altération de la ressource en eau, risque de dégradation du potentiel géothermique. L'atteinte de cet objectif nécessite d'obtenir des informations quantitatives, spatialisées et opérationnelles et conduit naturellement vers la mise en œuvre d'un travail de modélisation numérique déterministe. L'objectif de ce chapitre est de présenter la démarche de modélisation adoptée dans le cadre de cette thèse et de décliner l'application qui en a été faite.

Le schéma présenté à la Figure 8 représente la démarche générale de modélisation appliquée dans le cadre de la thèse. La première étape de ce schéma conceptuel de modélisation consiste à abstraire un problème du *système réel* : Comment les ouvrages souterrains impactent-ils la ressource en eau souterraine ? Cette phase d'abstraction nécessite d'identifier les phénomènes physiques qui entrent en jeu.

L'interaction entre les ouvrages souterrains et l'eau souterraine urbaine conduit à étudier l'écoulement advectif obéissant à l'équation de diffusivité (4.1) :

$$S_0 \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot \mathbf{q} = Q \quad (4.1)$$

Avec,

$$\mathbf{q} = -\mathbf{K} \nabla h \quad (4.2)$$

Le choix de cette équation aux dérivées partielles pour la description de l'écoulement impose la délimitation d'un domaine d'étude, la définition des caractéristiques physiques au sein de ce domaine d'étude, et des conditions aux limites qui peuvent être de trois natures. Elles se déclinent sous la forme d'un potentiel imposé (Dirichlet), d'un flux imposé (Neumann) et d'une condition mixte où le flux et le potentiel sont imposés (Cauchy).

Cependant l'interaction entre les ouvrages souterrains et la ressource en eau souterraine ne peut se limiter à la résolution d'un problème d'écoulement. En effet, les Chapitres 2 et 3 montrent que les ouvrages souterrains peuvent faciliter la contamination de l'eau souterraine urbaine et impacter sa température. Ces phénomènes sont décrits par l'équation d'advection-dispersion (4.3) et par l'équation du transfert de chaleur dans un système hydrodispersif (4.4) :

$$\phi \frac{\partial C}{\partial t} + \mathbf{q} \cdot \nabla C = \nabla \cdot (\mathbf{D} \cdot \nabla C) \quad (4.3)$$

$$\frac{\partial C_s T}{\partial t} + \nabla \cdot (v \phi C_w T) = \nabla \cdot (\kappa \nabla T + \phi C_w \mathbf{D} \cdot \nabla T) \quad (4.4)$$

Les équations (4.1), (4.3) et (4.4) sont développées dans [Diersch \(2013\)](#). Elles sont résolues pour les variables principales suivantes :

h	le potentiel hydraulique	[L]
C	la concentration en soluté	[ML ⁻³]
T	la température	[Θ]

Avec les paramètres et fonctions suivants :

S_0	le coefficient d'emménagement spécifique	[L ⁻¹]
Q	le terme source	[T ⁻¹]
\mathbf{q}	le flux de Darcy	[LT ⁻¹]
\mathbf{K}	le tenseur de conductivité hydraulique	[LT ⁻¹]
ϕ	la porosité	[1]
\mathbf{D}	le tenseur de dispersivité	[L]
C_s	la capacité thermique volumique de l'aquifère	[ML ⁻¹ T ⁻² Θ ⁻¹]
C_w	la capacité thermique volumique de l'eau	[ML ⁻¹ T ⁻² Θ ⁻¹]
v	la vitesse moyenne de l'eau dans les pores	[LT ⁻¹]
κ	la conductivité thermique de l'aquifère	[MLT ⁻³ Θ ⁻¹]

La deuxième étape du schéma conceptuel de modélisation est basée sur la réalisation du *schéma abstrait*. Cette étape consiste à résoudre numériquement les équations aux dérivées partielles introduites dans le schéma abstrait sur l'ensemble du domaine d'étude. Pour la résolution numérique de ces équations, la méthode dite des éléments finis sera appliquée. Une présentation complète des concepts fondamentaux relatifs à la méthode des éléments finis est développée par ([Diersch, 2013](#)). Comme le montre la Figure 7, la méthode des

éléments finis est adaptée à la résolution numérique des problèmes à géométrie complexe. Cette méthode offre la possibilité de discrétiser localement le domaine d'étude autour des objets à géométrie complexe tout en limitant le nombre de nœuds du modèle et ainsi le temps de calcul. La méthode des éléments finis est donc particulièrement adaptée pour la discrétisation et l'intégration des ouvrages souterrains, dont les dimensions caractéristiques sont de l'ordre du mètre, dans des domaines d'étude dont les dimensions caractéristiques sont de l'ordre du kilomètre.

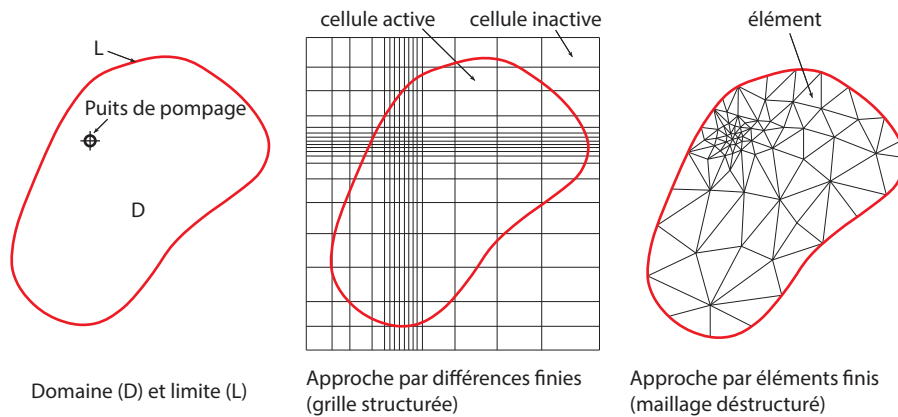


FIGURE 7 – Exemple d'un domaine d'étude 2D discrétisé par la méthode des différences finies et par la méthode des éléments finis (D'après [Diersch \(2013\)](#)).

Le principe général des modèles à éléments finis est résumé de la façon suivante par [Kiraly \(1997\)](#) pour le cas particulier de la détermination du champ h :

- La région étudiée est représentée par un assemblage de subdivisions appelées éléments finis.
- Les éléments sont interconnectés par des points communs appelés points nœuds.
- La géométrie des éléments est définie par la position des nœuds qui se situent aux sommets, sur les côtés et à l'intérieur des éléments.
- La distribution réelle des potentiels hydrauliques h est approchée, sur chaque élément, par une fonction simple h^* , de type défini à l'avance : polynômes.
- En remplaçant la fonction inconnue h par l'approximation polynomiale h^* dans l'équation de base, cette dernière, multipliée par une fonction de pondération, peut être intégrée sur chaque élément.
- Comme résultat de cette intégration, on obtient autant d'équations linéaires qu'il y a de nœuds dans le modèle et en résolvant ce système d'équations, pour des conditions aux limites spécifiées, on obtient les valeurs nodales h^{*n} des fonctions approximatives.
- Connaissant les valeurs nodales h^{*n} , la valeur de la fonction h^* peut être calculée en n'importe quel point des éléments grâce aux fonctions d'interpolation polynomiales définies au début.

La distribution des nœuds dans l'espace permettra de modéliser un ouvrage dont les

dimensions caractéristiques peuvent avoir plusieurs ordres de grandeur d'écart avec la taille du modèle, tout en maintenant un nombre de nœuds raisonnable. Le logiciel FEFLOW¹ (Diersch, 2013) a été utilisé afin de construire des modèles qui intègrent à la fois des caractéristiques naturelles (lithologie etc.) et anthropiques (barrières hydrauliques, pompages, etc.). FEFLOW est un logiciel qui permet de résoudre les équations qui gouvernent l'écoulement, le transport de masse et le transport de chaleur dans les milieux poreux et fracturés par la méthode des éléments finis.

Enfin, la troisième étape consiste à transférer les résultats simulés sur le système réel. Cette confrontation entre les résultats simulés et le système réel peut être réalisée par le biais d'un champ d'observation et permet d'effectuer des ajustements, par exemple sur les caractéristiques physiques ou sur les conditions aux limites utilisées dans le modèle.

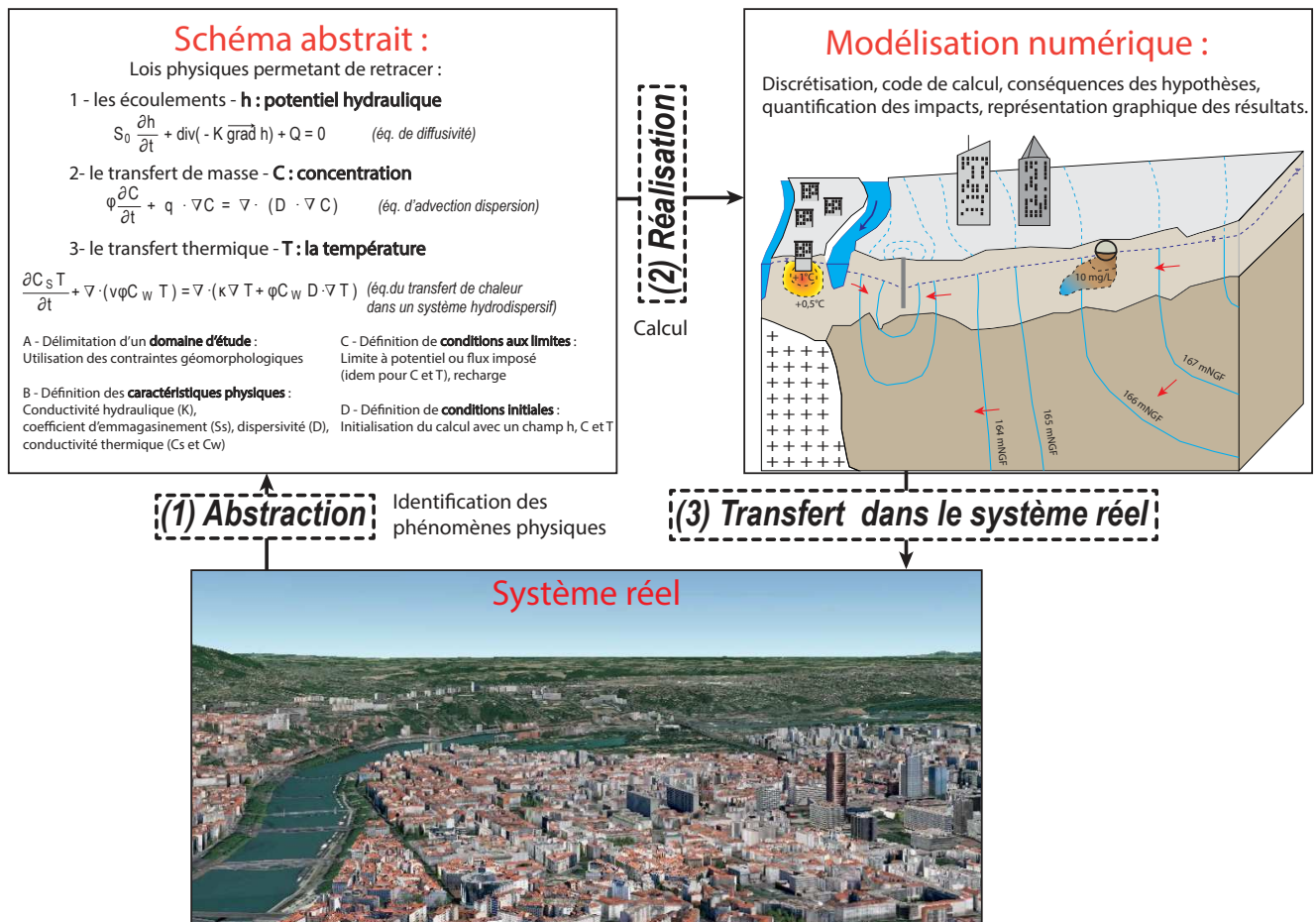


FIGURE 8 – Schéma conceptuel de la démarche générale de modélisation (Modifié, d'après Kiraly (1997))

1. Feflow est un acronyme de *finite element subsurface FLOW simulation system*. Les manuels d'utilisation de ce logiciel peuvent être téléchargés gratuitement à l'adresse suivante : <https://www.mikepoweredbydhi.com/download/product-documentation>

4.2 Modélisation des impacts des aménagements souterrains sur l'eau souterraine urbaine

L'application du schéma conceptuel de modélisation sera développée en trois phases listées ci-dessous. D'une part, la description du site et du contexte hydrogéologique étudié à l'occasion de ces travaux est détaillée dans le chapitre 5. D'autre part, les éléments méthodologiques mis en œuvre à l'occasion de chacune de ces phases, tels que le choix des lois physiques utilisées, la délimitation du domaine d'étude, et le choix des conditions aux limites, ont été pleinement exposés dans chacune des publications aux Chapitres 6, 7, et 8.

(1) Quantification des impacts des ouvrages sur les écoulements d'eau souterraine urbaine. L'agglomération lyonnaise a été utilisée comme site d'étude afin de déterminer les systèmes d'écoulement et la position de la surface libre de la nappe avant et après la mise en place des ouvrages souterrains. L'influence des différentes techniques de construction, telles que les ouvrages drainants et les ouvrages imperméables, a été évaluée à l'aide de scénarios représentant des états partiellement bâtis du sous-sol de l'agglomération lyonnaise.

(2) Identification du rôle des ouvrages sur le transport de masse en solution. Des modèles génériques ont été utilisés afin de quantifier l'influence de deux techniques de constructions, (1) ouvrage imperméable et (2) ouvrage drainant, sur l'âge de l'eau souterraine. Ces scénarios ont été simulés en utilisant les caractéristiques physiques et hydrodynamiques du contexte lyonnais. En conséquence, ces scénarios ont permis d'évaluer la contribution des deux ouvrages testés aux mélanges entre eau peu profonde et eau profonde. Cette information a permis de quantifier l'accroissement de la vulnérabilité de l'eau souterraine généré par les ouvrages.

(3) Quantification des impacts causés par les ouvrages sur la température des nappes urbaines. D'une part, des modèles génériques ont été utilisés afin de quantifier les zones d'influence et les impacts de deux techniques de constructions, (1) ouvrage imperméable et (2) ouvrage drainant, sur la température de l'eau souterraine. Un bilan énergétique a été effectué sur la durée des simulations afin d'évaluer le transfert thermique entre l'ouvrage et l'aquifère. Ces scénarios ont été simulés en utilisant les caractéristiques physiques et hydrodynamiques du contexte lyonnais. D'autre part, les impacts thermiques cumulés ont été évalués à l'échelle du quartier de la Part-Dieu à Lyon.

Les impacts des aménagements sur la ressource en eau mis en évidence dans ces trois phases ont été utilisés pour formuler des recommandations afin de prévenir les risques inhérents à ces impacts ; risque de perdre la maîtrise qualitative et quantitative de la ressource, risque d'inondation par remontée de nappe, risque d'altération qualitative de la ressource, et risque d'altération du potentiel géothermique de la ressource. Les recommandations formulées ont tenu compte des spécificités du site d'étude ; telles que les zones bâties, la position

du terrain naturel, le contexte hydrodynamique ; et ont été traduites sous la forme de critères ou de cartes permettant d'identifier les zones urbaines favorables ou défavorables à la construction de nouveaux ouvrages souterrains.

Chapitre 5

Site d'étude : contexte de l'agglomération lyonnaise

5.1 Les enjeux de la planification du sous-sol pour l'agglomération lyonnaise

La quantification du potentiel de développement souterrain des villes a fait l'objet de quelques études (He *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2013a,b). En particulier, le projet *Deep City* (Li *et al.*, 2013a,b) évalue la pertinence d'une mise en place d'une planification tridimensionnelle sur la base de facteurs macro-économiques tels que, la population urbaine, la densité de population, le PIB par habitant, et environnementaux tels que, la qualité géotechnique du sol, la qualité et quantité disponible d'eau souterraine, le contexte favorable à l'exploitation géothermique, la qualité des géo-matériaux. Dans la pratique, le potentiel de développement du sous-sol de la ville de Lyon est inhérent à son attractivité économique d'échelle européenne (Carpenter et Verhage, 2014). Il se concrétise aujourd'hui par le projet *Mission Part-Dieu* porté par la Métropole de Lyon. Ce projet de réaménagement du quartier de la Part-Dieu prévoit notamment la création de 650 000 m² de bureaux et de 1500 logements sans foncier disponible.

L'alimentation en eau potable de l'agglomération lyonnaise est assurée à 95 % par le champ-captant de Crépieux-Charmy. Ce champ captant, constitué de plus de 114 puits, alimente plus d'un million de personnes. Le débit prélevé par le champ captant est de l'ordre de 100 millions m³ par an. L'eau du captage est de qualité eau potable dès l'exhaure. Une chloration est effectuée afin d'éviter la prolifération de bactéries dans les réseaux.

L'eau souterraine de l'agglomération lyonnaise est également exploitée pour son potentiel géothermique. D'après Crochet et Bligny (1990), la nappe alluviale de l'agglomération lyonnaise dispose d'un fort potentiel géothermique. Aujourd'hui, 380 installations géothermiques dont 180 PAC à usage de climatisation sont dénombrées (Chartier *et al.*, 2009). Ces dernières

années, l'exploitation géothermique de la nappe s'est accentuée (Durst *et al.*, 2012). Ceci concerne particulièrement l'usage de climatisation, qui a pour conséquence une augmentation de la température de la nappe aux points de rejet. Des dysfonctionnements ainsi que des conflits d'usage entre installations géothermiques sont à ce jour recensés dans l'agglomération (Durst *et al.*, 2012).

Enfin, concernant le bâti, l'agglomération lyonnaise regroupe plusieurs centaines d'aménagements souterrains (puits de pompage, infrastructures ponctuelles, etc.). Ces aménagements souterrains sont de quatre types : (1) drains, (2) barrières hydrauliques imperméables, (3) puits de prélèvements, (4) infrastructures équipées de radier drainant. En résumé, l'intérêt de la planification tridimensionnelle de l'agglomération lyonnaise est porté par (1) l'approvisionnement en eau potable des populations, (2) l'exploitation géothermique de la nappe et (3) l'exploitation du sous-sol en tant qu'espace disponible.

5.2 Contexte hydrogéologique

L'hydrogéologie de l'agglomération lyonnaise, et plus généralement de l'est lyonnais, est structurée autour de trois formations aquifères : la molasse, le fluvio-glaciaire et le fluvial moderne. Ces formations résultent d'une succession de phénomènes tectoniques et glaciaires qui ont permis la sédimentation de matériaux détritiques au cours de trois phases principales (Mongereau, 2010) :

- De l'ère primaire à l'ère Tertiaire (de -550 millions d'années à -1,5 millions d'années), la région lyonnaise s'est vue recouverte et découverte à plusieurs reprises par une mer épi-continentale. Durant l'ère secondaire (jusqu'à -65 millions d'années), les sédiments marins se sont accumulés et transformés sous forme de roche calcaire. L'ère tertiaire (jusqu'à -1,5 millions d'années) fut marquée par le creusement du fossé rhodanien lié au développement des Alpes.
- Consécutivement à l'épisode marin, l'ère quaternaire est marquée par quatre glaciations chacune séparée par une période interglaciaire : la glaciation de Gunz, de Mindel, de Riss et celle de Wurm (Coutterand, 2010). L'extension maximale de la glaciation de Riss (de -240 000 à -120 000 ans) a dépassé la colline de Fourvière à Lyon. Les témoins visibles laissés par le passage de ce glacier se situent dans la plaine de Lyon. Le charriage latéral et sous-glaciaire des matériaux a laissé place à des dépôts morainiques constituant les buttes actuelles de Saint-Fons, de Bron et de Miribel (Campy *et al.*, 2003; Mongereau, 2010). La période Würmienne (de -120 000 à -10 000 ans) n'a pas atteint Lyon mais s'est arrêtée à l'Est, en amont de la ville de Lyon. La fonte du glacier Würmien s'est accompagnée de dépôts fluvio-glaciaires encastrés entre les buttes morainiques, divisant les alluvions fluvio-glaciaires en couloirs orientés Sud Est - Nord Ouest (Rousselot et Beguin, 1975).

- Les glaciers se retirant, ils laissent place à de multiples cours d'eau dont le Rhône et la Saône. L'écoulement de ces deux fleuves depuis plusieurs milliers d'années a façonné et modifié le territoire glaciaire lyonnais. En effet, les alluvions glaciaires anciennes ont été érodées et remplacées par une vaste plaine d'alluvions anciennes et modernes. Le Vieux Lyon, la Presqu'île ainsi que le quartier La Part Dieu reposent tous sur des alluvions fluviales liées à la présence de la confluence du Rhône et de la Saône au niveau de Lyon. Les alluvions fluvio-glaciaires et glaciaires ont été érodées ou enfouies sous les alluvions modernes.

L'aquifère molassique du Miocène est d'environ 175 m d'épaisseur (Barat et Gouisset, 1988; Brenot *et al.*, 2009). La conductivité hydraulique de cette formation est d'environ $1 \times 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Cette formation aquifère est souvent considérée comme le substratum des nappes fluvio-glaciaires et fluviales modernes bien que des échanges entre ces différents réservoirs aient été mis en évidence (Brenot *et al.*, 2009). Au droit du domaine d'étude, la description sédimentologique de cette formation aquifère est nettement moins riche que pour les formations alluviales.

Le réservoir fluvio-glaciaire est organisé en trois couloirs séparé par des buttes morainiques (Fig. 9). Le couloir de Meyzieu, le couloir de Décines et le couloir d'Heyrieux. Dans l'axe des couloirs, au niveau de la limite amont du domaine d'étude, la profondeur atteint environ 25 m (Rousselot et Beguin, 1975). La conductivité hydraulique de cette formation est d'environ $5 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Nicolas *et al.*, 2004).

La nappe du fluvio-glaciaire termine sa course sur le réservoir fluviale du Rhône en plein cœur de l'agglomération lyonnaise. L'épaisseur de ce réservoir est d'environ 25 m et la conductivité hydraulique de cette formation est d'environ $1 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Nicolas *et al.*, 2004).

Usuellement, on considère que la température de référence de la nappe alluviale est d'environ 15 °C (Chartier *et al.*, 2009). Cependant, le Tableau 1 montre que la distribution de la température est hétérogène. En effet, entre 2008 et 2009, la température moyenne de la nappe était d'environ 17,8 °C dans le quartier de la Part-Dieu, et de 13,1 °C dans le quartier Gerland.

Tableau 1 – Température de la nappe dans différents secteurs de Lyon en 2008 et 2009 (d'après Durst *et al.* (2012))

Température (°C)	Rhône rive gauche	Part-Dieu	Gerland	Tête d'Or	Vaise-Saône
Moyenne	13,54	17,8	13,1	16,3	15,1
Maximum	18,4	19,2	18	20,7	19,6
Minimum	6,8	16	8,1	10,9	14,4

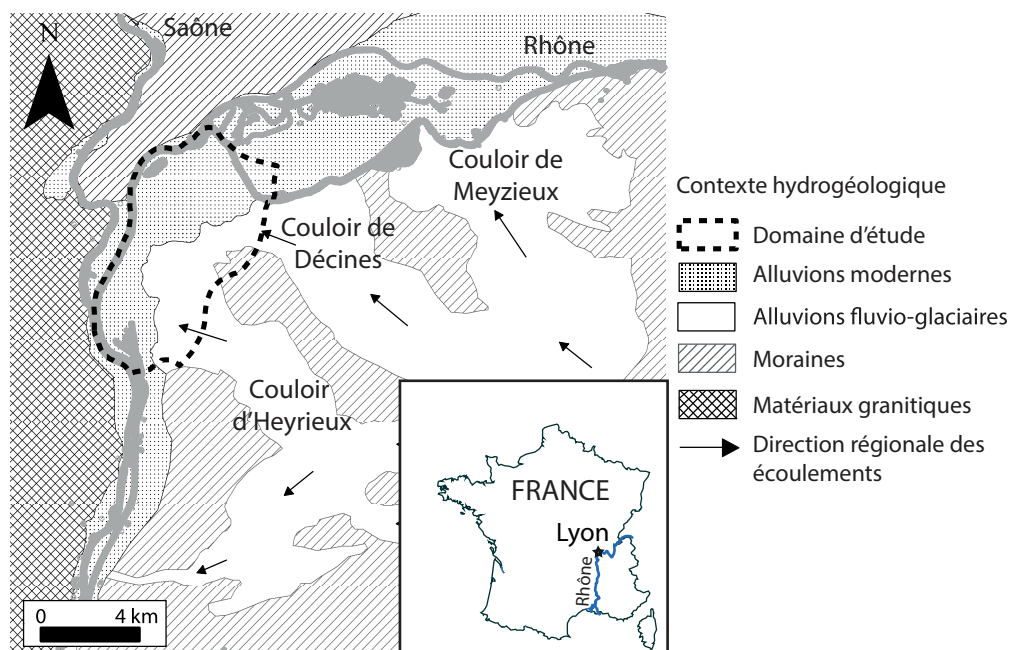


FIGURE 9 – Représentation du contexte hydrogéologique de l'est lyonnais.

5.3 Définition d'un domaine d'étude

L'un des objectifs principaux des travaux de thèse était de quantifier les impacts cumulés des ouvrages souterrains sur la ressource en eau souterraine urbaine. Un domaine d'étude a ainsi été délimité sur la base des contraintes hydrogéologiques et urbaines de façon à pouvoir mettre en œuvre une approche déterministe de modélisation.

Le domaine d'étude de 44 km² (Figure 10) s'appuie sur une carte hydrogéologique de l'agglomération lyonnaise dressée en 1974 (Gudfin et Rousselot, 1974). À l'Est, la frontière amont s'appuie sur l'équipotentielle égale à 167 mNGF. Cette limite correspond à une zone d'alimentation par les couloirs d'Hérierux au Sud, et de Décines au Nord. Au Nord, la frontière s'appuie sur une limite à flux nul qui sépare, au Nord, le système d'écoulement provenant du couloir de Décines et qui alimente le champ captant de Crépieux-Charmy, et au Sud, le système d'écoulement provenant du couloir de Décines et qui alimente Villeurbanne. À l'Ouest, la frontière du domaine d'étude s'appuie sur le fleuve Rhône. Au Sud, la frontière s'appuie d'une part, sur une limite à flux nul qui délimite le système d'écoulement constitué par le couloir d'Heyrieux, et d'autre part sur l'exutoire du système d'écoulement régional de la nappe alluviale constitué du lit du Rhône et du drain CNR.

Les structures souterraines intégrées pour cette étude sont listées ci-dessous et sont représentées à la Figure 10. Les informations concernant ces aménagements, telles que le géoréférencement de la géométrie des ouvrages et les débits prélevés, ont été transmises par la Métropole de Lyon. Ces informations ont été enrichies par les plans fournis par Lyon Parc

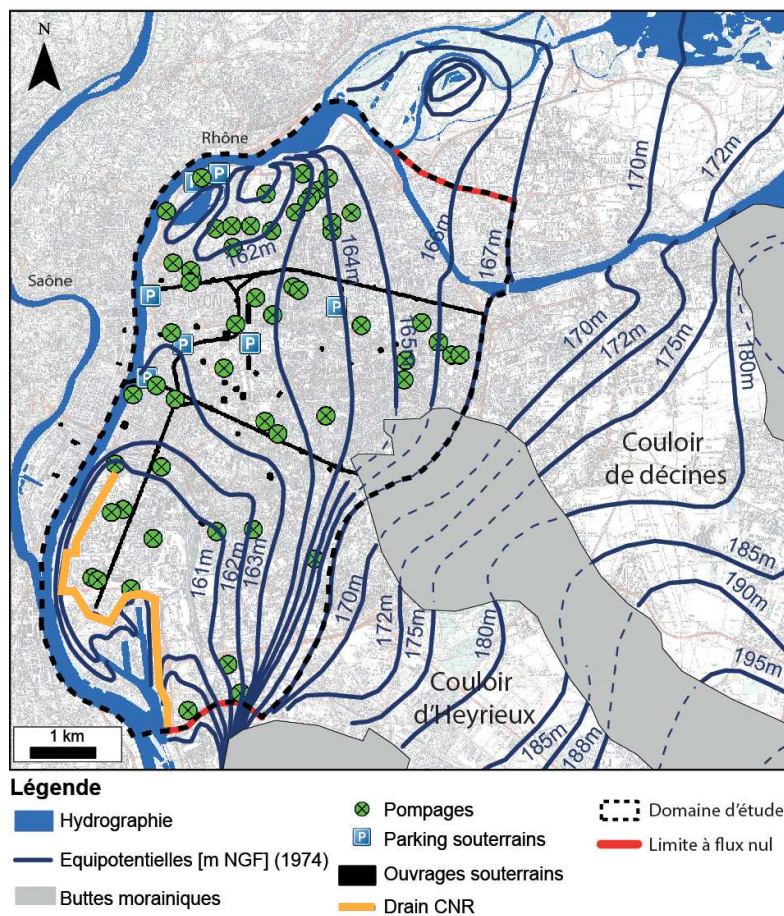


FIGURE 10 – Représentation du domaine d'étude et des caractéristiques du site (Piézométrie d'après [Gudelin et Rousselot \(1974\)](#)).

Auto et les données de débit fournies par AnteaGroup.

- 3 lignes de métro et 30 infrastructures ponctuelles imperméables de plus de 3 niveaux souterrains.
- 7 parcs de stationnement souterrains équipés d'un radier drainant. Le système de drainage est conçu afin d'éviter le soulèvement de la structure induit par une pression hydrostatique trop importante. Les débits de pompage et réinjection générés par ce type d'infrastructure peuvent atteindre plusieurs milliers de mètres cubes par jour. D'après les données publiques de l'agence de l'eau RMC, les débits mobilisés par l'ensemble de ces infrastructures dépassent 20 millions de mètres cubes par an à l'échelle de l'agglomération.
- Le drain CNR du sud de l'agglomération. Plus de 3000 m³ par jour sont drainés par cette infrastructure et alimentent le secteur industriel de Gerland-Saint-Fons ([Martelat, 1990](#)).
- 55 puits de pompage sans réinjection.

5.4 Construction d'un modèle géologique

La mise en œuvre du travail de modélisation numérique déterministe nécessite de numériser les caractéristiques géométriques du domaine d'étude, en trois dimensions, et de définir ses caractéristiques physiques. Cette section présente la construction d'un modèle géologique stratigraphique à l'échelle du domaine d'étude sur le secteur Lyon-Villeurbanne. L'objectif est de concevoir un bloc 3D constitué des formations géologiques suivantes : (1) alluvions modernes, (2) alluvions fluvio-glaciaires, (3) dépôts morainiques, (4) molasse. L'identification, et la numérisation du toit et du mur de chacune de ces formations permettra par la suite d'associer, localement, les caractéristiques physiques pertinentes.

Plusieurs sources de données ont été utilisées pour l'élaboration de ce modèle géologique :

- Deux cartes géologiques couvrent le domaine d'étude (BRGM, 1968, 1978).
- Des coupes géologiques établies lors de l'établissement du réseau de transport de la ville de Lyon (Gudéfin et Rousselot, 1974).
- Les sondages de la banque de donnée du sous-sol (BSS) Infoterre : Plus de 1000 sondages sont répertoriés dans la BSS sur le périmètre d'étude Lyon-Villeurbanne.
- Un modèle numérique de terrain (MNT) public mis à disposition par la plateforme Smartdata (Métropole de Lyon, 2013). Ce modèle numérique de terrain est maillé par pas de 10 m avec une précision horizontale de 50 cm et verticale de 40 cm.
- Une bathymétrie des cours d'eau mis à disposition par Voies Navigables de France. Le carroyage de cette bathymétrie est d'environ 5 m.

Ces données ont été implémentées dans le modèle géologique de la façon suivante. Tout d'abord, les données de sondage ont été exploitées et classifiées selon une trame stratigraphique de référence : alluvions modernes, alluvions fluvio-glaciaires, dépôts morainiques, molasse et socle. Ce processus a été effectué en 5 étapes de classification. (1) La classification stratigraphique (e.g. Holocène, Quaternaire, Miocène) a permis de classer chaque information de la BSS selon leur description stratigraphique. (2) La classification par formation (e.g. remblais, sables de Saint-Fons) a permis de corriger ou préciser la classification stratigraphique. (3) La classification lithologique (e.g. alluvions, sables fins, galets) a permis de hiérarchiser la nature des sols. (4) Une classification manuelle a permis de corriger la classification des informations manifestement incompatibles avec les précédentes phases de classification. Enfin, (5), une classification temporelle a permis de faire respecter le principe de superposition géologique sur chacun des sondages de la BSS.

Les cartes géologiques ont été utilisées afin d'assurer une bonne représentation des changements d'affleurement. Le MNT a été utilisé afin d'ajuster la position verticale des sondages de la BSS. La bathymétrie du Rhône a été superposée au MNT. Les données ont ensuite été interpolées par krigeage (Krige, 1951). Un processus de validation de la cohérence géologique a ensuite été effectué. Ce processus repose sur un contrôle ponctuel et linéaire : vérification de la position des éléments structurants, des affleurements, des contacts.

Disposant de données non uniformément réparties, le logiciel RockWorks a été utilisé afin d'interpoler les données selon un carroyage régulier sur l'ensemble du domaine d'étude. Horizontalement, les dalles carrées du maillage ont été fixées à 20 m de large. Verticalement, l'épaisseur a été fixée à 10 cm afin de pouvoir amincir progressivement les formations se chevauchant.

Le modèle géologique résultant est illustré en volume à la Figure 11 et en coupe à la Figure 12. La construction de ce modèle géologique a permis l'extraction, en format *shape*, de chacune des interfaces : toit des alluvions modernes, toit des alluvions fluvioglaciales, toit des dépôts morainiques, toit de la molasse, et substratum. Ce format est directement exploitable dans le logiciel de modélisation hydrodynamique utilisé pour la simulation des écoulements d'eau souterraine : FEFLOW.

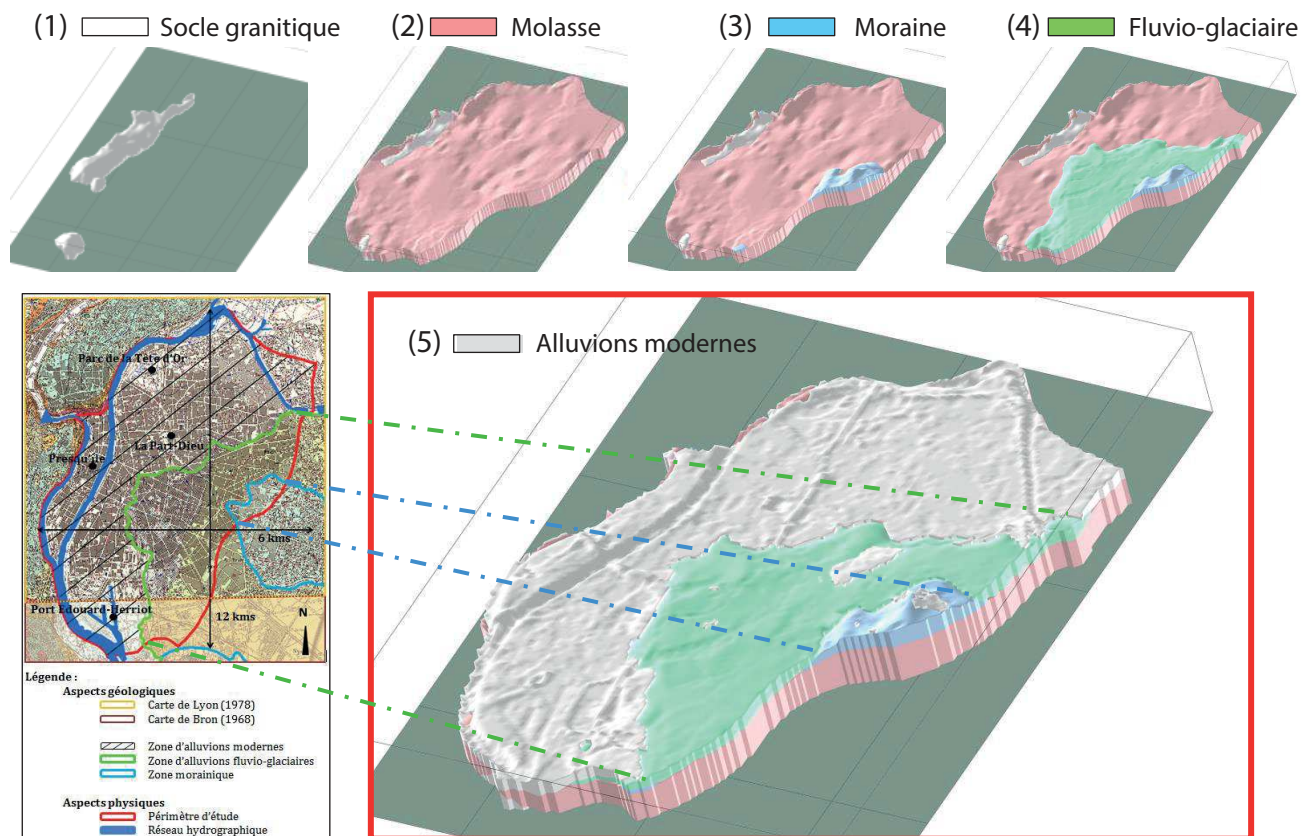


FIGURE 11 – Résumé de la phénoménologie géologique du site d'étude

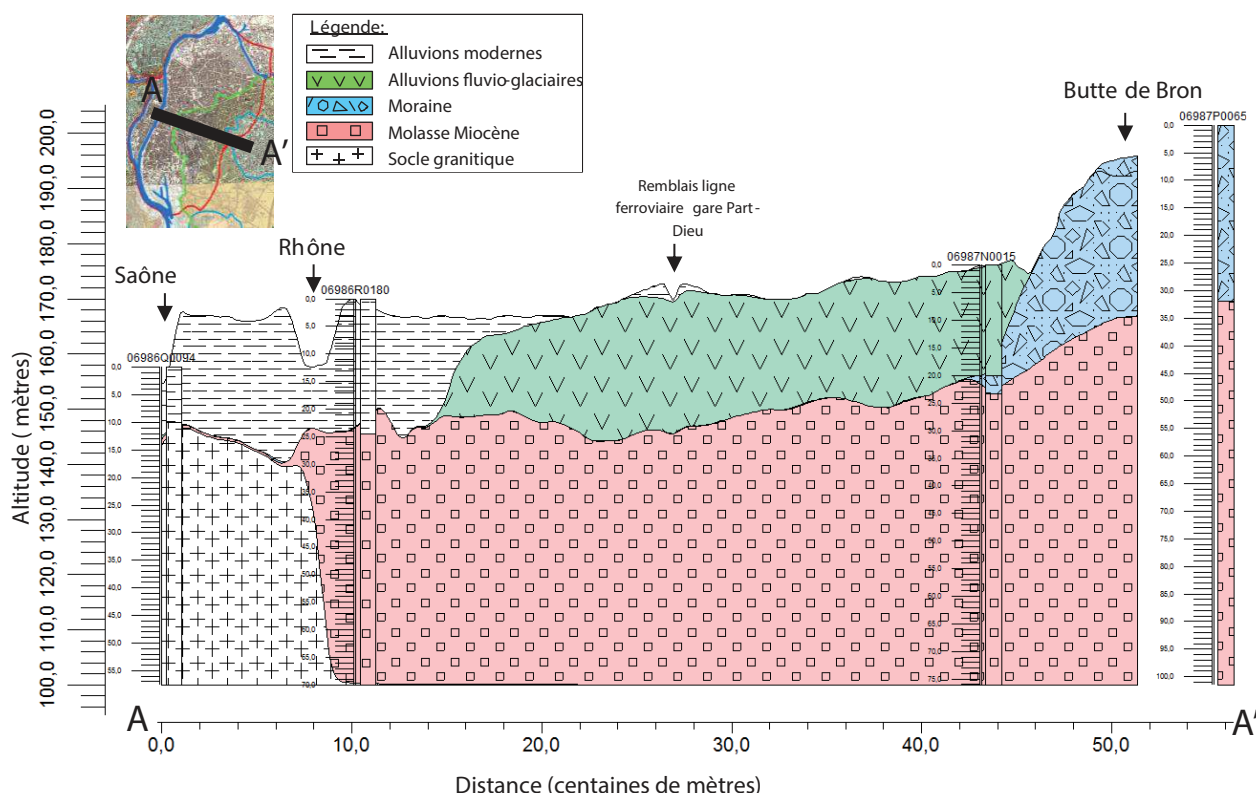


FIGURE 12 – Coupe transversale Ouest-Est du modèle géologique

5.5 Synthèse

L'agglomération lyonnaise représente un site privilégié pour l'étude des interactions entre ouvrages souterrains et nappe. En effet, dans le quartier le plus densément bâti de l'agglomération, le quartier de la Part-Dieu, la position de la surface libre de la nappe se trouve à moins de 5 m de profondeur. Outre l'intérêt scientifique du site d'étude, reposant sur le contexte hydrogéologique (cf. section 5.2) et urbain (cf. section 5.1), la question de la planification du sous-sol lyonnais s'avère être particulièrement adaptée face au potentiel de développement souterrain de l'agglomération et aux enjeux territoriaux liés à la gestion de l'espace et de la ressource en eau souterraine.

Le secteur d'intérêt, Lyon-Villeurbanne, est bâti sur la plaine alluviale du Rhône et, plus à l'est, sur des alluvions fluvioglaciales. Ces formations du Quaternaire surmontent une couche de molasse Miocène d'une épaisseur d'environ 175 m au droit du domaine d'étude. Le socle cristallophyllien, sous-jacent à la couche de molasse Miocène, constitue le substratum du domaine d'étude. Ce domaine d'étude a été fixé en s'appuyant sur la localisation des ouvrages souterrains, concentrés dans le secteur Lyon-Villeurbanne, et sur les contraintes hydrogéologiques. Le site se trouve dans le système d'écoulement régional constitué par la nappe de l'est lyonnais. Ce système d'écoulement régional est constitué de trois systèmes

d'écoulements intermédiaires, (1) le couloir de Décines, (2) le couloir de Meyzieux, et (3) le couloir d'Heyrieux. Compte tenu de l'influence du site de captage de Crépieux-Charmy, nous avons considéré que le secteur Lyon-Villeurbanne était principalement alimenté par (1) le couloir de Meyzieux, et (2) la partie Nord du couloir d'Heyrieux.

Un modèle géologique a été développé à l'échelle du domaine d'étude. La construction de ce modèle a permis de dégager cinq couches géo-référencées (1) le toit des alluvions modernes, (2) le toit des alluvions fluvio-glaciaires, (3) le toit des dépôts morainiques, (4) le toit de la couche de molasse Miocène et (5) la position du substratum. Ces couches seront exploitées pour la construction du modèle hydrodynamique 3D et pour la définition des caractéristiques physiques.

Troisième partie

Impact des ouvrages souterrains sur la ressource en eau souterraine

Chapitre 6

Impacts cumulés des ouvrages souterrains sur les écoulements d'eau souterraine

6.1 Enjeux et démarche

Dans le Chapitre 1 de ce manuscrit, une revue de la littérature a été dédiée aux impacts des aménagements souterrains sur les écoulements de nappes urbaines. Cette revue montre que peu d'études se sont intéressées aux effets cumulés causés par les infrastructures souterraines (Jiao *et al.*, 2006; Epting *et al.*, 2008; Ducommun, 2010; Boukhemacha *et al.*, 2015). L'objectif de l'article, présenté dans la section suivante, est de quantifier les impacts cumulés causés par l'ensemble des infrastructures souterraines de l'agglomération lyonnaise sur les écoulements. Les impacts sur la structure des systèmes d'écoulement et sur la position de la surface libre de la nappe sont analysés.

La mise en œuvre d'un modèle numérique 3D a permis de simuler, à l'échelle du site d'étude Lyon-Villeurbanne de 44 km² :

- l'état actuel des écoulements de l'eau souterraine : cette simulation a été réalisée en régime permanent et tient compte de l'ensemble des infrastructures souterraines recensées, les drains, les prélèvements, les lignes de métros, les parcs de stationnement souterrains et les fondations profondes. L'emplacement et les caractéristiques de ces infrastructures sont présentés à la Figure 1 et au Tableau 1 de l'article 2.
- l'état potentiel des écoulements obtenu en régime permanent, en retirant l'ensemble des infrastructures souterraines de l'agglomération. Les impacts cumulés des ouvrages souterrains sont obtenus en comparant l'état actuel et l'état potentiel des écoulements.
- un état intermédiaire des écoulements qui correspond à une situation de la nappe pour laquelle l'ensemble des ouvrages imperméables tels que les parois moulées et les fondations profondes, ont été retirés. Notamment, ce scénario a été modélisé afin d'évaluer

le rôle de ces infrastructures par rapport aux infrastructures dites drainantes telles que les prélèvements et les infrastructures construites avec un système de pompage et de ré-injection.

- L'état actuel des écoulements en régime transitoire a été simulé afin d'évaluer la stabilité des systèmes d'écoulement décrits face aux variations saisonnières d'alimentation de la nappe.

Les caractéristiques des simulations réalisées dans le cadre de cette étude sont récapitulées dans le Tableau 2.

Tableau 2 – Caractéristiques des scénarios modélisés dans le secteur de Lyon pour quantifier les impacts des ouvrages souterrains sur les écoulements d'eau souterraine urbaine.

Simulation	Objectif	Ouvrages souterrains inclus	Régime permanent (P) ou Transitoire (T)	Champ d'observation
1. État actuel de l'écoulement	Description quantitative des systèmes d'écoulement et détermination de la position de la surface libre	Ouvrages imperméables, ouvrages drainants, puits de pompages, drain CNR	P	Oui
2. État potentiel de l'écoulement	Évaluation des impacts des ouvrages souterrains sur les écoulements par comparaison avec le scénario 1	Drain CNR	P	Non
3. État intermédiaire	Évaluation des impacts des ouvrages imperméables par rapports aux ouvrages drainants	Ouvrages drainants, puits de pompages, drain CNR	P	Non
4. État actuel - transitoire	Évaluation de la variabilité des systèmes d'écoulement	Ouvrages imperméables, ouvrages drainants, puits de pompages, drain CNR	T	Oui

6.2 Article 2 - Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow : example of Lyon, France

Article 2

Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Cuvillier L., Eisenlohr L. (2016).
Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground
structures on urban groundwater flow and the definition of a potential
state of urban groundwater flow. *Hydrogeology Journal*, 24(5):1213–
1229. doi:10.1007/s10040-016-1385-z

<http://dx.doi.org/10.1007/s10040-016-1385-z>

6.3 Synthèse

Plusieurs simulations ont été réalisées afin de quantifier les impacts cumulés des infrastructures souterraines sur les écoulements. Cette étude a permis de mettre en évidence l'évolution des systèmes d'écoulement et de la position de la surface libre de la nappe dans des états aménagés et non aménagés de l'agglomération. Les principaux résultats de ces simulations sont représentés à la Figure 13.

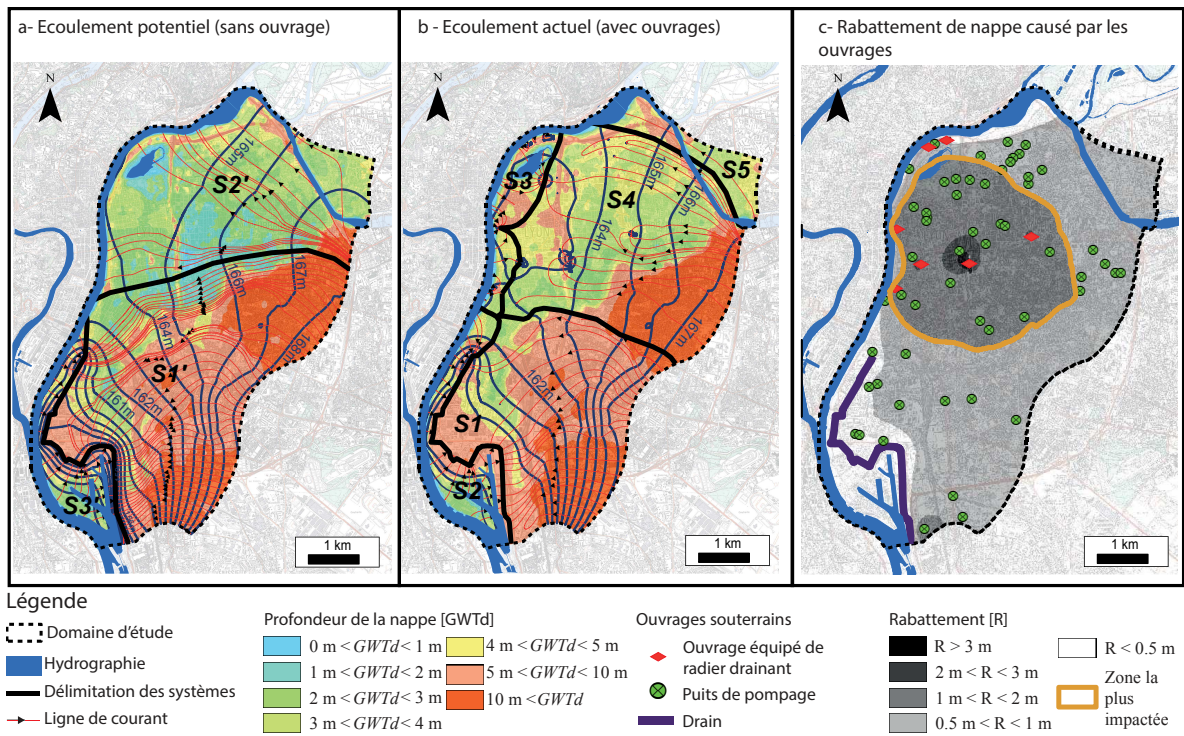


FIGURE 13 – Structure des systèmes d'écoulement et profondeur de la nappe dans l'état potentiel (a) et actuel (b). (c) Impacts cumulés des ouvrages souterrains sur la position de la surface libre de la nappe.

Les infrastructures dites drainantes telles que les prélèvements et les infrastructures construites avec un système de pompage et de ré-injection causent une fragmentation des systèmes d'écoulement de la nappe urbaine. La fragmentation des systèmes d'écoulement causée par les ouvrages souterrains est illustrée à la Figure 13a et b. Dans l'état potentiel (sans ouvrage), trois systèmes d'écoulement sont délimités. Dans l'état actuel, cinq systèmes d'écoulement sont délimités. Cette fragmentation est responsable d'une modification notable du fonctionnement de la nappe. En particulier, des inversions de gradient sont observées le long du Rhône. Cela se traduit par l'apparition du système d'écoulement S3 sur la Figure 13b.

L'évolution de la position de la surface libre de la nappe entre l'état potentiel et actuel de l'écoulement montre une importante dépression piézométrique générée par l'ensemble des

systèmes de pompage. La Figure 13c montre que cette dépression piézométrique est concentrée sur le quartier de la Part-Dieu. Compte tenu du faible gradient hydraulique du site, de l'ordre de 0,2 %, l'impact des infrastructures imperméables sur l'écoulement est négligeable, même lorsque l'obstruction¹ de l'aquifère générée par la barrière imperméable dépasse 80 %.

La simulation réalisée en régime transitoire montre la stabilité des systèmes d'écoulement dans des conditions d'évolutions saisonnières normales. L'évaluation de la variabilité des systèmes d'écoulement est nécessaire dans la mesure où les résultats issus de ces simulations ont vocation à être projetés ou utilisés à des fins de planification du territoire.

En s'appuyant sur ces résultats principaux, plusieurs enseignements peuvent être tirés vis-à-vis de la planification du sous-sol urbain :

- L'approche déterministe menée dans le cadre de cette étude permet de délimiter les systèmes d'écoulement urbains et de quantifier leur bilan de masse. Cette étude constitue la première étape d'une démarche de gestion de la ressource en eau souterraine urbaine. D'une part, la connaissance des débits qui transitent par ces systèmes d'écoulement, permet de quantifier la ressource à disposition. D'autre part, ces débits permettent de pressentir l'impact des infrastructures faisant intervenir un débit drainage : au plus les débits mobilisés par une infrastructure sont proches du débit de référence de son système d'écoulement intermédiaire, au plus elle a un rôle structurant sur le système d'écoulement régional.
- En admettant que le maintien de la structure des systèmes d'écoulements est un élément stratégique de la gestion de la ressource en eau souterraine urbaine, les infrastructures drainantes doivent être considérées comme plus impactantes que les infrastructures imperméables, qui, dans un contexte de nappe libre à faible gradient hydraulique, ont un impact marginal sur la structure des écoulements et sur la position de la surface libre de la nappe.
- La simulation de l'état potentiel des écoulements de la nappe urbaine a montré un écart important de la position de la surface libre de la nappe causé par les ouvrages drainants. Dans certains secteurs, cet écart dépasse 3 m. Le niveau potentiel de la nappe devrait être une donnée utilisée lors de l'implantation de nouveaux ouvrages souterrains. En effet, dans le cas où certains prélèvements seraient abandonnés volontairement, ou stoppés accidentellement, le rétablissement du niveau potentiel de la nappe pourrait causer des dégâts sur le bâti et accroître le risque d'inondation par remontée de nappe.

1. L'obstruction d'une formation aquifère est définie par le rapport entre l'emprise verticale de l'ouvrage dans la formation aquifère et l'épaisseur de la zone saturée.

Chapitre 7

Impacts des ouvrages souterrains sur la qualité de l'eau souterraine

7.1 Enjeux et démarche

Les aquifères urbains sont soumis à des sources de contaminations variées, entre autres induites par les fuites des réseaux d'assainissement. Par ailleurs, la ressource en eau souterraine urbaine constitue une ressource stratégique pour l'alimentation en eau potable des populations. Il convient donc de comprendre le rôle des infrastructures souterraines sur la migration de ces contaminations urbaines. En particulier, l'étude de la migration des contaminations urbaines peut s'avérer cruciale dans des contextes où des aquifères de qualités inégales se superposent. C'est par exemple le cas de l'agglomération lyonnaise où les formations alluviales, qui supportent l'essentiel des activités anthropiques, surmontent une formation molassique reconnue comme stratégique par le SAGE¹ de l'Est lyonnais.

L'objectif de la publication présentée dans ce chapitre s'intéresse précisément à l'accroissement de la vulnérabilité de l'eau souterraine urbaine induit par la présence d'un ouvrage souterrain. Pour ce faire, plusieurs simulations ont été réalisées afin de mettre en évidence le rôle de deux techniques de construction, une infrastructure imperméable lestée, et une infrastructure drainante, sur la distribution de l'âge moyen de l'eau souterraine dans l'aquifère. En effet, l'étude de cette variable s'avère particulièrement pertinente pour mettre en évidence les interactions qui peuvent intervenir entre plusieurs réservoirs aquifères, et donc entre des aquifères qualitativement inégaux (cf. Chapitre 2).

Les simulations ont été réalisées grâce à un modèle générique permettant de reproduire le contexte hydrodynamique de l'agglomération lyonnaise ; c'est à dire un aquifère bicouche, constitué d'alluvions modernes surmontant une formation molassique, et dont le gradient

1. Le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) est un document de planification élaboré de manière collective, pour un périmètre hydrographique cohérent. Il fixe les objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur, de protection quantitative et qualitative de la ressource en eau. Le SAGE de l'Est lyonnais est consultable en ligne, à l'adresse suivante : <http://www.sage-est-lyonnais.fr>

hydraulique est de l'ordre de 0,2 % (cf. Chapitre 5). L'étude de deux scénarios, correspondant à l'ouvrage imperméable et à l'ouvrage drainant, a permis de quantifier l'accroissement de la vulnérabilité de l'aquifère molassique engendré par les infrastructures souterraines bâties dans la formation quaternaire superficielle. Les principales caractéristiques des modèles génériques utilisés sont synthétisées à l'aide de Figure 14.

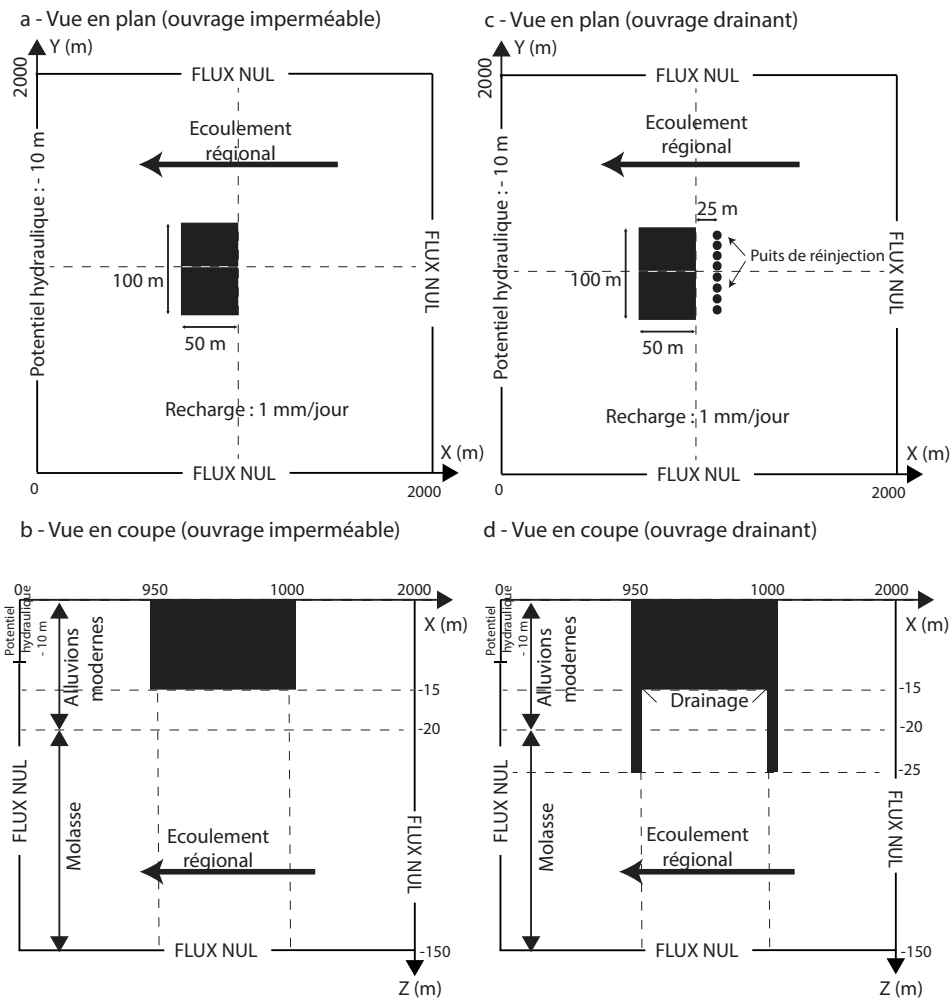


FIGURE 14 – Vues en plan (a)(c) et vues en coupe (b)(d) des caractéristiques géométriques et des conditions aux limites utilisées pour la modélisation des scénarios. Les parois de béton des ouvrages de 1 m de large sont représentées en noir.

7.2 Article 3 - Urban groundwater age modeling under unconfined condition - Impact of underground structures on groundwater age : Evidence of a piston effect



Urban groundwater age modeling under unconfined condition – Impact of underground structures on groundwater age: Evidence of a piston effect



Guillaume Attard^{a,b,*}, Yvan Rossier^c, Laurent Eisenlohr^b

^a LEHNA (Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés), UMR CNRS 5023, École Nationale des Travaux Publics de l'Etat, 3 Rue Maurice Audin, 69120 Vaulx-en-Velin, France

^b Cerema (Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement), 48 rue Saint Théobald, F-38081 L'Isle d'Abeau, France

^c LTHE (Laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnement), Domaine universitaire, 1381 Rue de la piscine, 38400 Saint Martin d'Hères, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 19 November 2015

Received in revised form 15 February 2016

Accepted 17 February 2016

Available online 24 February 2016

This manuscript was handled by Corrado

Corradini, Editor-in-Chief, with the

assistance of Dongmei Han, Associate Editor

Keywords:

Groundwater age modeling

Impervious structure

Drainage structure

Piston effect

SUMMARY

In this paper, underground structures are shown to have a major influence on the groundwater mean age distribution described as a *dispersive piston effect*. Urban underground development does not occur without impacts on subsoil resources. In particular, groundwater resources can be vulnerable and generate disturbances when this space is exploited. Groundwater age spatial distribution data are fundamental for resource management as it can provide operational sustainability indicators. However, the application of groundwater age modeling is neglected regarding the potential effect of underground structures in urban areas. A three dimensional modeling approach was conducted to quantify the impact of two underground structures: (1) an impervious structure and (2) a draining structure. Both structures are shown to cause significant mixing processes occurring between shallow and deeper aquifers. The design technique used for draining structures is shown to have the greatest impact, generating a decrease in mean age of more than 80% under the structure. Groundwater age modeling is shown to be relevant for highlighting the role played by underground structures in advective–dispersive flows in urban areas.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Half of the world's population now lives in cities. This phenomenon of urbanization is such that this proportion will reach 70% (Un-Habitat, 2008) from now to 2050. Despite this anthropic pressure, the protection of natural spaces remains a major challenge in the effort to limit horizontal urban sprawl. The influence of these two constraints, anthropic pressure and property economics, leads mechanically to the vertical development of urban areas, particularly due to the potential provided by the subsoil for urban growth. In parallel, the urban subsoil is now recognized as a space rich in resources: available water, available space, geomaterials and geothermal heat (Li et al., 2013b,a), which play a vital role in ensuring sustainable territorial development (Goel et al., 2012), but for which regulations remain wanting (Foster and Garduño, 2013). This results in a lack of coordination and planning in the exploitation of this space, illustrated by conflicts over use (Bobilev, 2009), detrimental to the different systems of the underground environment.

In particular, the resilience of groundwater resources appears to be a major issue. Although 40% of the water distributed in the water supply networks of Europe comes from urban aquifers (Eiswirth et al., 2004), urban densification is leading to the construction of ever-deeper structures (Bobilev, 2009): subways, building foundations, underground car parks, etc., that interact with this resource. The interaction between groundwater and these structures can generate risks and disturbances. The flow rates drained by underground structures can impact on groundwater quality (Chae et al., 2008). The flow rates drained generate piezometric depressions giving rise to compactions (Modoni et al., 2013). On the contrary, damage to buildings can be caused by rises in groundwater levels, resulting in the flooding of lower levels, excessive hydrostatic stress exerted on buildings, and the corrosion of foundations (Lerner and Barrett, 1996). In addition, the heat island effect on groundwater due to urbanization has been clearly observed in many cities around the world (Zhu et al., 2010; Taniguchi et al., 2009; Menberg et al., 2013). Considering geothermal heat as a strategic urban resource (Lund et al., 2011; Herbert et al., 2013), underground structures can significantly affect groundwater temperatures (Epting and Huggenberger, 2013).

* Corresponding author at: LEHNA (Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés), UMR CNRS 5023, École Nationale des Travaux Publics de l'Etat, 3 Rue Maurice Audin, 69120 Vaulx-en-Velin, France.

A recent review focused on the impact of underground structures on the flow of urban groundwater (Attard et al., 2016). Underground structures were shown to have two types of impact on groundwater flow. They can (1) impede the natural flow of the groundwater. This is the case when an impervious underground structure is built. They can also (2) disturb the groundwater budget of the flow system. This is the case when a draining underground structure is built. These disturbances can extend over an area exceeding the scale of the structure and the timescale can cover more than several decades. All the literature studied in this review dealt with the impact of underground structures on advective flow. However, up to now, the impact of underground structures on dispersive flow has not been covered by the scientific literature.

According to Kazemi et al. (2006), groundwater age modeling has been demonstrated as relevant for assessing the renewability of groundwater reservoirs, recharge rates, groundwater flow velocities, the identification of groundwater mixing processes, and the vulnerability of the resource to pollution. In particular, the reservoir theory on hydrodispersive systems was generalized and investigated (Cornaton, 2004; Cornaton and Perrochet, 2006a,b) and the computational efficiency of these works opened a range of new applications regarding the depiction of groundwater age distribution and residence time. Characterizing the influence of underground structures on groundwater age could allow understanding how they contribute to the evolution of the residence time of groundwater in urban areas, and the role they play in the dispersive spreading of pollutants. Finally, the influence of underground structures on groundwater age could provide complementary knowledge regarding the impact of underground structures on groundwater, which integrate dispersive processes in urban areas.

The aim of this paper is to present an application of the reservoir theory applied to hydrodispersive systems in order to assess the influence of underground structures on groundwater age distribution in urban aquifers. In particular, this paper will focus on the influence of two common underground structures, (1) impervious deep foundations, and (2) a structure with a drainage and reinjection system, on groundwater age under unconfined condition.

2. Materials and methods

2.1. Definitions, system description and computational domain

The age of water is the time that elapsed since it entered the system considered (Etcheverry and Perrochet, 2000). At the

macroscopic scale, the age of a water sample is a probability density function. Thus, a mean value of the probability density function of groundwater age can be defined at any point in a flow system. This paper focuses on the influence of underground structures on the spatial distribution of the mean value of groundwater age.

Fig. 1 illustrates the conceptual problem of interest of this paper. According to Attard et al. (2016), several urban areas and underground structures are built on a multi-layered aquifer system. This is the case of Paris (France), Barcelona (Spain), Hong Kong (China), Lige (Belgium), and Turin (Italy). As illustrated in Fig. 1, this layering, often accompanied by high permeability contrasts, contributes to a vertical gradient of groundwater mean age; the deeper the groundwater, the older it is. In these hydrodynamic contexts, several design techniques can be proposed to build the underground compartment of a city. In particular the most common design techniques consist in: (1) ballasting the underground structure in order to resist hydrostatic pressure, or (2) draining the groundwater under the structure in order to remove the hydrostatic pressure. In the following, the first design techniques were associated with an impervious structure and the second with a draining structure.

The impact of these two design techniques on groundwater mean age distribution were simulated in a 2 km bi-layered aquifer. The first layer was 20 m thick and the second underlying layer was 130 m thick (see Fig. 2). In both cases (i.e. the impervious structure and the draining structure), the structure was located near the center of the area studied (i.e. $X = 1000$ m and $Y = 1000$ m) (see Figs. 3 and 4).

The impervious structure, 50 m wide and 100 m long and 15 m deep, is built without anchored foundations (see Fig. 3). The draining structure, 50 m wide and 100 m long and 15 m deep, is built with anchored foundations 25 m deep and 1 m wide. In addition, it was built with a drainage slope at its base (i.e. in the plane $Z = -15$ m), and with 8 re-injection wells 25 m away from the upstream diaphragm wall (see Fig. 4).

To assess the influence of the structure on the mean age distribution of groundwater, three scenarios were computed and compared: (1) a simulation of flow in the natural state (i.e. without underground structure), (2) a simulation with the impervious structure, and (3) a simulation with the draining structure. First, hydraulic head distributions are compared in a cross-section view $Y = 1000$ m. Secondly, the mean age distributions are compared and discussed.

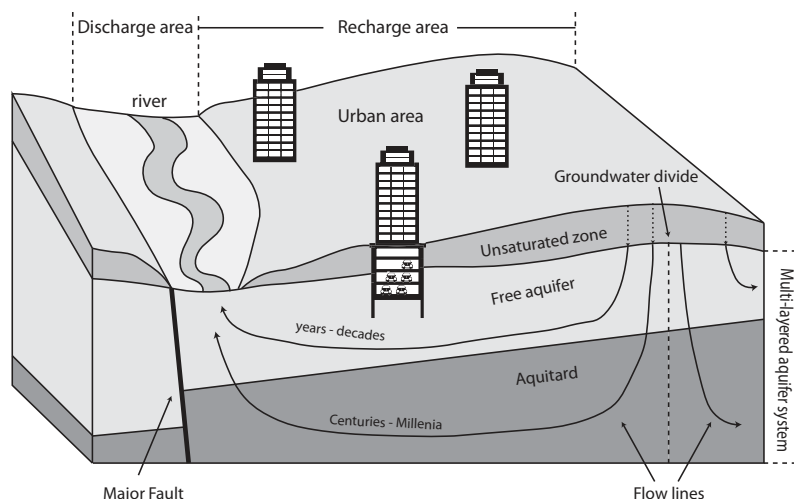


Fig. 1. Illustration of a regional hydrogeological system with the different possible flow paths from the recharge to the discharge areas (modified from Kazemi et al. (2006)).

2.2. Full 3D model

2.2.1. Governing equations and modeling process

The modeling process consisted of solving the steady-state transport equation (Eq. (3)) (Goode, 1996) for the entire area studied. This equation is based on the definition of the groundwater mean age (Eq. (1)) and on the law of mass conservation written in the form of the advection–dispersion transport equation (Eq. (2)) (Goode, 1996). Eq. (3) was obtained by multiplying Eq. (2) by time, integrating through all times, and applying partial integration and inserting Eq. (1).

$$A = \frac{\int_0^{+\infty} tCdt}{\int_0^{+\infty} Cdt} \tag{1}$$

$$\epsilon \frac{\partial C}{\partial t} + \mathbf{q} \cdot \nabla C = \nabla \cdot (\mathbf{D} \cdot \nabla C) \tag{2}$$

$$\mathbf{q} \cdot \nabla A - \nabla \cdot (\mathbf{D} \cdot \nabla A) = \epsilon \tag{3}$$

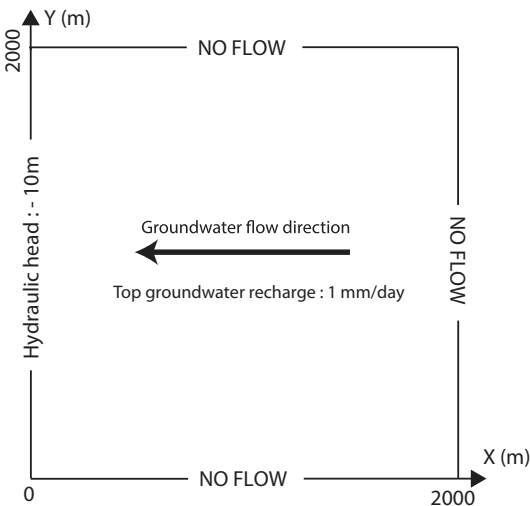
where, C corresponds to the concentration of a tracer injected as an impulse at time zero (Goode, 1996), A is the mean age, ϵ is the

porosity, q is the Darcy velocity vector and D represents the tensor of the hydrodynamic dispersion including the effect of molecular diffusion.

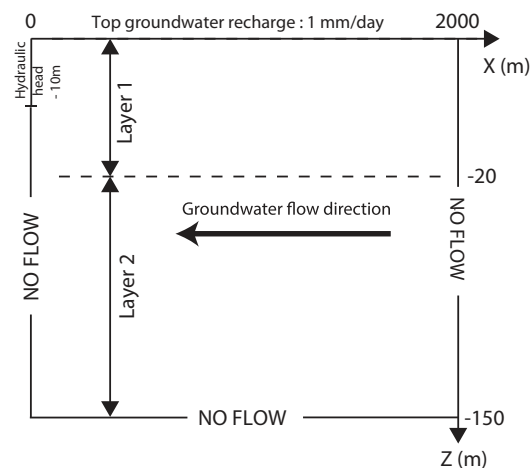
This process requires delimiting the area studied (Fig. 2) with an assignment of material properties (Table 1) and boundary conditions (Section 2.2.2).

The FEFLOW code (Diersch, 2013) was used to solve the steady state transport equation using the finite element method. A horizontal mesh was applied including the discretization of the infrastructures edges using a triangle algorithm (Shewchuk, 2005). Vertical discretization was based on 11 slices (i.e. Z = 0 m, Z = -19 m, Z = -15 m, Z = -20 m, Z = -21 m, Z = -25 m, Z = -50 m, Z = -75 m, Z = -100 m, Z = -125 m and Z = -150 m). 1,166,099 nodes and 2,109,220 tri-linear triangular 6-noded prisms elements were generated. The horizontal size of the elements ranged from several centimeters near the structure edges to a dozen meters because more refinement was needed around underground structures. With this local refinement around the underground structure, it was possible to assign a permeability of 10⁻⁸ m/s to all elements inside the horizontal and vertical extent of the structure (see also black faces on Figs. 3 and 4).

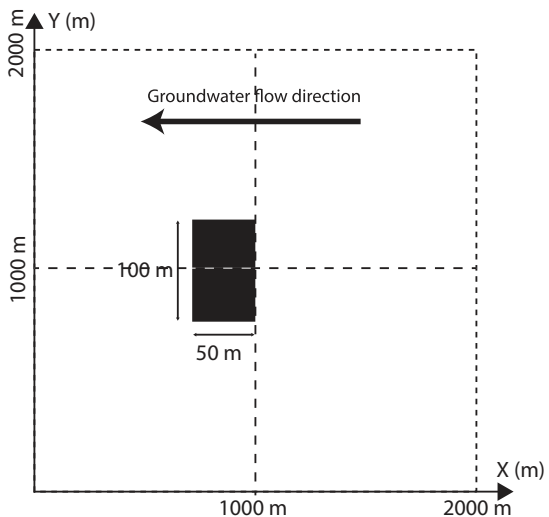
a - Horizontal view of the modelled situation (scenario 1)



b - Vertical view of the modelled situation (scenario 1)



a - Horizontal view of the modelled situation (scenario 2)



b - Vertical view of the modelled situation (scenario 2)

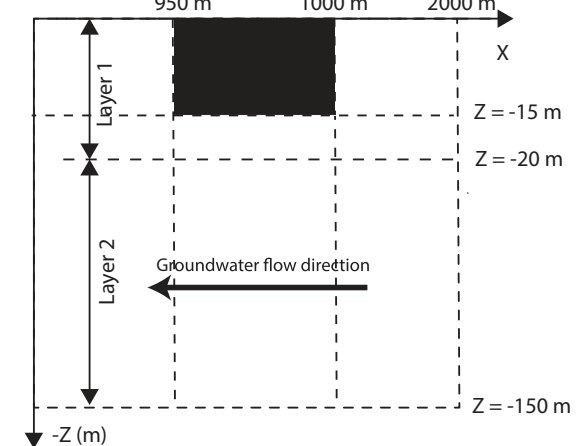
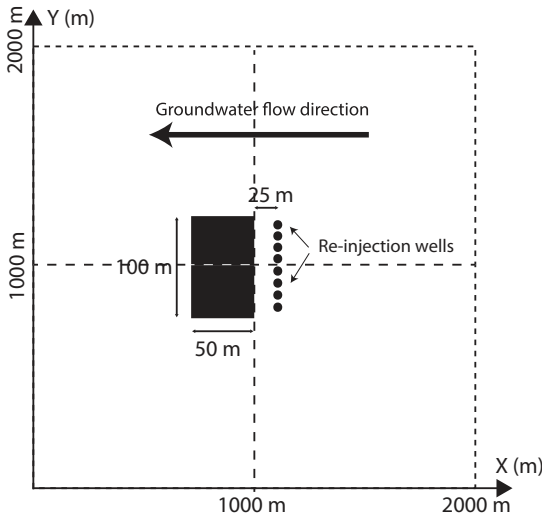


Fig. 2. Horizontal (a) and vertical (b) views of the modeled characteristics with boundary conditions in scenario 1 – the natural state scenario.

Fig. 3. Horizontal (a) and vertical (b) views of the modeled characteristics with boundary conditions in scenario 2 – the impervious structure scenario. The impervious structure is represented by the black rectangle.

a - Horizontal view of the modelled situation (scenario 3)



b - Vertical view of the modelled situation (scenario 3)

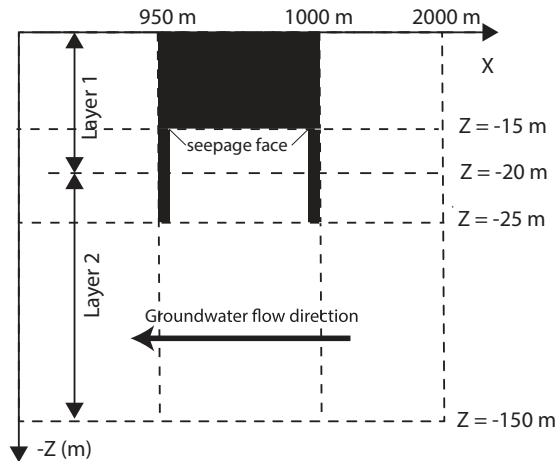


Fig. 4. Horizontal (a) and vertical (b) views of the modeled characteristics with boundary conditions in scenario 3 – the draining structure scenario. The structure is represented by the black rectangle and the re-injection wells are represented by the black dots. The draining structure is considered to have anchored foundations from $Z = -15$ m to $Z = -25$ m.

Table 1
Material properties for fluid flow and mass transport (age).

Process	Material property	Unit	Layer 1	Layer 2
Fluid flow	Hydraulic conductivity	m/s	10^{-3}	10^{-5}
	Storativity	%	20	20
Mass transport (age)	Porosity (mass)	%	20	20
	Longitudinal dispersivity	m	50	50
	Transverse dispersivity	m	5	5

2.2.2. Boundary conditions

Regarding the numerical fluid flow and mass transport (age) processes, boundary conditions were assigned in order to reproduce an urban aquifer recharged by precipitations and discharging into a river downstream (see Fig. 1). As illustrated in Fig. 2:

- No flow boundary conditions were assigned in $X = 2000$ m, $Y = 0$ m, $Y = 2000$ m, and in $Z = -150$ m and from $Z = -10$ m to $Z = -150$ m of the plane $X = 0$ m.

Table 2

Numerical application for computing the drainage structure boundary conditions (scenario 3).

Variable	Nomenclature	Unit	Value
Q_R	Draining rate	m^3/day	1680
$Q_{R,2}$	Effective draining rate	m^3/day	2113
A_E	Mean age of drainage layer groundwater	years	37
T	mean transit time	years	3
α	Fraction of re-injected seepage water	%	87
A_{BC}	Mean age boundary condition	years	60

- Downstream, in the plane $X = 0$ m and from $Z = 0$ m to $Z = -10$ m, hydraulic heads were assigned to -10 m.
- On the upper surface of the aquifer (i.e. in the plane $Z = 0$ m) groundwater recharge was assigned to 1 mm/day. Age concentrations were assigned to 0 year on this upper surface.

No other boundary conditions were added for scenario 2. For scenario 3 involving the draining structure, local boundary conditions were assigned to reproduce the draining operation. In addition, the re-injection wells of the draining structure simulation were considered because a mean age boundary condition must be assigned to each inlet of the area studied. The mean age boundary condition were not so obvious to assign due to the mixing processes between the re-injected water returning to the drainage layer of the structure and the external water. An exact solution of this problem is provided mathematically under steady state in Appendix A: the mean age boundary condition can be assigned according to Eq. (4).

$$A_{BC} = A_E + \frac{\alpha T}{1 - \alpha} \tag{4}$$

where A_{BC} is the mean age boundary condition imposed for the re-injection wells, A_E is the mean age of the drainage layer groundwater coming from upstream of the area studied, α is the fraction of seepage water re-injected, and T is the mean transit time between the re-injection wells and the drainage layer of the structure.

Finally, the fluid flow and mass transport (age) boundary conditions were determined in 3 steps:

- First, the drainage layer of the structure was assumed to be a seepage face (i.e. the hydraulic head was imposed to be equal to the elevation of the slope). An initial simulation was run in order to compute the draining rate Q_R and A_E , the mean age of the drainage layer groundwater coming from upstream of the area studied. It was assumed that no significant change occurred to A_E with the re-injection process.
- A second simulation was run, which included the re-injection process: flow boundary conditions were assigned to the 8 re-injection wells based on the computed drainage rate Q_R . This simulation allowed computing T , which is the mean transit time between the re-injection wells and the drainage layer of the structure, and $Q_{R,2}$ which is the effective draining rate of the structure.¹ Then, $\alpha = Q_R/Q_{R,2}$ and $A_{BC} = A_E + \frac{\alpha T}{1 - \alpha}$ were calculated.
- The final simulation (i.e. scenario 3) was run by assigning the mean age boundary condition, 60 years (see Table 2), imposed on the re-injection wells.

¹ In practice, for this kind of underground structure, α is usually lower than 1. Re-injection wells can be diverted to the municipal sewer network due to the flooding risk in urban areas during high groundwater events.

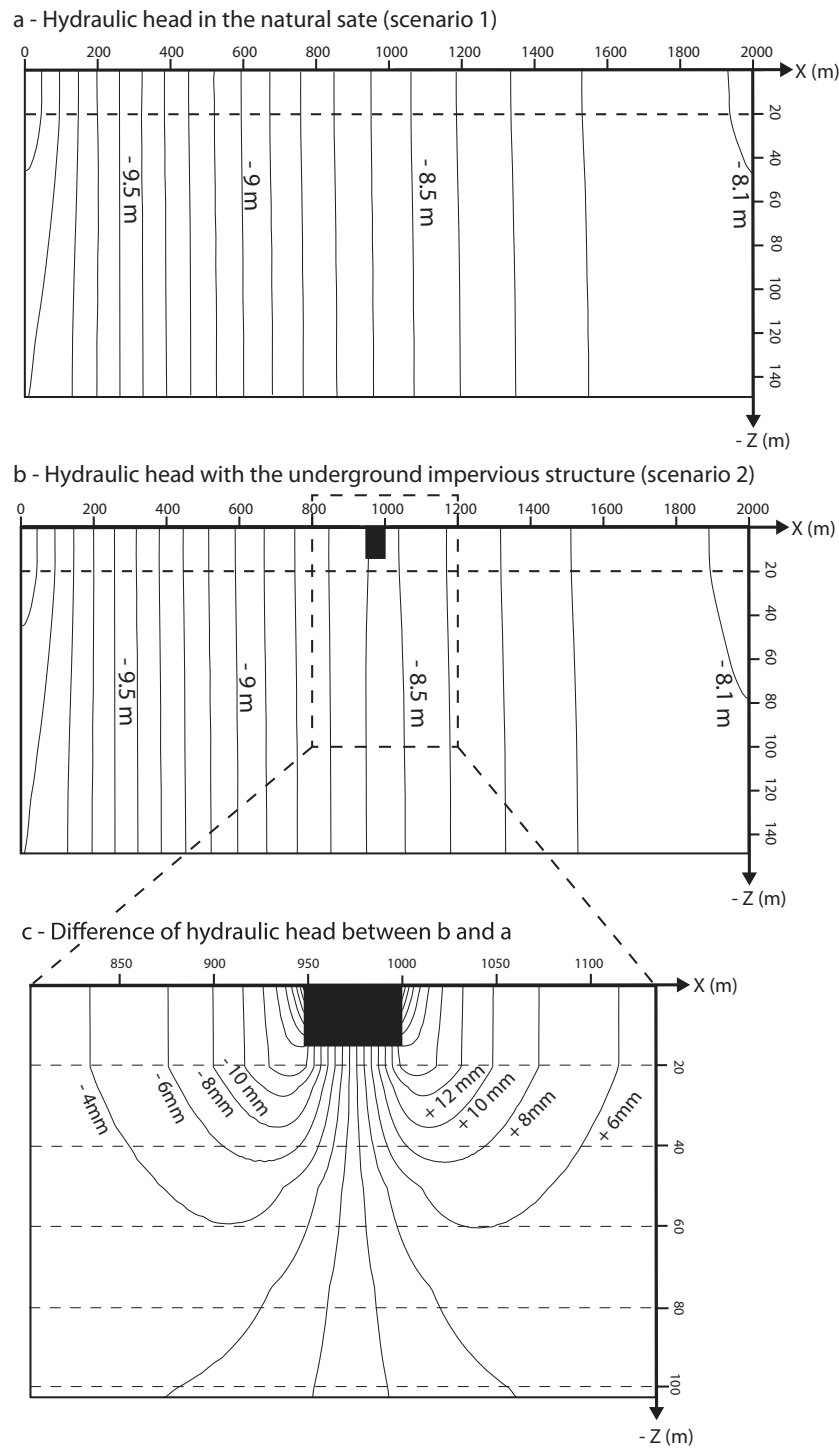


Fig. 5. Cross-section view in the plane $Y = 1000$ m of the flow in: (a) the natural state scenario, (b) the impervious structure scenario, and (c) the difference of hydraulic head between these two scenarios.

3. Results

3.1. Impact of underground structures on the groundwater flow

Figs. 5 and 6 present the difference of hydraulic head between scenarios 1 and 2 and between scenarios 1 and 3, respectively. Fig. 5a shows the natural state hydraulic head distribution in a cross-section profile. In the natural state, the hydraulic head ranges from -10 m at $X = 0$ m to approximately -8.1 m at $X = 2000$ m. At

$X = 1000$ m, where the underground structures were included in scenarios 2 and 3, the groundwater table was -8.55 m and the hydraulic gradient was lower than 0.1%.

The comparison between the hydraulic head in scenarios 1 and 2 (see Fig. 5c) shows that the impervious structure has a very small influence on the flow. In fact, locally, due to the low hydraulic gradient, the expected rise upstream (the downstream drawdown) did not exceed several centimeters. Horizontally, 50 m further from the structure, the rise upstream (the downstream drawdown)

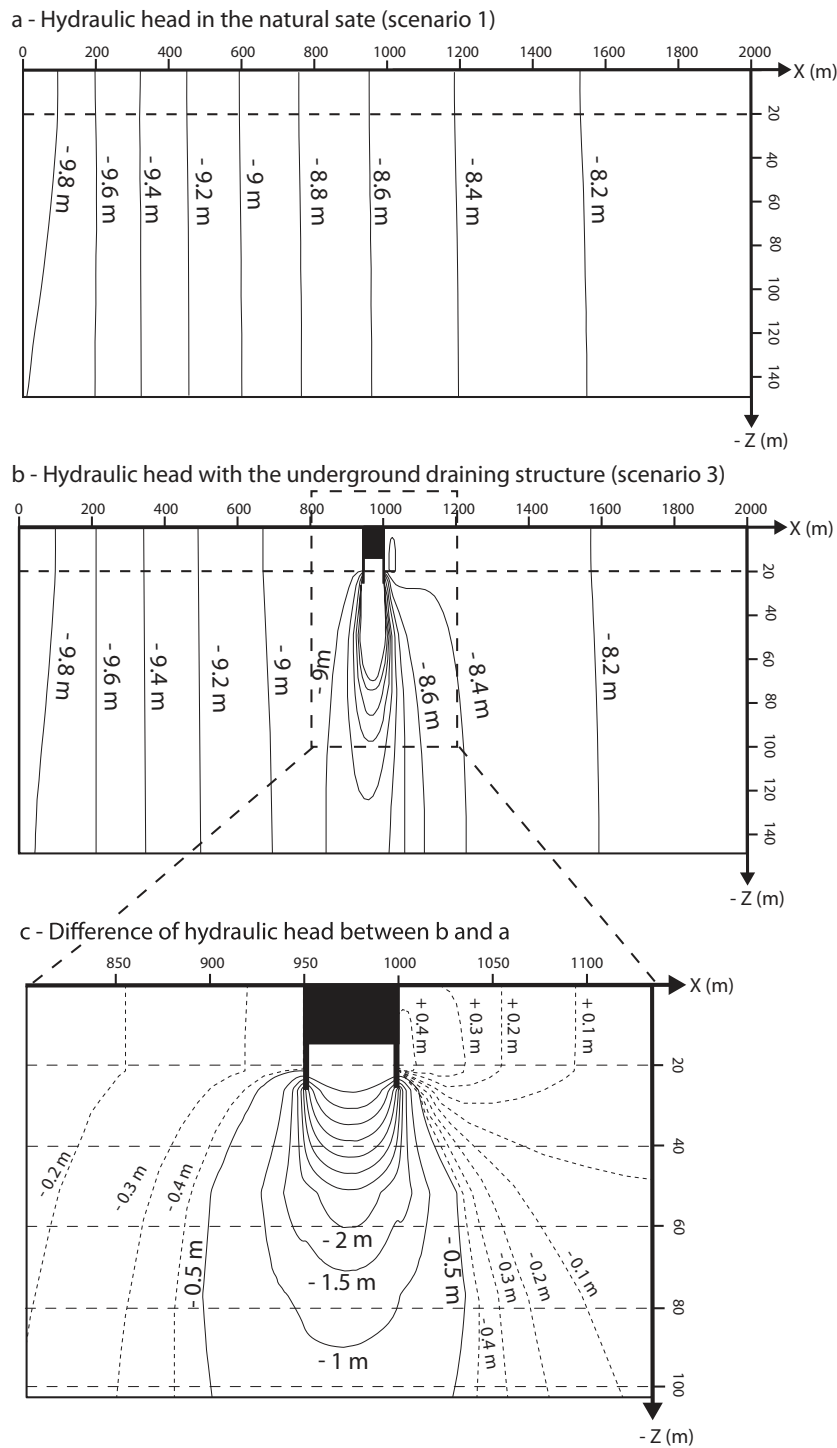


Fig. 6. Cross-section view in the plane $Y = 1000$ m of the flow in: (a) the natural state scenario, (b) the draining structure scenario, and (c) the difference of hydraulic head between these two scenarios.

was lower than 1 cm. Vertically, 40 m below ground elevation, the difference in hydraulic head was lower than 1 cm.

The comparison between the hydraulic heads in scenarios 1 and 3 (see Fig. 6c) shows that the impervious structure has more influence on the flow. A local rise of 40 cm was observed upstream of the structure, due to the re-injection wells. After 100 m upstream of the structure, the rise generated by the re-injection wells decreased below 10 cm. A local drawdown of 40 cm was observed downstream. After 100 m downstream of the structure, the draw-down generated by the drainage system decreased to below 20 cm.

Vertically, large disturbances were observed due to the drainage and re-injection flow system. Indeed, under the structure, the hydraulic head disturbances were about several meters.

3.2. Impact of the impervious structure on groundwater age

Fig. 7 shows the cross-section profile of groundwater mean age distribution in: (a) the natural state, and (b) in the situation of the impervious structure. Finally, the difference of groundwater mean age between these two scenarios was shown in (c). In Fig. 7a where

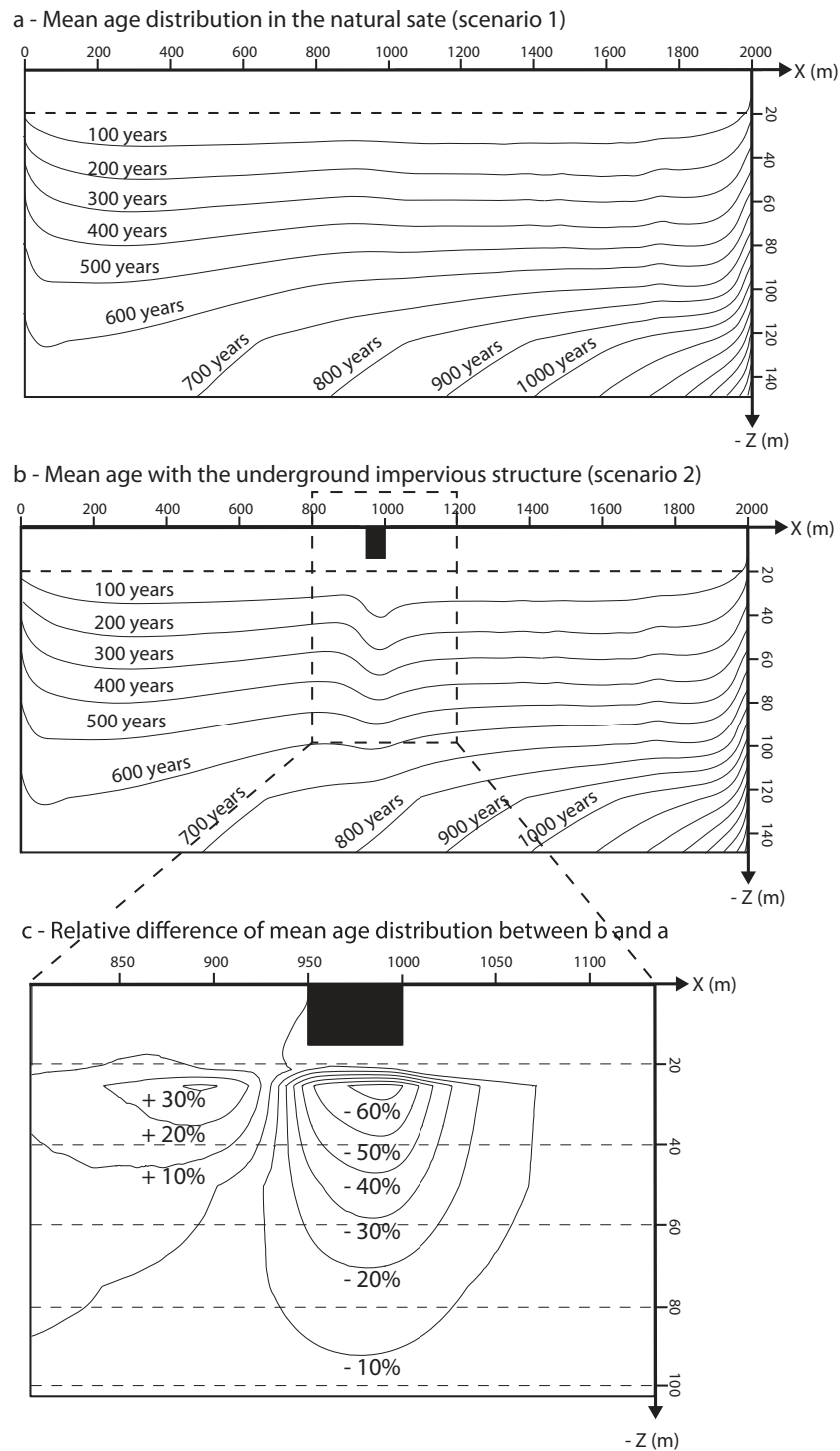


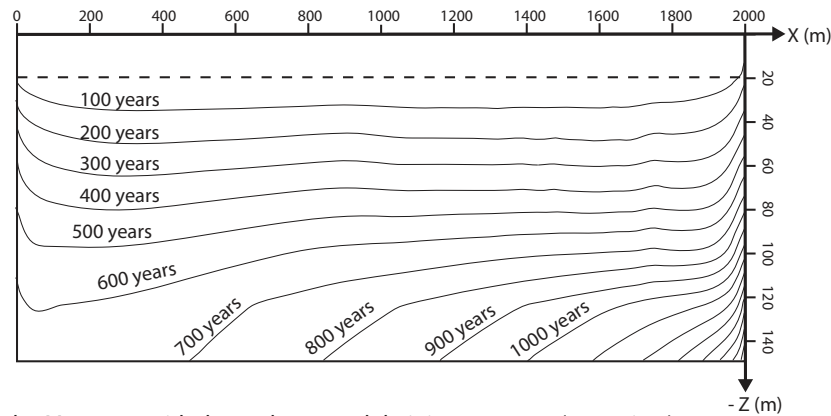
Fig. 7. Cross-section view in the plane $Y = 1000$ m of the mean age distribution in: (a) the natural state scenario, (b) the impervious structure scenario, and (c) the relative difference of mean age distribution between these two scenarios.

the mean age distribution in the natural state is depicted, the outlet mean age was shown to be lower than 100 years whereas upstream and from $Z = -100$ m to $Z = -150$ m, the groundwater mean age was shown to be higher than 1000 years. This point can be explained because age is a probability density function; the mean age is associated with the rate of young or old water. Consequently, if the major part of the groundwater outflow has a short transit time into the aquifer, the mean age appears to be small. This point does not prevent that upstream, groundwater

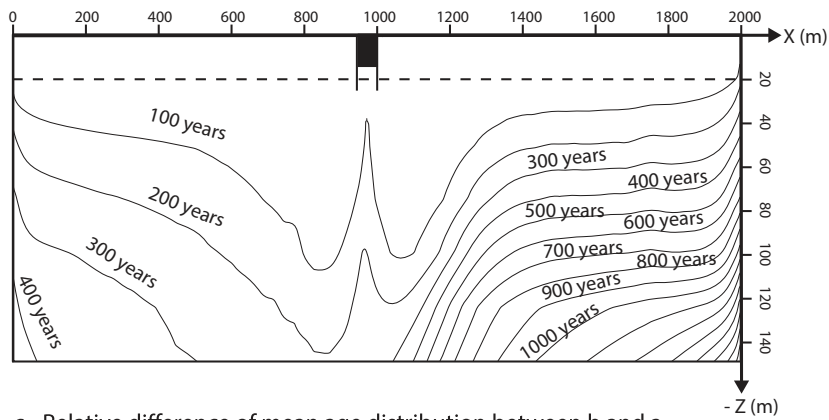
with an older mean age can be found in deep layers. The results of the simulations showed that in the shallow aquifer (i.e. layer 1), the groundwater mean age ranged from 0 to 10 years except near the outlet area where all the flow streamlines converge. Fig. 7a shows that the groundwater mean age in layer 2 exceeded 1500 years.

Considering the dispersive part of the flow, the comparison between the mean age distribution in scenarios 1 and 2 shows the evolution of the mixing process between layer 1 and 2.

a - Mean age distribution in the natural state (scenario 1)



b - Mean age with the underground draining structure (scenario 3)



c - Relative difference of mean age distribution between b and a

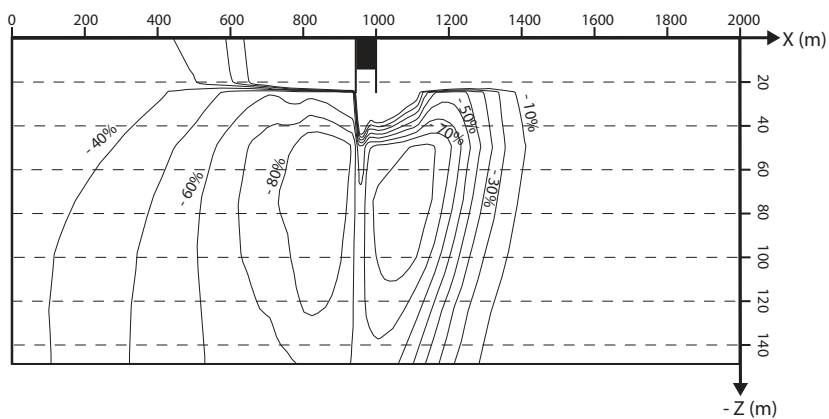


Fig. 8. Cross-section view in the plane $Y = 1000$ m of the mean age distribution in: (a) the natural state scenario, (b) the draining structure scenario, and (c) the relative difference of mean age distribution between these two scenarios.

Fig. 7b shows a distortion of the mean age field over the global vertical range of the area studied. As shown in Fig. 7c, under the structure, the relative difference of mean age distribution between scenarios 2 and 1 ranges from -10% , at 100 m depth, to -60% , at 30 m depth. This phenomenon is called the *dispersive piston effect* because of the local dispersive mixing process between the water from the shallow aquifer, which is younger than 10 years, and the *old* water from the deeper aquifer.

As shown in Fig. 7c, this dispersive phenomenon occurs downstream in which there is a singular zone where the groundwater mean age increases by about 30%.

3.3. Impact of the draining structure on groundwater age

Fig. 8 shows the influence of the draining structure on the mean age distribution. Fig. 8b and c shows the large scale *piston effect* generated by the draining structure. Upstream of the structure, Fig. 8c shows the relative difference of mean age distribution between scenarios 3 and 1, ranging from -10% , 400 m away from the structure, to -80% , 200 m away from the structure. Downstream of the structure, Fig. 8c, shows the relative difference of mean age distribution ranging from -40% , 800 m away from the structure, to -80% , 200 m away from the structure. Around the

structure, from $X = 800$ m to $X = 1200$ m, the relative difference of mean age distribution is about -80% from $Z = -40$ m to $Z = -120$ m. These results show the major influence of the draining structure on the groundwater mean age distribution.

4. Discussion

The simulation results confirmed that, as shown by Deveughèle et al. (2010) and Font-Capo et al. (2015), the impact caused by impervious structures on advective flow may not be perceptible if the groundwater gradient is small. However, by taking into account the dispersive part of the flow via a three dimensional age modeling approach, our results show that underground structures, particularly impervious structures, may contribute considerably to a mixing process between the shallow and deeper groundwater. This phenomenon, which can occur despite a small obstruction of the aquifer, is known as the *dispersive piston effect* caused by underground structures.

According to the authors of this paper, understanding of groundwater age and residence time processes in urban areas could help in managing groundwater quality. In urban areas, many sources of contaminants, such as treated effluent (Jurado et al., 2014) and sewer leakages require attention (Barrett et al., 1999; Vázquez-Suñé et al., 2005; Schirmer et al., 2013). While not considering specific species in mass transport, the age modeling approach is shown to provide a general view of the dispersive processes caused by underground structures in urban areas. At the scale of the urban area, it can help to understand: (1) how many contaminants or metabolites can be transferred; (2) whether a mixing process can occur between superimposed aquifers; (3) how the protection perimeter of a pumping field for a water supply can be disturbed by underground structures.

Finally, the results allow comparing the influence of two design techniques on groundwater age disturbances. The *draining structures* were shown to have a more significant impact than *impervious structures*. Regarding the downstream horizontal and vertical range (i.e. several hundred meters) of mean age disturbances (i.e. several hundreds of years) caused by the *draining structures*, urban planners should consider this kind of structure as a generator of large scale groundwater mixing.

5. Summary and conclusions

The aim of this paper was to apply groundwater age modeling to assess the influence of two design techniques of underground constructions on the mean age distribution of groundwater under unconfined condition. A three dimensional modeling approach was used. Several simulations were run: (1) natural state (i.e. without underground construction), (2) a scenario with an impervious structure, and (3) a scenario with a draining structure. The following conclusions may be drawn from this study:

- The simulations highlighted that underground structures generate a *dispersive piston effect*. This phenomenon was shown to occur mostly under the structure favoring a groundwater mixing process between shallow and deeper aquifers. This phenomenon can have a horizontal range of several hundred meters.
- This phenomenon was observed even when the disturbance of the advective flow was small and when the structure was not anchored in the deeper aquifer.
- The impact of two design techniques was tested: (1) an impervious structure and (2) a draining structure. The draining structure was shown to have the larger impact by several orders of magnitude.

According to the results of this paper, several recommendations and perspectives can be proposed regarding urban underground planning.

- The results of this paper showed that underground structures can influence groundwater residence time in urban areas. The impact of these structures should be taken into account to understand the mixing processes that occur in urban areas and favor the spread of urban pollutants. In particular, the impact of underground structures must be taken into account to delimit a protection perimeter for a water supply pumping field.
- Regarding the construction of new underground structures, several recommendations can be proposed:
 - If the urban area is built on superimposed aquifers with different degrees of quality, then urban planners must consider that underground construction will contribute to a mixing process between the shallow and the deeper aquifers, thereby modifying groundwater quality.
 - Regarding the choice of the design technique, the *dispersive piston effect* will be significantly worse with a draining structure.

Acknowledgements

The authors thank the Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (the French ministry of Ecology, Sustainable Development and Energy) for its financial support. They also thank Pierre Perrochet and Laurent Lassabatère for their relevant comments and suggestions.

Appendix A. Age boundary condition for a pumping and reinjection doublet

Numerical representation of underground structures with pumping and reinjection doublets raises technical issues. In fact, the modeling process requires the assignment of age boundary conditions for each inlet. Which age boundary condition should be imposed on the reinjection well of a pumping and reinjection doublet? Is the groundwater age of the flow system generated by the doublet convergent or not?

The answer is not so obvious because of the mixing processes occurring when reinjected water returns to the pumping well and external water (Fig. 9). In this section, an exact solution of this problem is provided in steady state mathematically.

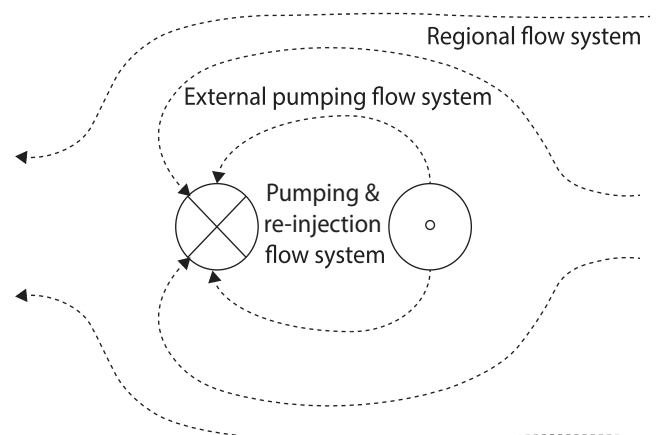


Fig. 9. Conceptual representation of flow systems generated by a pumping and re-injection doublet in the case where the re-injection system is upstream of the pumping device.

The doublet is considered to be operating in a steady and uniform regional groundwater flow (Fig. 9). The variables of the problem are defined below:

- α : The fraction of pumped water which comes from the re-injection well of the doublet. This is the water fraction involved in the pumping and re-injection flow system. Thus, $1 - \alpha$ is the fraction of groundwater pumped and which came from the external flow system.
- A : The mean age of groundwater pumped from the external flow system.
- T : The transit time between the re-injection well and the pumping well.

To quantify the influence of this doublet on the spatial distribution of groundwater age, the first step is to know the age of the pumped and reinjected groundwater. Thus U_t is assumed to be the mean age of the groundwater at time t . It is assumed that at time t the mean age of the pumped water is equal to the mean age of the re-injected water. In addition, it is assumed that the mean age of the water pumped at time $t = 0$ is equal to A . Proceeding iteratively, according to the travel time T between the re-injection well and the pumping well, the following sequence is established:

$$U_{t+T} = (1 - \alpha)A + \alpha(U_t + T) \quad (\text{A.1})$$

In other words, the Eq. (A.1) means that at time $t + T$, the mean age of the reinjected water is the weighted average between the mean age of the water pumped from the external flow system, and between the mean age of the water from the reinjection well added to its travel time T .

Thus, for all integers n :

$$\begin{cases} U_0 = A \\ U_T = A + \alpha T \\ U_{2T} = A + \alpha T + \alpha^2 T \\ \dots \\ U_{nT} = A + T \sum_{k=1}^n \alpha^k \end{cases} \quad (\text{A.2})$$

However, for all integers n and if $\alpha \neq 1$:

$$U_{nT} = A + \alpha T \frac{1 - \alpha^n}{1 - \alpha} \quad (\text{A.3})$$

In the case where all the water is reinjected, then $\alpha = 1$. According to the Eq. (A.2):

$$U_{nT, \alpha=1} = A + nT \quad (\text{A.4})$$

So,

$$\lim_{n \rightarrow +\infty} U_{nT, \alpha=1} = +\infty \quad (\text{A.5})$$

In the case where only a fraction of the pumped water is reinjected, then $\alpha \neq 1$. According to the Eq. (A.3):

$$\lim_{n \rightarrow +\infty} U_{nT, \alpha \neq 1} = A + \frac{\alpha T}{1 - \alpha} \quad (\text{A.6})$$

References

Attard, G., Winiarski, T., Rossier, Y., Eisenlohr, L., 2016. Review: impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeol. J.* 24, 5–19.

- Barrett, M.H., Hiscock, K.M., Pedley, S., Lerner, D.N., Tellam, J.H., French, M.J., 1999. Marker species for identifying urban groundwater recharge sources: a review and case study in Nottingham, UK. *Water Res.* 33, 3083–3097.
- Bobylev, N., 2009. Mainstreaming sustainable development into a city's master plan: a case of urban underground space use. *Land Use Policy* 26, 1128–1137.
- Chae, G.-T., Yun, S.-T., Choi, B.-Y., Yu, S.-Y., Jo, H.-Y., Mayer, B., Kim, Y.-J., Lee, J.-Y., 2008. Hydrochemistry of urban groundwater, Seoul, Korea: the impact of subway tunnels on groundwater quality. *J. Contaminant Hydrol.* 101, 42–52.
- Cornaton, F., 2004. Deterministic models of groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems. Ph.D. thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Cornaton, F., Perrochet, P., 2006a. Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems: 1. Generalized reservoir theory. *Adv. Water Resour.* 29, 1267–1291.
- Cornaton, F., Perrochet, P., 2006b. Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems; 2. Reservoir theory for sub-drainage basins. *Adv. Water Resour.* 29, 1292–1305.
- Deveughèle, M., Zokimila, P., Cojean, R., 2010. Impact of an impervious shallow gallery on groundwater flow. *Bull. Eng. Geol. Environ.*
- Diersch, H.-J., 2013. FEFLOW: Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media. Springer Science & Business Media.
- Eiswirth, M., Wolf, L., Hötzel, H., 2004. Balancing the contaminant input into urban water resources. *Environ. Geol.* 46, 246–256.
- Epting, J., Huggenberger, P., 2013. Unraveling the heat island effect observed in urban groundwater bodies—definition of a potential natural state. *J. Hydrol.* 501, 193–204.
- Etcheverry, D., Perrochet, P., 2000. Direct simulation of groundwater transit-time distributions using the reservoir theory. *Hydrogeol. J.* 8, 200–208.
- Font-Capo, J., Pujades, E., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Velasco, V., Montfort, D., 2015. Assessment of the barrier effect caused by underground constructions on porous aquifers with low hydraulic gradient: a case study of the metro construction in Barcelona, Spain. *Eng. Geol.* 196, 238–250.
- Foster, S., Garduño, H., 2013. Groundwater-resource governance: are governments and stakeholders responding to the challenge? *Hydrogeol. J.* 21, 317–320.
- Goel, R.K., Singh, B., Zhao, J., 2012. *Underground Infrastructures: Planning, Design, and Construction*. Butterworth-Heinemann.
- Goode, D.J., 1996. Direct simulation of groundwater age. *Water Resour. Res.* 32, 289–296.
- Herbert, A., Arthur, S., Chillingworth, G., 2013. Thermal modelling of large scale exploitation of ground source energy in urban aquifers as a resource management tool. *Appl. Energy* 109, 94–103.
- Jurado, A., López-Serna, R., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Pujades, E., Petrovic, M., Barceló, D., 2014. Occurrence of carbamazepine and five metabolites in an urban aquifer. *Chemosphere* 115, 47–53.
- Kazemi, G.A., Lehr, J.H., Perrochet, P., 2006. *Groundwater Age*. John Wiley & Sons.
- Lerner, D.N., Barrett, M.H., 1996. Urban groundwater issues in the united kingdom. *Hydrogeol. J.* 4, 80–89.
- Li, H., Li, X., Parriaux, A., Thalmann, P., 2013a. An integrated planning concept for the emerging underground urbanism: deep city method part 2 case study for resource supply and project valuation. *Tunnell. Underground Space Technol.* 38, 569–580.
- Li, H.-Q., Parriaux, A., Thalmann, P., Li, X.-Z., 2013b. An integrated planning concept for the emerging underground urbanism: deep city method part 1 concept, process and application. *Tunnell. Underground Space Technol.* 38, 559–568.
- Lund, J.W., Freeston, D.H., Boyd, T.L., 2011. Direct utilization of geothermal energy 2010 worldwide review. *Geothermics* 40, 159–180.
- Menberg, K., Bayer, P., Blum, P., 2013. Elevated temperatures beneath cities: an enhanced geothermal resource. In: *European Geothermal Congress*, June, pp. 3–7.
- Modoni, G., Darini, G., Spacagna, R., Saroli, M., Russo, G., Croce, P., 2013. Spatial analysis of land subsidence induced by groundwater withdrawal. *Eng. Geol.* 167, 59–71.
- Schirmer, M., Leschik, S., Musloff, A., 2013. Current research in urban hydrogeology—a review. *Adv. Water Resour.* 51, 280–291.
- Shewchuk, J.R., 2005. Triangle: a two-dimensional quality mesh generator and delaunay triangulator. Computer Science Division, University of California at Berkeley, Berkeley, California 94720-1776.
- Taniguchi, M., Shimada, J., Fukuda, Y., Yamano, M., Onodera, S.-i., Kaneko, S., Yoshikoshi, A., 2009. Anthropogenic effects on the subsurface thermal and groundwater environments in Osaka, Japan and Bangkok, Thailand. *Sci. Total Environ.* 407, 3153–3164.
- Un-Habitat, 2008. *State of the World's Cities 2008–2009: Harmonious Cities*. Earthscan.
- Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., Carrera, J., 2005. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. *Hydrogeol. J.* 13, 522–533.
- Zhu, K., Blum, P., Ferguson, G., Balke, K.-D., Bayer, P., 2010. The geothermal potential of urban heat islands. *Environ. Res. Lett.* 5, 044002.

7.3 Synthèse

Les travaux présentés dans ce chapitre ont permis de quantifier le rôle joué par les infrastructures souterraines sur l'augmentation de la vulnérabilité de l'eau souterraine profonde dans un contexte d'aquifères superposés. La présence d'une infrastructure souterraine contribue à diminuer significativement l'âge moyen de l'eau au droit des ouvrages, jusqu'à une profondeur d'environ 100 m. Ce phénomène se produit même lorsque les fluctuations piézométriques générées par l'ouvrage sont négligeables, c'est à dire de l'ordre de quelques millimètres.

Cette variation d'âge moyen de l'eau au droit des ouvrages souterrains a été interprétée comme la conséquence d'un mélange, intervenant par des phénomènes de dispersion et de diffusion, entre l'eau des alluvions modernes ; dont l'âge est de l'ordre de quelques décennies ; et l'eau de la molasse ; dont l'âge est de l'ordre de plusieurs siècles. Autrement dit, la décroissance d'âge qui survient au droit de l'infrastructure a été expliquée par un apport d'eau jeune provenant du réservoir superficiel. Ce phénomène a été baptisé *Dispersive piston effect* afin de rendre compte de l'échange vertical intervenant sous une action dispersive.

Tableau 3 – Comparaison des impacts générés par l'ouvrage imperméable lesté et l'ouvrage drainant sur l'âge moyen de l'eau souterraine. Vue en coupe de la réduction relative d'âge moyen, distance aval atteinte par l'isogline - 10 % ($d_{av}^{-10\%}$), distance amont atteinte par l'isogline - 10 % ($d_{am}^{-10\%}$) et profondeur atteinte par l'isogline - 10 % ($p^{-10\%}$).

	Ouvrage imperméable	Ouvrage drainant
Coupe		
$d_{av}^{-10\%}$	25 m	≥ 1 km
$d_{am}^{-10\%}$	75 m	400 m
$p^{-10\%}$	100 m	150 m

L'amplitude de cet effet de mélange entre eau superficielle, et eau profonde a été testée pour deux techniques de construction, un ouvrage imperméable lesté, et un ouvrage drainant. Les impacts de ces deux ouvrages sur l'âge moyen de l'eau souterraine ont été synthétisés dans le Tableau 3. Dans le cas de l'ouvrage imperméable, une réduction de 10 % de l'âge moyen de l'eau intervient sur une zone de 150 m de large centrée sur l'ouvrage, et d'environ 100 m de profondeur. Dans le cas de l'ouvrage drainant, la réduction de 10 % de l'âge moyen de l'eau intervient sur plus de 400 m à l'amont de l'ouvrage et sur plus de 1 km à l'aval. Verticalement,

la réduction de 10 % atteint 150 m de profondeur. Cette différence s'explique par le système de drainage et de ré-injection de l'infrastructure qui, de fait, génère un brassage advectif entre l'eau des formations alluviales et l'eau de la formation molassique. Ainsi, c'est la technique de construction la plus impactante du point de vue de l'accroissement de vulnérabilité de la ressource.

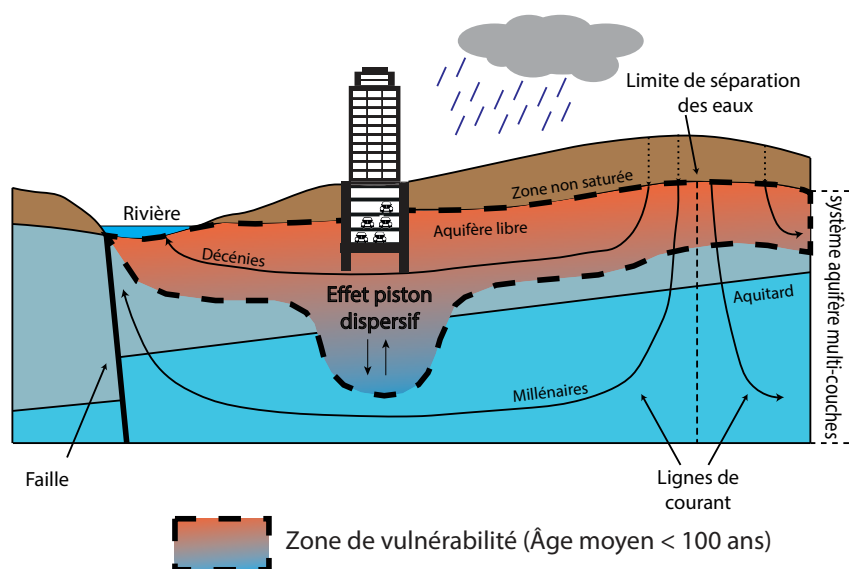


FIGURE 15 – Illustration du phénomène d'effet piston dispersif au droit d'un ouvrage souterrain et de la mise en vulnérabilité de l'eau souterraine profonde.

La mise en évidence de ce phénomène montre l'intérêt de tenir compte des phénomènes hydrodispersifs pour une appréciation complète de l'influence des aménagements souterrains sur la qualité de la ressource en eau souterraine. Il est à noter que ce phénomène est strictement transparent d'un point de vue piézométrique. Ces résultats montrent que les infrastructures souterraines favorisent les échanges entre aquifères superposés, et ce même sans ancrage profond de la structure. Dès lors, l'intrusion des contaminations urbaines dans les réservoirs aquifères profonds est facilitée au droit des infrastructures. Ceci est illustré à la Figure 15. Ce principe peut être traduit quantitativement en formulant des hypothèses sur l'âge en deçà duquel la ressource est jugée vulnérable². Enfin, la mise en évidence du phénomène de mélange dispersif au droit des infrastructures souterraines montre l'intérêt d'intégrer le passif environnemental des sols au processus de développement du sous-sol urbain dans la mesure où les ouvrages souterrains constituent des vecteurs de contamination et peuvent contribuer à la migration des pollutions urbaines existantes.

2. Dans le Chapitre 2, cette limite a été fixée à 100 ans compte tenu des activités anthropiques.

Chapitre 8

Impacts des ouvrages souterrains sur la température de l'eau souterraine

8.1 Enjeux et démarche

Les ouvrages souterrains ont une contribution significative au réchauffement des aquifères urbains. D'un point de vue qualitatif, le réchauffement favorise le développement de germes pathogènes ainsi que l'évolution des constantes d'équilibre des substances minérales dissoutes et des gaz. Du point de vue de l'exploitation géothermique des nappes urbaines, le transfert thermique provenant des ouvrages souterrains représente à la fois une menace, vis-à-vis des installations de refroidissement, et une opportunité pour les ouvrages fonctionnant en chauffage. Ainsi, l'impact thermique des infrastructures souterraines soulève des problèmes opérationnels liés à la zone d'influence thermique des ouvrages dans l'aquifère, au flux de chaleur entre l'ouvrage et l'aquifère et l'aspect cumulatif dans les zones où le sous-sol est densément aménagé. L'étude de l'influence thermique des ouvrages souterrains doit permettre d'éviter les conflits d'usage, par exemple entre la construction d'ouvrages souterrains et l'exploitation géothermique en refroidissement, et favoriser certaines synergies, par exemple en préconisant l'exploitation géothermique en chauffage dans les secteurs les plus impactés thermiquement.

L'objectif de l'étude présentée dans ce chapitre est de quantifier le transfert thermique entre les infrastructures souterraines et une nappe urbaine. Comme dans le chapitre précédent, les impacts individuels de deux types d'ouvrages, un ouvrage imperméable lesté (scénario 1) et un ouvrage drainant (scénario 2), ont été quantifiés à l'aide de deux modèles génériques permettant de reproduire le contexte hydrodynamique de l'agglomération lyonnaise (cf. Chapitre 5). Les principales caractéristiques des modèles génériques utilisés pour simuler les scénarios 1 et 2 sont synthétisées à l'aide de la Figure 16. Enfin, les impacts thermiques cumulés des infrastructures souterraines ont été évalués à l'échelle du domaine d'étude de l'agglomération lyonnaise (scénario 3).

Pour les trois scénarios, le régime de l'écoulement est supposé permanent et le régime du

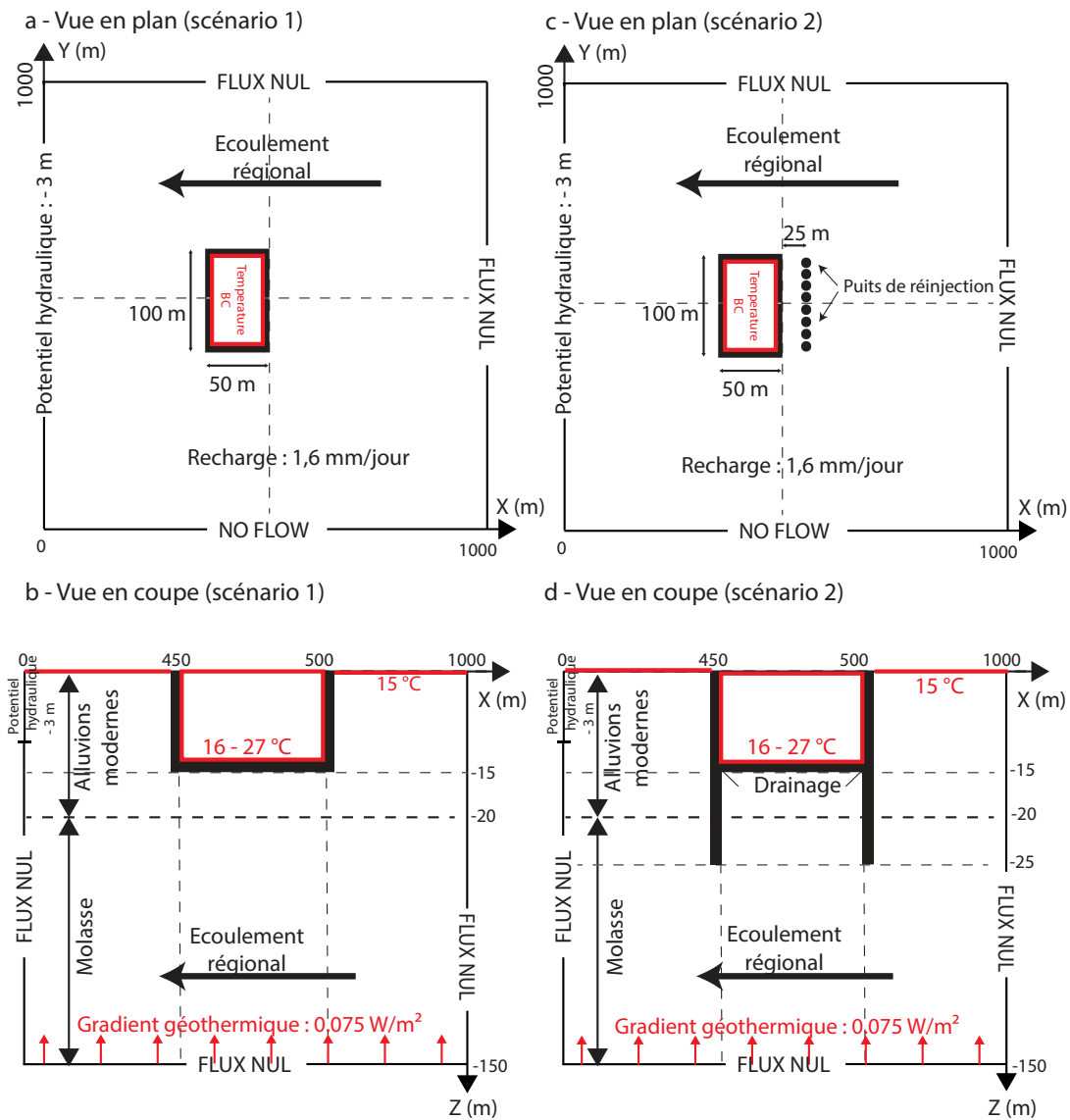


FIGURE 16 – Vues en plan (a)(c) et vues en coupe (b)(d) des caractéristiques géométriques et des conditions aux limites utilisées pour la modélisation des scénarios 1 et 2. Les parois de béton des ouvrages de 1 m de large sont représentées en noir. Les conditions limites de température sont représentées en rouge.

transfert thermique est supposé transitoire et simulé sur une durée de 20 ans. Conformément à la méthodologie développée dans le Chapitre 4, les modèles développés ont été adaptés à la résolution d'un problème de transfert thermique. En particulier, la simulation du transfert de chaleur entre l'intérieur de l'ouvrage et l'aquifère nécessite une forte discrétisation de l'interface ouvrage-aquifère. En effet, un maillage trop lâche conduit à une majoration importante de la zone d'influence thermique de l'ouvrage, et à une mauvaise appréciation de la densité surfacique de flux thermique. Horizontalement, les parois moulées des ouvrages ont donc été discrétisées par cinq rangées d'éléments finis (de même que verticalement, la dalle de fond de chaque ouvrage a été discrétisée par cinq couches d'éléments finis.

**8.2 Article 4 - Deterministic modeling of the impact
of underground structures on urban groundwater
temperature**



Deterministic modeling of the impact of underground structures on urban groundwater temperature



Guillaume Attard^{a,b,*}, Yvan Rossier^c, Thierry Winiarski^a, Laurent Eisenlohr^b

^a Univ. Lyon, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, LEHNA, UMR CNRS 5023, 3 Rue Maurice Audin, F-69120 Vaulx-en-Velin, France

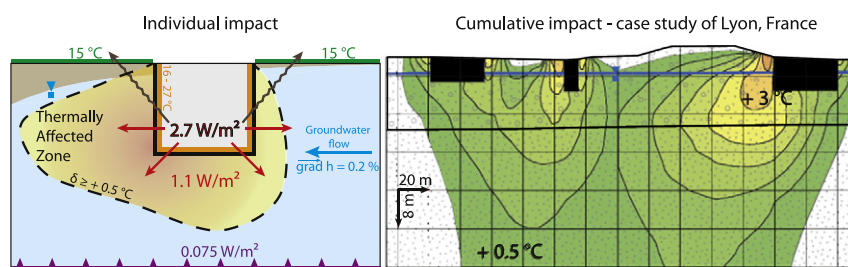
^b Cerema, 48 Rue Saint Théobald, F-38081 L'Isle d'Abeau, France

^c Univ. Grenoble Alpes, LTHE, Domaine Universitaire, 1381 Rue de la Piscine, 38400 Saint Martin d'Hères, France

HIGHLIGHTS

- Individual impact of underground structures on groundwater temperature were assessed.
- A Thermally Affected Zone is shown to occur approximately 100 m around the structure.
- The cumulative impact on ground water temperature was assessed in Lyon (France).
- The area impacted represents 10 times the total surface area of structures.
- The total annual heat flow from deep structures represents 4.5 GW · h.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 June 2016

Received in revised form 26 July 2016

Accepted 31 July 2016

Available online 13 August 2016

Editor: D. Barcelo

Keywords:

Urban groundwater temperature

Impervious structure

Draining structure

Geothermal potential

ABSTRACT

Underground structures have a major influence on groundwater temperature and have a major contribution on the anthropogenic heat fluxes into urban aquifers. Groundwater temperature is crucial for resource management as it can provide operational sustainability indicators for groundwater quality and geothermal energy. Here, a three dimensional heat transport modeling approach was conducted to quantify the thermally affected zone (TAZ, i.e. increase in temperature of more than +0.5 °C) caused by two common underground structures: (1) an impervious structure and (2) a draining structure. These design techniques consist in (1) ballasting the underground structure in order to resist hydrostatic pressure, or (2) draining the groundwater under the structure in order to remove the hydrostatic pressure. The volume of the TAZ caused by these underground structures was shown to range from 14 to 20 times the volume of the underground structure. Additionally, the cumulative impact of underground structures was assessed under average thermal conditions at the scale of the greater Lyon area (France). The heat island effect caused by underground structures was highlighted in the business center of the city. Increase in temperature of more than +4.5 °C were locally put in evidence. The annual heat flow from underground structures to the urban aquifer was computed deterministically and represents 4.5 GW · h. Considering these impacts, the TAZ of deep underground structures should be taken into account in the geothermal potential mapping. Finally, the amount of heat energy provided should be used as an indicator of heating potential in these areas.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Half of the world's population now lives in cities. This phenomenon of urbanization is such that this proportion will reach 70% before 2050

* Corresponding author at: Univ. Lyon, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, LEHNA, UMR CNRS 5023, 3 Rue Maurice Audin, F-69120 Vaulx-en-Velin, France.

E-mail addresses: guillaume.attard@entpe.fr, guillaume.attard@cerema.fr (G. Attard).

(Un-Habitat, 2008). Land constraints lead to the vertical development of urban areas, with the construction of ever-deeper structures (Bobylev, 2009) (e.g., subways, building foundations, underground car parks). In parallel, the urban subsoil is now recognized as a space rich in resources: available water, geomaterials and geothermal energy (Li et al., 2013b, a), which play a vital role in ensuring sustainable territorial development (Goel et al., 2012), but for which regulations remain wanting (Foster and Garduño, 2013). This results in a lack of coordination and planning in the exploitation of this space, illustrated by conflicts over use (Bobylev, 2009).

In particular, the resilience of groundwater resources has become a major issue. On the one hand, 40% of the water distributed in the water supply networks of Europe comes from urban aquifers (Eiswirth et al., 2004), while on the other hand, geothermal energy is now considered as a strategic urban resource (Lund et al., 2011), (Herbert et al., 2013) since the European Council made a commitment to reduce greenhouse gas emissions by 20% by 2020 (European Commission, 2009). In parallel, underground structures involving impervious elements or pumping and re-injection devices, can impact groundwater flow (Attard et al., 2016c). Impervious structures can act as an obstacle to the flow (Epting et al., 2008), (Pujades et al., 2012). Draining structures can result in a fragmentation of urban flow systems (Attard et al., 2016b). In addition, underground structures can impact groundwater quality (Chae et al., 2008), (Attard et al., 2016a) and temperature (Hu et al., 2008), (Epting and Huggenberger, 2013), (Ferguson and Woodbury, 2004).

Regarding groundwater temperature, the heat island effect on groundwater due to urbanization has been clearly observed in many cities around the world (e.g. Zhu et al., 2010, Taniguchi et al., 2009, Menberg et al., 2013a). In particular, Menberg et al. (2013b) and Benz et al. (2015) used an analytical heat flux model and a GIS approach to demonstrate that underground structures makes up a significant share of the total anthropogenic heat flux into urban aquifers. In addition to that, Ampofo et al. (2004) used a mathematical model written with an engineering equation solver to investigate the heat load of an underground railway. The authors showed that heat absorbed by the earth surrounding a subway can reach 30% of the total heat generated by the structure. Finally, Epting and Huggenberger (2013) used a deterministic modeling approach to assess the thermal potential natural state and the present state of the groundwater body of Basel (Switzerland). The heat-transport model showed a major influence of deep underground structures on groundwater temperature. On the one hand, the total anthropogenic heat flux of a city into groundwater provides a potentially sustainable geothermal resource (Benz et al., 2015). However, according to (Hähnlein et al., 2013) the shallow geothermal system is only sustainable if the generated energy is mainly renewable energy. Consequently, the total anthropogenic heat flux should be quantified (Benz et al., 2015) and extracted in areas where groundwater temperatures are high (Allen et al., 2003, Revesz et al., 2016). On the other hand, groundwater cooling systems can be disturbed where temperatures are increased by anthropogenic heat flux Epting et al. (2013).

Understanding the thermally affected zone (TAZ) of both urban underground structures and groundwater heat pump systems (GWHPs) is important as it could facilitate the management of urban underground development and geothermal exploitation. Since the TAZ of GWHPs has been described thoroughly in previous works (Lo Russo et al., 2012), (Lo Russo et al., 2014), (Sciacovelli et al., 2014), the aim of this paper is to quantify the TAZ of two common underground structures on urban groundwater temperature: (1) impervious deep foundations, and (2) a structure with a drainage and re-injection system. In addition, the cumulative impact of these structures was assessed at the scale of the city of Lyon (France). The consequences on the geothermal potential of urban aquifers are discussed regarding the TAZ and the heat flow generated by underground structures.

2. Study site

The area of the city of Lyon (France) (GPS coordinates: 45.75° N/ 4.85° E) was chosen to study the impact of underground structures on groundwater temperature. This city has a great potential for urban underground development in the light of the criteria proposed in (Li et al., 2013b) (i.e. subsurface geotechnical quality, groundwater quality, geothermal energy, geomaterial quality, urban population, population density and GDP per capita). In practice, this potential is reflected by the economic attractiveness of Lyon (Carpenter and Verhage, 2014) at the European scale.

East Lyon is situated in a filled area of the Rhône Valley that collapsed during the Tertiary period (Fig. 1). During the Quaternary period, the successive advances and retreats of the Rhône glacier from the Lyon outwash lobe during different glaciations led to the deposit of materials of glacial origin (moraines, glaciofluvial sediments, loess) on the molasse dating from the Miocene period (Mandier, 1984). The relief stemming from Quaternary origins is marked in particular by radial morainic hills between which the melt waters of the last glacial maximum produced glaciofluvial corridors (Franc, 2005), (Mandier, 1984). The modern fluvial deposit of the urban area is approximately 20 m thick with a hydraulic conductivity of $1 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Nicolas et al., 2004). The modern fluvial deposit overlies the molasse layer which is approximately 150 m thick with a hydraulic conductivity of $1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Nicolas et al., 2004). In the more densely populated districts of the area studied, the groundwater table is 5 m below the surface. The alluvial aquifer is recharged upstream by groundwater flow from two eastern glaciofluvial corridors and on the upper surface by infiltration and network leakages (i.e. water supply and sewage). The average groundwater temperature in the urban area is approximately 15 °C (Chartier et al., 2009).

The groundwater regime of the Lyon city area has already been investigated to assess the cumulative impact of underground structures on groundwater flow (Attard et al., 2016b). The main direction of the regional groundwater flow is illustrated in Fig. 1. The hydraulic gradient is approximately 0.2%. In this hydrodynamic context, two common design techniques can be proposed to build underground structures. These design techniques consist in (1) ballasting the underground structure in order to resist hydrostatic pressure, or (2) draining the groundwater under the structure in order to remove the hydrostatic pressure. In the following, the former design techniques were associated with an impervious structure and the latter with a draining structure.

3. Methodology

3.1. Individual impacts of impervious and draining structures

First, the impacts of two design techniques, (1) an impervious structure and (2) a draining structure, on groundwater temperature were simulated in a generic 1 km² bi-layered aquifer with hydraulic and material properties similar to that of the Lyon urban aquifer. This generic case was assumed to reproduce an urban aquifer recharged by precipitations and network losses, and discharging into a river downstream. As described in (Youngs, 1990) in form of analytical results, this configuration leads to a horizontal groundwater flow. To assess the long term influence of these underground structures on groundwater temperature, two scenarios were computed with a 20-year simulation. Table 1 and Fig. 2 summarize the geometric setup, the parameterization, the natural and anthropogenic model boundaries, for flow and thermal transport of the scenarios 1 and 2. The impervious structure, 50 m wide, 100 m long and 15 m deep, was considered without anchored foundations. The enclosure of this structure is 1 m wide. The draining structure, was considered with anchored foundations 25 m deep and 1 m wide. In addition, it was considered with a drainage slope at its base (i.e. in the plane $Z = -15 \text{ m}$), and with 8 re-injection wells 25 m away from the upstream diaphragm wall. In both cases (i.e. the impervious structure and the

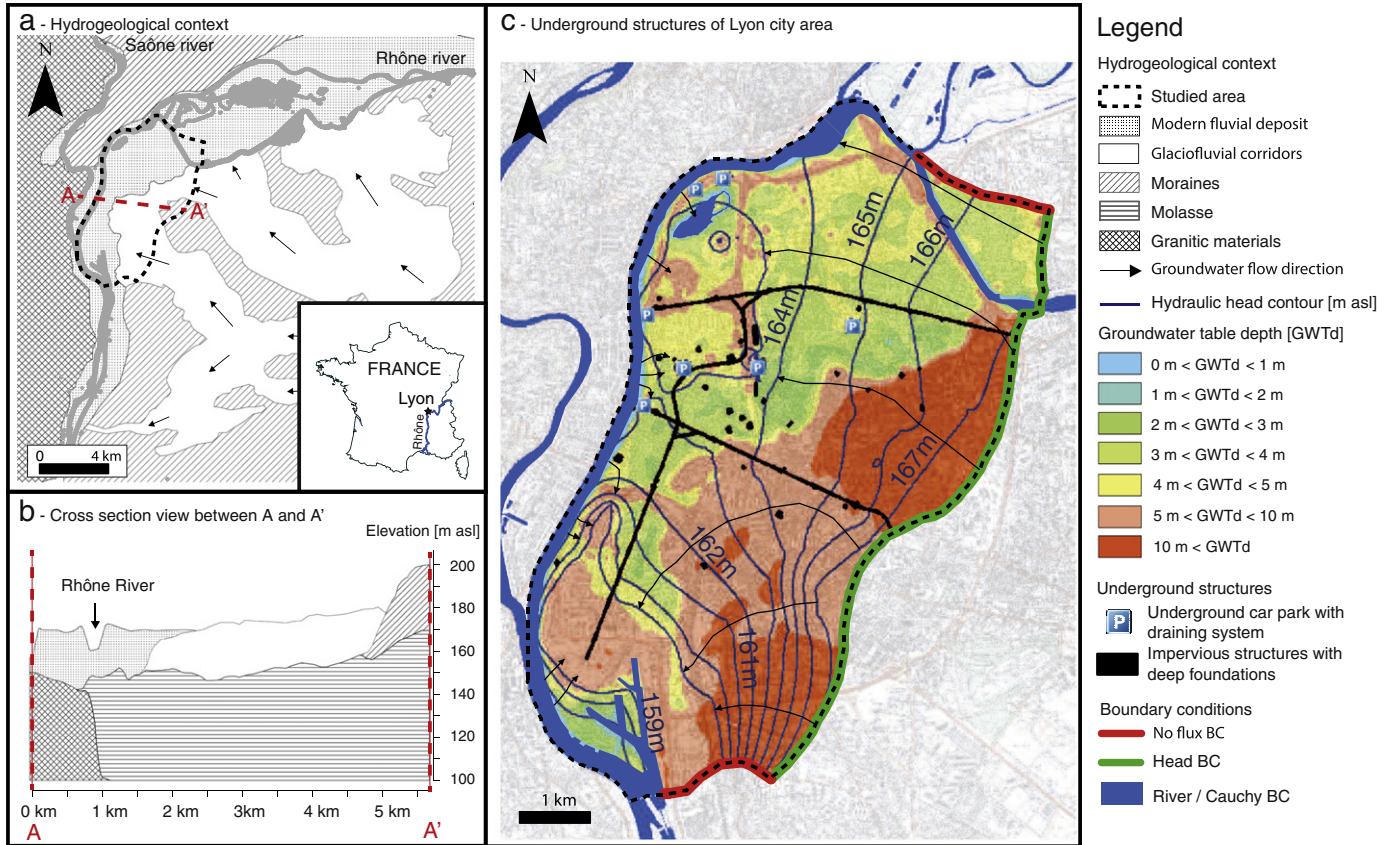


Fig. 1. Case of study of the Lyon urban area. Modified from Attard et al. (2016b).

Table 1

Geometric setup, parameterization and boundaries for flow and thermal model used in scenario 1 (impervious structure) and 2 (draining structure).

Model extension and geometry

- 1000 m × 1000 m horizontally and 150 m vertically
- Feflow 6.2 © Model (2,159,160 elements and 1,139,900 nodes; 20 slices (i.e. $Z=0, -1, -4, -7.5, -11, -14, -14.2, -14.4, -14.6, -14.8, -15, -17.5, -20, -22.5, -25, -50, -75, -100, -125$ and -150 m))

Hydraulic properties

- Data from Collin et al. (1973), Nicolas et al. (2004), Brenot et al. (2009) regarding the hydraulic conductivity of the layer 1 (assumed as a modern fluvial layer) and layer 2 (assumed as a molasse layer):
- Hydraulic conductivities: $K=1 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (from $Z=0$ to -20 m) and $K=1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ from $Z=-20$ to -150 m
- Storativity: $n=0.2$

Thermal properties

- Data from de Marsily (1981) and Diersch (2013):
- Volumetric heat capacity of fluid: $c_w=4.2 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$
- Thermal conductivity of fluid: $\lambda_w=0.65 \text{ J} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
- Volumetric heat capacity of solid: $c_s=2.52 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$
- Thermal conductivity of solid: $\lambda_s=3 \text{ J} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
- Longitudinal and transversal dispersivity: $D_L=20$ m; $D_T=2$ m

Hydraulic boundary conditions

- No flow boundary conditions were assigned in the following planes: $X=0$ and 1000 m, $Y=0$ and 1000 m
- Steady Dirichlet boundary condition of -3 m was assigned in the plane $X=0$ m from $Z=0$ to -3 m
- Upper surface of the aquifer (i.e. in the plane $Z=0$ m): groundwater recharge (i.e. precipitations and network losses) $r=1.6 \text{ mm} \cdot \text{day}^{-1}$.

Thermal boundary conditions

- A steady Dirichlet boundary condition of 15 °C is assigned on the upper surface of the aquifer
- A steady Neumann boundary condition of $0.075 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ resulting of the geothermal gradient (Gable et al., 1982) is assigned on the lower surface of the aquifer.

Underground structures

- Impervious structure:
 - Hydraulic conductivity of $1 \cdot 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Attard et al., 2016c) assigned in black areas in Fig. 2.
 - Thermal conductivity of $2 \text{ J} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ (Kim et al., 2003) assigned in black areas in Fig. 2.
- Draining structure: a seepage face, $h=z$, was assigned below the structure in $Z=-15$ m. The eight re-injection wells were introduced at the appropriate layer heights with a Neumann boundary condition of $356 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ each.
- Temperature inside structures: from $Z=0$ to -14 m and $X=450$ to 500 m and from $Y=450$ to 550 m (Fig. 2), the temperature was assigned as transient ranging from 16 °C, on the 1st of January, to 27 °C on the 1st of August (COPARLY, 2011). Linear interpolation was used between these time steps.
- Temperature of re-injected water (draining structures): 16 °C

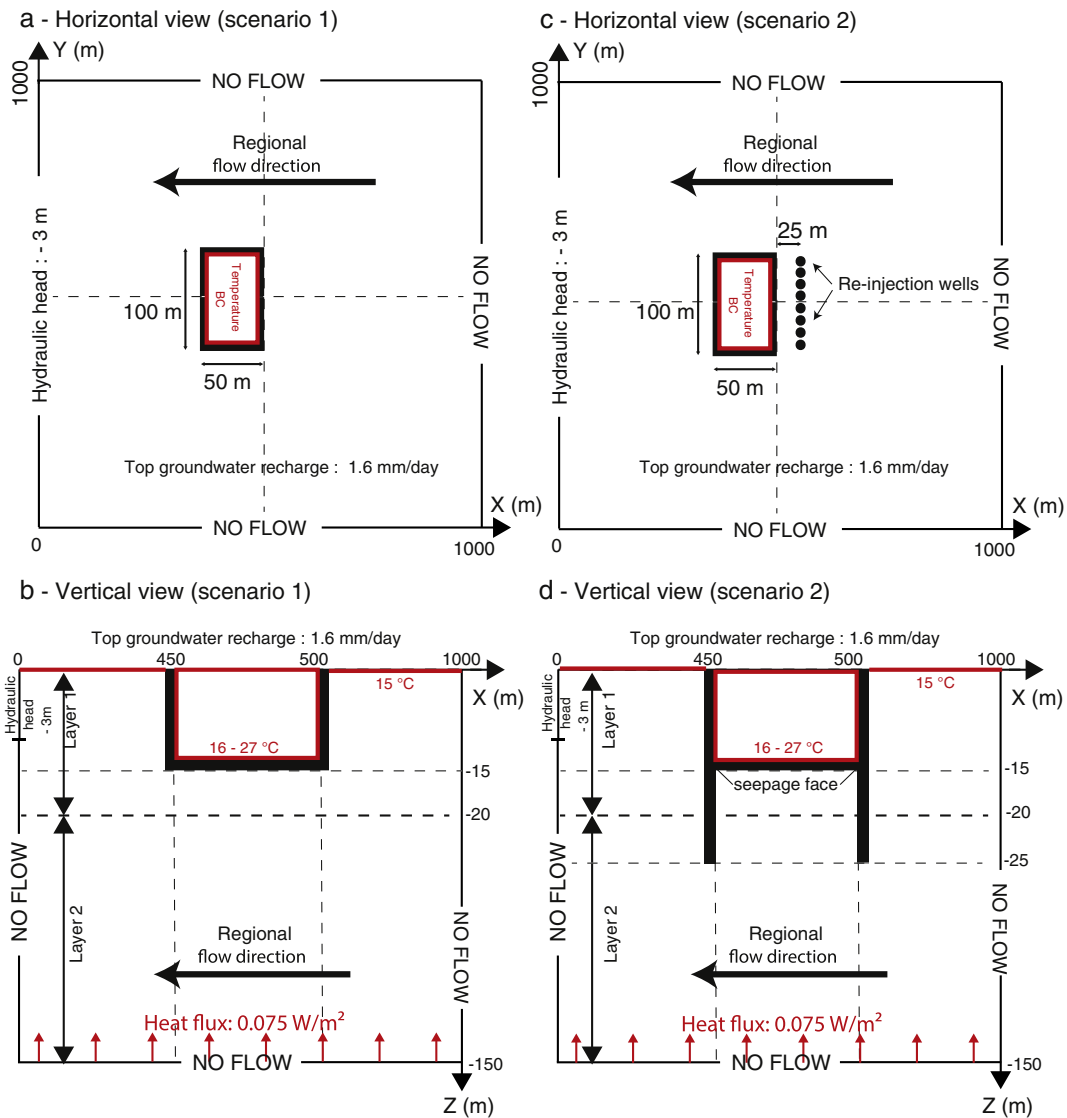


Fig. 2. Horizontal (a), (c) and vertical (b), (d) views of the characteristics modeled with boundary conditions in scenario 1 - the impervious structure scenario, and 2 - the draining structure scenario. The enclosure is represented by the black area. The temperature boundary condition is represented by the area inside the red rectangle.

draining structure), the structure was located near the center of the area studied (i.e. $X=500$ m and $Y=500$ m).

The modeling process consisted of solving the transient heat transport equation (Diersch, 2013) for the entire area studied by considering a steady flow. In the following, the TAZ is defined as the area where the computed heating was higher than 0.5 °C over the initial temperature. The initial temperature distribution was computed in a first simulation removing the Dirichlet boundary conditions dedicated to the indoor temperature of the underground structure.

The FEFLOW code (Diersch, 2013) was used to solve the transient heat transport equation using the finite element method. A horizontal mesh was applied including the discretization of the infrastructure's edges using a triangle algorithm (Shewchuk, 1996). The horizontal size of the elements ranged from several centimetres; near the structure edges; to a dozen meters as more refinement was required around the underground structures. The local refinement around the underground structure was needed for the assignment of a permeability of $1 \cdot 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ to all the elements inside the horizontal and vertical extension of the structure (represented by black areas on Fig. 2). The temperature inside underground structures was assumed to range from 16 °C in winter to 27 °C in summer (COPARLY, 2011). In addition,

in scenario 2, the temperature boundary condition of the re-injection wells of the draining structure was determined after several simulations assuming that the total amount of heat energy loss by the underground structure should be the same for scenario 1 and scenario 2. Considering this assumption, it was shown that the re-injection temperature should be 16 °C.

Regarding the lower model boundary, a heat flux of $0.075 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ was assigned according to the geothermal gradient calculated in Gable et al. (1982). Regarding the upper boundary, the temperature was assumed to be 15 °C. This assumption is in line with the observation of Pouloupatis et al. (2011) and Garca-Gil et al. (2014), and with the calculations made by Epting et al. (2013) for high transmissivity aquifers, where seasonal air temperature fluctuations are rapidly dampened before reaching the water table.

Special attention was given to the time resolution of data used for the transient boundary conditions. The TAZ of GWHPs has already been studied and Sciacovelli et al. (2014) showed that the shape and the extent of the thermal plume were strongly affected by the heat pump operating mode (seasonal or constant). In particular, Lo Russo et al. (2014) showed the influence of temporal variations in flow discharge and injection temperature on the reliability of prediction of the

TAZ of GWHPs. The results of the calculation by [Lo Russo et al. \(2014\)](#) of the root mean square error between the computed and observed temperatures showed that the simulation was reliable when hourly, daily and monthly flow rates and injection temperature data were used, whereas the seasonal averages were not suitable for a reliable assessment of the TAZ. Finally, decadal data are used in the present work to assign the temperature inside underground structures. A linear interpolation was used between two time steps of 10 days.

3.2. Cumulative impact at the scale of the Lyon city area

To assess the cumulative impact of underground structures on groundwater temperature, a 20-year simulation was computed at the scale of the urban area of Lyon (scenario 3). In fact, dynamic factors as Rhône River level and upstream hydraulic head fluctuations were taken into account in a previous transient simulation and the flow systems of the Lyon urban area were shown to be stable in time ([Attard et al., 2016b](#)). Consequently, groundwater flows were considered steady for the simulation of the scenario 3. The surface area studied was 44 km². [Table 2](#) summarizes the geometric setup, the parameterization, the natural and anthropogenic model boundaries, for flow and thermal transport of the scenario 3. For more details concerning the flow model setup, calibration and sensitivity please refer to ([Attard et al., 2016b](#)).

According to [Benz et al. \(2015\)](#) the annual heat coming from buildings and transported into groundwater is mainly caused by underground structures reaching into or close to the groundwater. In this paper, only structures with more than three floors (i.e. more than 7.5 m deep) were taken into account to assess the cumulative impact of underground structures on urban groundwater temperature. The

Table 2
Geometric setup, parameterization and boundaries for flow and thermal model used in scenario 3.

<i>Model extension and geometry</i>
• 44 km ² horizontally and 180 m vertically
• Feflow 6.2 © Model (27,314,053 elements and 14,479,560 nodes; 19 slices)
• 3D Geological model developed with RockWorks© includes the information of more than 1400 drill-cores.
• Topography DEM with 20 m resolution
• Rhône River bed bathymetry with a 2 m resolution
<i>Hydraulic properties</i>
• Data from calibration (Attard et al., 2016b):
• Hydraulic conductivity (Modern fluvial deposits): $K = 1 \cdot 10^{-4}$ to $2 \cdot 10^{-3}$ m · s ⁻¹
• Hydraulic conductivity (Glaciofluvial deposits): $K = 8 \cdot 10^{-4}$ to $4 \cdot 10^{-2}$ m · s ⁻¹
• Hydraulic conductivity (Moraines): $K = 5 \cdot 10^{-4}$ m · s ⁻¹
• Hydraulic conductivity (Molasse): $K = 6.8 \cdot 10^{-6}$ to $9.4 \cdot 10^{-5}$ m · s ⁻¹
• Storativity: $n = 0.02$ to 0.15
<i>Thermal properties</i>
• Data from de Marsily (1981) and Diersch (2013) :
• Volumetric heat capacity of fluid: $c_w = 4.2$ MJ · m ⁻³ · K ⁻¹
• Thermal conductivity of fluid: $\lambda_w = 0.65$ J · m ⁻¹ · s ⁻¹ · K ⁻¹
• Volumetric heat capacity of solid: $c_s = 2.52$ MJ · m ⁻³ · K ⁻¹
• Thermal conductivity of solid: $\lambda_s = 3$ J · m ⁻¹ · s ⁻¹ · K ⁻¹
• Longitudinal and transversal dispersivity: $D_L = 20$ m; $D_T = 2$ m
<i>Hydraulic and thermal boundary conditions</i>
• Upper boundary
• Hydraulic: steady Neumann boundary conditions for precipitations, 150 mm · year ⁻¹ in vegetated areas, and network losses, 416 mm · year ⁻¹ applied homogeneously across the upper surface (Attard et al., 2016b).
• Thermal: steady Dirichlet boundary condition of 15 °C
• Lower boundary: 0.075 W · m ⁻² (Gable et al., 1982)
• Rhône River boundary
• Hydraulic: steady Cauchy boundary conditions. Hydraulic head 162 to 174.6 m asl. In-out transfer rate 10 ⁻⁶ to 10 ⁻⁸ s ⁻¹
• Thermal: transient decadal Dirichlet boundary condition 7 to 22.8 °C
• Eastern boundary
• Hydraulic: steady Dirichlet boundary condition 166 to 168 m asl
• Thermal: steady Dirichlet boundary condition 15 °C
<i>Underground structures</i>
• cf. Table 1 for underground structures inclusion into the model
• cf. Fig. 1 for underground structures location

underground structures were added to the numerical model following the same procedure as explained in the Section 3.1, 'Individual impact of underground structures' and synthesized in the [Table 1](#).

Because of the considerable water inflow from the Rhône River into groundwater on the western part of the area studied ([Attard et al., 2016b](#)), the temperature fluctuations of the Rhône River ranging from 7 to 22.8 °C was taken into account according to data from 1989 to 2004 ([Appendix A](#)). As was done by [García-Gil et al. \(2014\)](#), the temperature of the river was assigned assuming a Dirichlet boundary condition. Decadal data with linear interpolation between two time step were used to assign the temperature of the Rhône River.

Considering that the simulation was not confronted with a field measurement, it must be noted that the result cannot be interpreted as the present thermal state of the aquifer. These results must only be interpreted as a depiction of the thermal impact caused by underground structures under average thermal conditions, and under average material properties derived from literature.

4. Results and discussion

4.1. Individual impacts of the impervious and draining structures - scenarios 1 and 2

Before running the transient 20-year simulation, the initial situations of scenarios 1 and 2 were simulated in steady state. In both cases, the temperature ranges from 15 °C at the upper surface of the aquifer (i.e. $Z = 0$ m), to 18 °C at the lower surface of the aquifer (i.e. $Z = -150$ m). In the following, the results dealing with temperature disturbances were presented relatively to these initial situations.

The horizontal and vertical distribution of temperature disturbances in scenarios 1 and 2 were compared in $Z = -17.5$ m (i.e. 2.5 m below the underground structure) and in a cross-section view $Y = 500$ m. [Fig. 3a](#) and [b](#) show horizontal and vertical views of the TAZ caused by the impervious structure (i.e. scenario 1) after 1, 2, 5, 10 and 20 years. During the first year, the TAZ grows by 40 m by year. During the last ten years, the TAZ grows by 2 m by year. After 20 years, the TAZ was shown to be 250 m long and 75 m deep. The TAZ was observable 160 m downstream the structure and 30 m upstream. Finally, at the end of the simulation, the volume of the TAZ was computed and was shown to be approximately 20 times larger than the volume of the impervious structure.

[Fig. 3c](#) and [d](#) show horizontal and vertical views of the temperature disturbance after the 20-year simulation. The maximum temperature disturbance reached more than +4.5 °C, 10 m downstream and below the impervious structure.

In addition, the heat flow coming from the underground structure was integrated through the simulation time. After 20 years, the heat loss of the underground structure was shown to be 4.7 GW · h. Only 1.9 GW · h, corresponding to 40% of the total heat loss was stored in the fluid and solid phase of the aquifer. The rest was lost through the upper surface of the aquifer. The heat flow coming from the underground structure was normalized by the simulation time and by the interface area between the underground structure and the aquifer. Finally, the mean gross heat flux lost by the underground structure was shown to be 2.7 W · m⁻² with a maximum of 8 W · m⁻² when the temperature inside the structure was 27 °C. Considering that 60% is lost by the upper surface of the aquifer, the mean heat flux stored into the aquifer along the year is 1.1 W · m⁻². This result is in line with the heat flux of 2.0 W · m⁻² computed by [Ferguson and Woodbury \(2004\)](#) which considered a steady indoor temperature of 20 °C and a background underground temperature ranging from 5.0 °C to 7.2 °C.

[Fig. 4a](#) and [b](#) show horizontal and vertical views of the thermal plume caused by the draining structure (i.e. scenario 2) after 1, 2, 5, 10 and 20 years. [Fig. 4a](#) and [b](#) show that the TAZ stabilized quicker than in the scenario 1. In fact, the TAZ was almost stabilized after 10 years. The quicker stabilization of the TAZ is explained by the flow

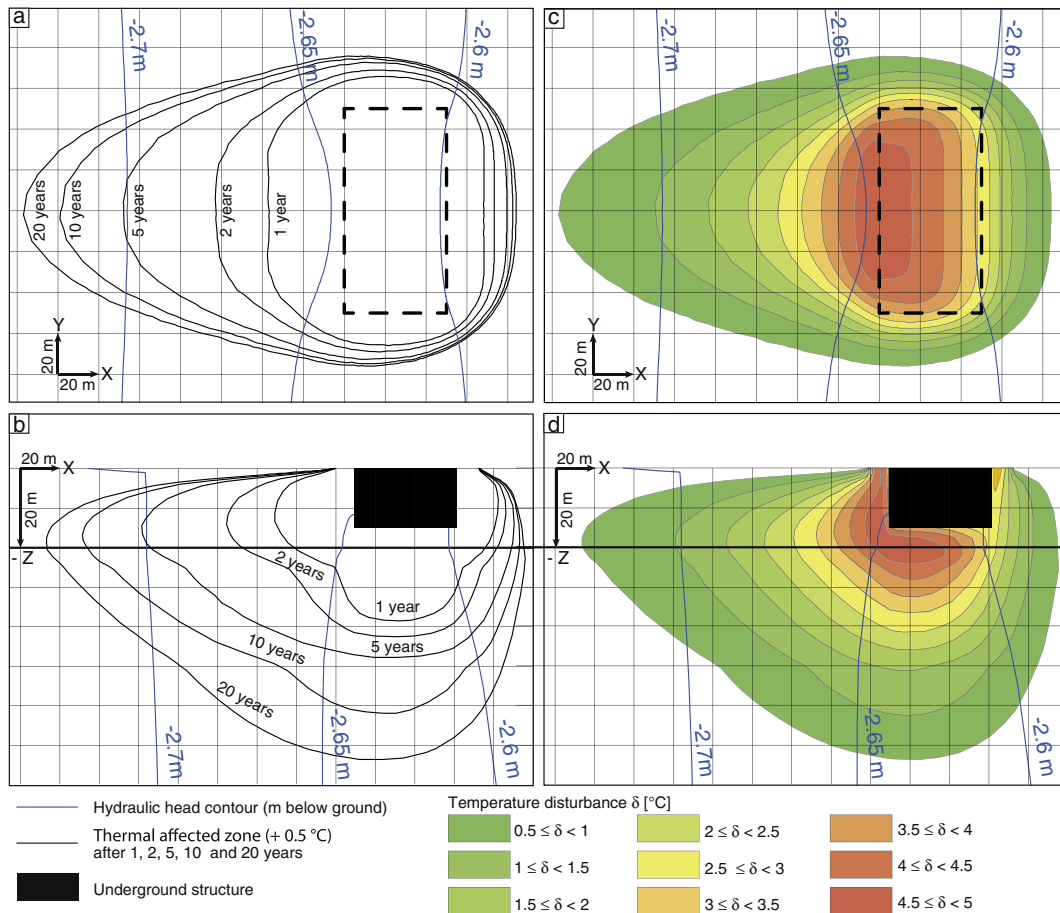


Fig. 3. (a) Horizontal and (b) vertical views of the TAZ of the impervious structure after 1, 2, 5, 10 and 20 years. (c) Horizontal and (d) vertical views of the thermal impact after 20 years. Horizontal views were projected in the plane $Z = -17.5$ m. Vertical views were projected in the plane $Y = 500$ m. In the vertical views, the thick black line represents the limit between the alluvial layer and the molasse layer.

loop between the seepage face and the re-injections wells of the draining structure. After 20 years, the TAZ was shown to be 140 m long and 70 m deep. The TAZ was observable 10 m downstream the structure and 90 m upstream. Finally, after 20 years, the volume of the TAZ was computed and was shown to be approximately 14 times larger than the volume of the structure. Generally speaking, the Fig. 4a and b show that the shape of the TAZ is fully constrained by the flow of groundwater which is locally dominated by the draining and re-injection operation of the structure.

Fig. 4c and d show horizontal and vertical views of the temperature disturbance after the 20-year simulation. In the TAZ, the temperature disturbance was shown to stay lower than $+1$ °C except near the downstream enclosure of the structure. Then, in terms of temperature increase, the impervious structure is more impacting than the draining structure. The difference with the scenario 1 can be explained by the groundwater flow rate which is very different near the impervious and the draining structure. In fact, the comparison between the hydraulic head contours of the Figs. 3 and 4 shows that a larger amount of water is flowing in the case of the draining structure. In other words, the thermal impact caused by the draining structure is diluted by the draining and re-injection operation of the structure. However, regarding the heat budget, the same heat flux was lost by both the impervious and draining structures.

The comparison can be made with the TAZ caused by GWHPs and reported by Lo Russo et al. (2012). In fact, in the context of Turin (Italy), which is comparable to the context of Lyon, the TAZ (i.e. $+1$ °C) caused by a GWHP, $10 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ and temperature injection of 25 °C, was shown to be approximately 100 m^2 after two months of

operation. Consequently, even if the impact of GWHPs occurs quickly than in the case of underground structures, these TAZ have a similar order of magnitude.

4.2. Cumulative impact of underground structures on groundwater temperature: the example of Lyon, France

The cumulative impact of underground structures on groundwater temperature was assessed with a 20-year simulation at the scale of Lyon urban area. Fig. 5a shows the horizontal TAZ caused by underground structures in the area of interest. This area of interest of 12 km^2 exclude the area under the thermal influence of the Rhône River and the eastern part of the city where there is no interaction between underground structure and groundwater. The horizontal view represents the temperature inside the modern fluvial deposit, between the bottom of underground structures (i.e. $Z = -15$ m) and the top of the molasse layer (i.e. $Z = -20$ m). This was the most representative slice for projecting the horizontal TAZ and taking into account the larger number of underground structures. In this paper, the TAZ caused by underground structures after the 20-years simulation was shown to be 1.63 km^2 which is ten times larger than the total surface area of underground structures (0.16 km^2), and represents 14% of the area of interest. As a comparison, in Herbert et al. (2013) the total TAZ caused by GWHPs was shown to represent 2.9 % of the London Congestion Change Zone area, and 9.9% if included the abstraction licences which will be delivered in the following years.

Fig. 5b and c shows the horizontal and vertical TAZ of the 'La Part-Dieu' district. This is the area of the city where groundwater is most

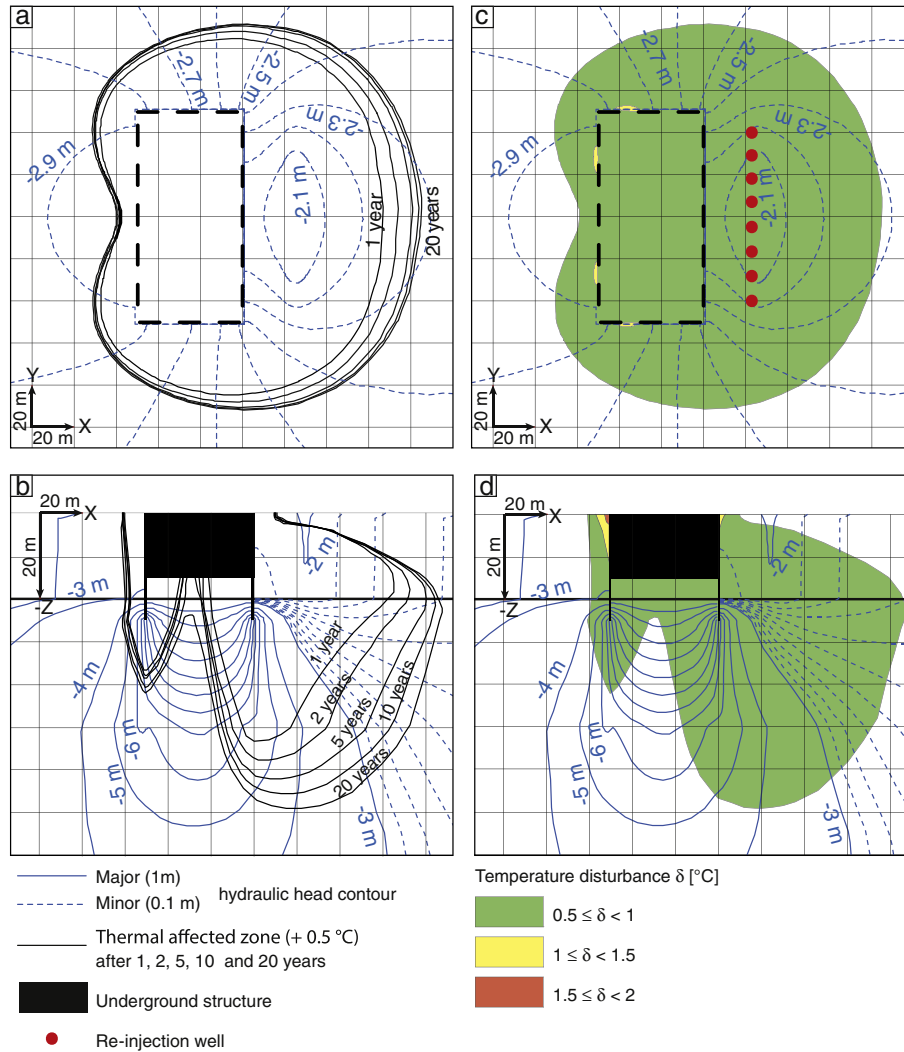


Fig. 4. (a) Horizontal and (b) vertical views of the TAZ of the draining structure after 1, 2, 5, 10 and 20 years. (c) Horizontal and (d) vertical views of the thermal impact after 20 years. Horizontal views were projected in the plane $Z = -17.5$ m. Vertical views were projected in the plane $Y = 500$ m. In the vertical views, the thick black line represents the limit between the alluvial layer and the molasse layer.

disturbed by underground structures (Attard et al., 2016b). In this area, the impact of eleven basements and two subway lines can be seen. The maximal temperature disturbance reached +4 °C. In particular, the cross-section view (Fig. 5c) put in evidence the cumulative impact caused by three deep buildings. These results are in line with the temperature disturbances computed in the case study of Basel (Switzerland), 8 km², the annual heat flow from buildings was shown to be 3.8 GW·h (Epting et al., 2013). In Benz et al. (2015), the annual anthropogenic heat input into Karlsruhe (61.9 km²) and Cologne (81.3 km²) groundwater saturated zone were shown to be 583 GW·h and 277 GW·h, respectively. Consequently, the comparison with the annual heat flow calculated in Lyon shows that deep underground structures have a modest contribution to the total anthropogenic heat flow. The comparison between the deterministic approach developed in this paper, and the GIS approach used by Benz et al. (2015) and by Menberg et al. (2013b) confirms the local contribution of deep

underground structures in the anthropogenic heat flow. In addition to that, the heat flow from deep underground structures can partially explain the spatial variability of the anthropogenic heat flow computed by Benz et al. (2015).

underground structures in the anthropogenic heat flow. In addition to that, the heat flow from deep underground structures can partially explain the spatial variability of the anthropogenic heat flow computed by Benz et al. (2015).

5. Summary and conclusions

The first aim of this paper was to assess the TAZ of two common underground structures design techniques on urban groundwater under unconfined conditions. The second aim was to assess the cumulative TAZ of deep underground structures at the scale of an urban area. A deterministic 3D modeling approach was used and three simulations were run under average thermal conditions: (1) the impervious structure scenario, (2) the draining structure scenario, and (3) the cumulative impact scenario at the scale of an urban area. The following conclusions may be drawn from this study:

- The methodological framework developed in this paper was based on a deterministic modeling approach and was shown to be relevant to quantify, in three dimensions, the individual or cumulative impact of underground structures on groundwater temperature.
- Generic results from scenarios 1 and 2 showed that underground structures in contact with groundwater had an influence on

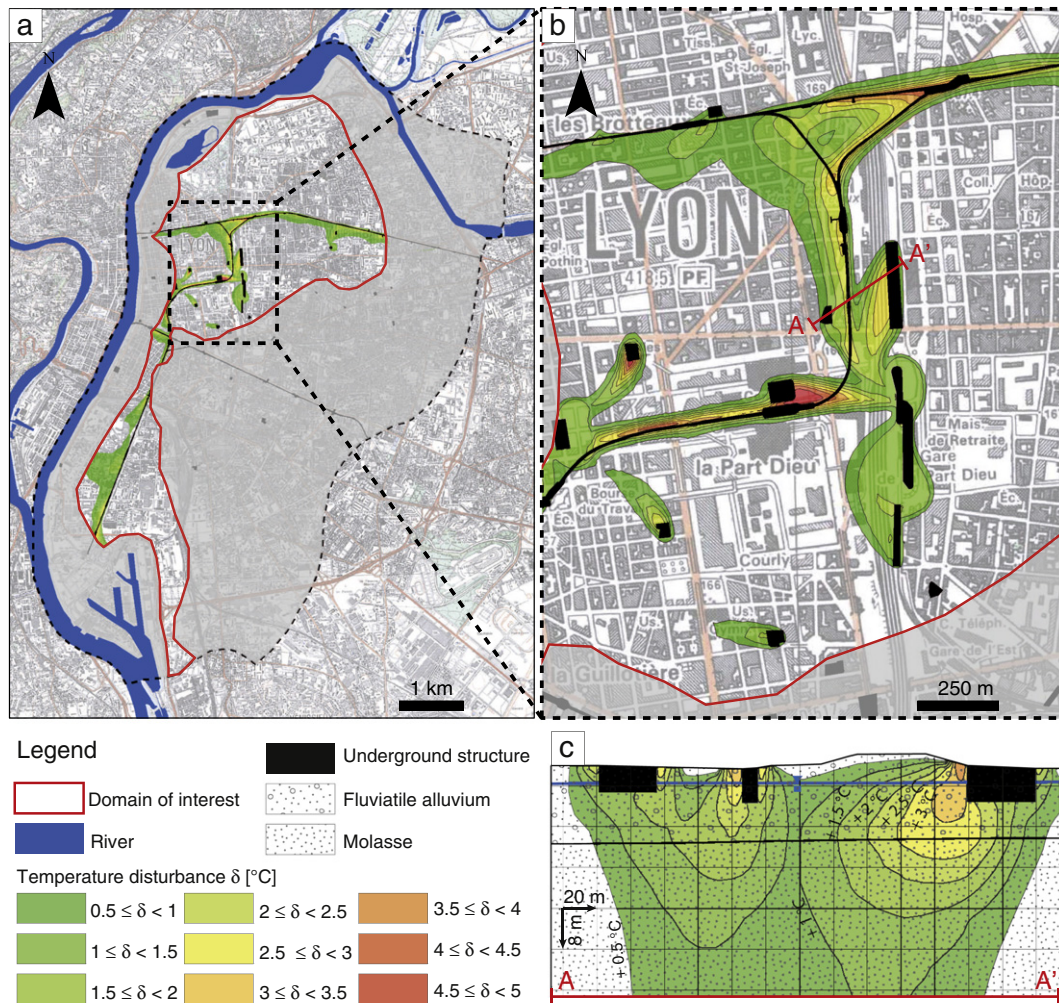


Fig. 5. (a) Horizontal TAZ caused by underground structures in the Lyon city area. (b) Horizontal view of the cumulative impact in the district of La Part-Dieu and (c) focus in a cross section view.

temperature distribution within an aquifer volume ranging from 14 to 20 times the volume of the underground structure.

- The impact on groundwater temperature was shown to be higher in the case of the impervious structure (+4.5 °C) since the thermal impact of the draining structure (+1 °C) is diluted by the draining operation.
 - The TAZ caused by underground structures have a similar order of magnitude than TAZ caused by GWHPs reported in the literature.
 - The net heat flux gained by the urban aquifer was modeled to be about $1.1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ in scenarios 1 and 2.
 - In the more densely built area of Lyon, the cumulative impact scenario showed that the TAZ caused by deep underground structures represents 14% of the area of interest. In this urban area, the annual net heat flow from deep underground structures is 4.5 GW · h.
 - Considering the amount of heat energy lost by underground structures and the local temperature disturbances, the deterministic approach developed in this paper can be useful to delimit the area of an urban aquifer where heat energy should be exploited. Similarly, it can help to identify unfavourable areas for cooling GWHPs.
- In the light of the results presented in this paper, several recommendations and perspectives can be proposed regarding urban underground planning and the geothermal exploitation of urban groundwater.
- The TAZ caused by underground structures should be integrated in the geothermal potential mapping approach since it was shown that extracting anthropogenic heat from urban groundwater can be of interest in the framework of a sustainable management of urban subsoil resources.

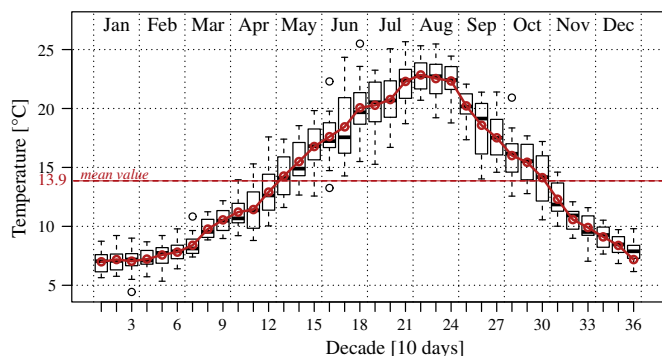
- It is obvious that if the TAZ generated by underground structures represents an opportunity for heat energy extraction, it is also a crucial issue for cooling systems installed close to underground structures. Consequently, to avoid interferences, the location of cooling systems should be taken into account when building new underground structures. In addition, the location of underground structures should be taken into account when local stakeholders give their approval to permit the installation of cooling systems.
- The methodological framework developed in this paper should be used to improve the understanding of TAZ in urban areas. Further work will be needed to understand the role played by the geologic, hydrodynamic and urban contexts. The work can be archived by sensitivity analysis.
- Finally, it must be noted that the lack of data, regarding urban underground temperature, will be a crucial issue. Field measurements with high resolution are urgently required for groundwater thermal management in urban areas. This is an essential step to assess the actual state of urban groundwater temperature. The depiction of an accurate actual state of urban groundwater temperature will allow to face operational issues regarding groundwater geothermal exploitation and urban underground development.

Acknowledgements

The authors thank the Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (the French Ministry of Ecology, Sustainable Development and Energy) for its financial support.

Appendix A. Temperature of the Rhône River

Fig. A1. Temperature fluctuation of the Rhône River (Data from 1989 to 2004). The box plots show the median (horizontal line within the box), the quartiles Q1 and Q3, the upper and lower whiskers (horizontal bars outside of the box) as well as extreme outliers beyond the whiskers. The red circles represent the values used for the simulation. The red line represents the linear interpolation between two time steps between two decades.



References

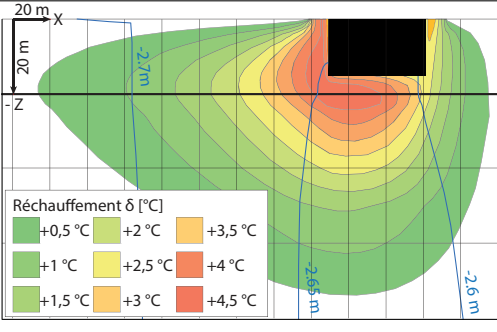
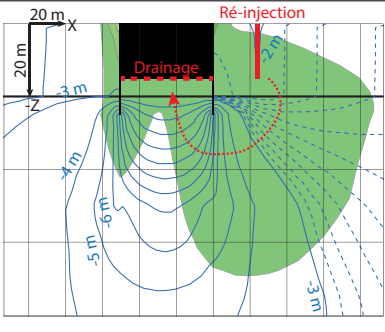
- Allen, A., Milenic, D., Sikora, P., 2003. Shallow gravel aquifers and the urban heat island effect: a source of low enthalpy geothermal energy. *Geothermics* 32, 569–578.
- Ampofo, F., Maidment, G., Missenden, J., 2004. Underground railway environment in the UK part 2: investigation of heat load. *Appl. Therm. Eng.* 24, 633–645.
- Attard, G., Rossier, Y., Eisenlohr, L., 2016a. Urban groundwater age modeling under unconfined condition - impact of underground structures on groundwater age: evidence of a piston effect. *J. Hydrol.* 535, 652–661.
- Attard, G., Rossier, Y., Winiarski, T., Cuvillier, L., Eisenlohr, L., 2016b. Deterministic modeling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow. *Hydrogeol. J.* 24, 1213–1229.
- Attard, G., Winiarski, T., Rossier, Y., Eisenlohr, L., 2016c. Review: impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeol. J.* 24, 5–19.
- Benz, S.A., Bayer, P., Menberg, K., Jung, S., Blum, P., 2015. Spatial resolution of anthropogenic heat fluxes into urban aquifers. *Sci. Total Environ.* 524, 427–439.
- Bobylev, N., 2009. Mainstreaming sustainable development into a city's master plan: a case of urban underground space use. *Land Use Policy* 26, 1128–1137.
- Brenot, A., Nicolas, J., Chrétien, M., Dewandel, B., Courtois, N., Castagnac, C., Bourguin, B., Coueffe, R., M., G., 2009. Acquisition de Connaissances Sur La Nappe de La Molasse Du Territoire Du SAGE de l'Est Lyonnais. Rapport Final BRGM RP-57474-FR.
- Carpenter, J., Verhage, R., 2014. Lyon city profile. *Cities* 38, 57–68.
- Chae, G.-T., Yun, S.-T., Choi, B.-Y., Yu, S.-Y., Jo, H.-Y., Mayer, B., Kim, Y.-J., Lee, J.-Y., 2008. Hydrochemistry of urban groundwater, Seoul, Korea: the impact of subway tunnels on groundwater quality. *J. Contam. Hydrol.* 101, 42–52.
- Chartier, R., Desplan, A., Bezelgues Courtade, D., 2009. Surveillance Des Installations géothermiques Sur aquifères Dans l'agglomération Lyonnaise (69) - Rapport Final BRGM RP-57507-FR.
- Collin, J., Gudefin, H., Herve, J., Leinhardt, M., Rousselot, D., 1973. Système aquifère de l'est Lyonnais. Synthèse Des Connaissances. Données hydrogéologiques quantifiées BRGM 73 SGN 199 JAL.
- COPARLY, 2011. Qualité de l'Air Dans Les Parcs de Stationnement Couvert - Etude Détaillée Dans le Parc République à Lyon. http://www.air-rhonealpes.fr/sites/ra/files/publications_import/files/rapport_republique.pdf (Accessed 19-February-2016).
- de Marsily, G., 1981. *Hydrogéologie Quantitative*. Masson.
- Diersch, H.-J., 2013. *FEFLOW: Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media*. Springer Science & Business Media.
- Eiswirth, M., Wolf, L., Hötzel, H., 2004. Balancing the contaminant input into urban water resources. *Environ. Geol.* 46, 246–256.
- Epting, J., Huggenberger, P., 2013. Unraveling the heat island effect observed in urban groundwater bodies—definition of a potential natural state. *J. Hydrol.* 501, 193–204.
- Epting, J., Händel, F., Huggenberger, P., 2013. Thermal management of an unconsolidated shallow urban groundwater body. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 1851–1869.
- Epting, J., Huggenberger, P., Rauber, M., 2008. Integrated methods and scenario development for urban groundwater management and protection during tunnel road construction: a case study of urban hydrogeology in the city of Basel, Switzerland. *Hydrogeol. J.* 16, 575–591.
- European Commission, 2009. Decision no 406/2009/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the Effort of Member States to Reduce their Greenhouse Gas Emissions to Meet the Community Greenhouse Gas Emission Reduction Commitments up to 2020. <http://www.eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0136:0148:EN:PDF> (Accessed 27-January-2016).
- Ferguson, G., Woodbury, A.D., 2004. Subsurface heat flow in an urban environment. *J. Geophys. Res.* 109, B02402-1.
- Foster, S., Garduño, H., 2013. Groundwater-resource governance: are governments and stakeholders responding to the challenge? *Hydrogeol. J.* 21, 317–320.
- Franc, O., 2005. Reconstitution paléo-Environnementale à Partir Du Contexte Géomorphologique de Quatre Sites archéologiques de La Plaine de l'est Lyonnais (Rhône, France). *Quaternaire Vol. 16. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, pp. 95–105.
- Gable, R., Foucher, J., Menjot, A., Philip, J., Roignot, G., 1982. Mesures, Analyse et Interprétation de Profils Thermiques - Application à La Détermination Des températures in-situ BRGM 82 SGN 413 GTH.
- García-Gil, A., Vázquez-Suñe, E., Schneider, E.G., Sánchez-Navarro, J.Á., Mateo-Lázaro, J., 2014. The thermal consequences of river-level variations in an urban groundwater body highly affected by groundwater heat pumps. *Sci. Total Environ.* 485, 575–587.
- Goel, R.K., Singh, B., Zhao, J., 2012. *Underground Infrastructures: Planning, Design, and Construction*. Butterworth-Heinemann.
- Hähnlein, S., Bayer, P., Ferguson, G., Blum, P., 2013. Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. *Energ. Policy* 59, 914–925.
- Herbert, A., Arthur, S., Chillingworth, G., 2013. Thermal modelling of large scale exploitation of ground source energy in urban aquifers as a resource management tool. *Appl. Energy* 109, 94–103.
- Hu, Z.-H., Li, X.-Z., Zhao, X.-B., Lin, X., Wei, W., 2008. Numerical analysis of factors affecting the range of heat transfer in earth surrounding three subways. *J. China Univ. Min. Technol.* 18, 67–71.
- Kim, K.-H., Jeon, S.-E., Kim, J.-K., Yang, S., 2003. An experimental study on thermal conductivity of concrete. *Cem. Concr. Res.* 33, 363–371.
- Li, H., Li, X., Parriaux, A., Thalmann, P., 2013a. An integrated planning concept for the emerging underground urbanism: deep city method part 2 case study for resource supply and project valuation. *Tunn. Undergr. Space Technol.* 38, 569–580.
- Li, H.-Q., Parriaux, A., Thalmann, P., Li, X.-Z., 2013b. An integrated planning concept for the emerging underground urbanism: deep city method part 1 concept, process and application. *Tunn. Undergr. Space Technol.* 38, 559–568.
- Lo Russo, S., Gnani, L., Rocca, E., Taddia, G., Verda, V., 2014. Groundwater heat pump (GWHP) system modeling and thermal affected zone (TAZ) prediction reliability: influence of temporal variations in flow discharge and injection temperature. *Geothermics* 51, 103–112.
- Lo Russo, S., Taddia, G., Verda, V., 2012. Development of the thermally affected zone (TAZ) around a groundwater heat pump (GWHP) system: a sensitivity analysis. *Geothermics* 43, 66–74.
- Lund, J.W., Freeston, D.H., Boyd, T.L., 2011. Direct utilization of geothermal energy 2010 worldwide review. *Geothermics* 40, 159–180.
- Mandier, P., 1984. Le relief de la moyenne vallée du Rhône au tertiaire et au quaternaire. *Bull. Lab. R. Géomorphol.* 27–36.
- Menberg, K., Bayer, P., Zosseder, K., Rumohr, S., Blum, P., 2013a. Subsurface urban heat islands in German cities. *Sci. Total Environ.* 442, 123–133.
- Menberg, K., Blum, P., Schaffitel, A., Bayer, P., 2013b. Long-term evolution of anthropogenic heat fluxes into a subsurface urban heat island. *Environ. Sci. Technol.* 47, 9747–9755.
- Nicolas, J., Petit, V., Thierry, P., Besse, A., Longet, A., 2004. Connaissance hydrogéologique Du Sous-Sol de l'Agglomération Lyonnaise. Rapport d'étape - Phase 1 BRGM RP 53569-FR.
- Pouloupatis, P., Florides, G., Tassou, S., 2011. Measurements of ground temperatures in Cyprus for ground thermal applications. *Renew. Energy* 36, 804–814.
- Pujades, E., López, A., Carrera, J., Vázquez-Suñe, E., Jurado, A., 2012. Barrier effect of underground structures on aquifers. *Eng. Geol.* 145, 41–49.
- Revesz, A., Chaer, I., Thompson, J., Mavroulidou, M., Gunn, M., Maidment, G., 2016. Ground source heat pumps and their interactions with underground railway tunnels in an urban environment: a review. *Appl. Therm. Eng.* 93, 147–154.
- Sciacovelli, A., Guelpa, E., Verda, V., 2014. Multi-scale modeling of the environmental impact and energy performance of open-loop groundwater heat pumps in urban areas. *Appl. Therm. Eng.* 71, 780–789.
- Shewchuk, J.R., 1996. Triangle: Engineering a 2D quality mesh generator and Delaunay triangulator. *Applied computational geometry towards geometric engineering*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 203–222.
- Taniguchi, M., Shimada, J., Fukuda, Y., Yamano, M., Onodera, S.-I., Kaneko, S., Yoshikoshi, A., 2009. Anthropogenic effects on the subsurface thermal and groundwater environments in Osaka, Japan and Bangkok, Thailand. *Sci. Total Environ.* 407, 3153–3164.
- Un-Habitat, 2008. *State of the World's Cities 2008–2009: Harmonious Cities*. Earthscan.
- Youngs, E., 1990. An examination of computed steady-state water-table heights in unconfined aquifers: Dupuit-forchheimer estimates and exact analytical results. *J. Hydrol.* 119, 201–214.
- Zhu, K., Blum, P., Ferguson, G., Balke, K.-D., Bayer, P., 2010. The geothermal potential of urban heat islands. *Environ. Res. Lett.* 5, 044002.

8.3 Synthèse

Les travaux présentés dans ce chapitre ont permis d'évaluer les impacts individuels, de deux types d'ouvrages souterrains, un ouvrage imperméable lesté (scénario 1), et un ouvrage drainant (scénario 2), sur la température de l'eau souterraine. En outre, les impacts cumulés causés par une densité importante de ces ouvrages souterrains ont été évalués par le biais de l'étude du cas de l'agglomération lyonnaise (scénario 3).

Les impacts mis en évidence par les scénarios 1 et 2 ont été synthétisés dans le Tableau 4. La comparaison des impacts causés par les deux types d'infrastructures montre une emprise de la zone d'influence thermique¹ d'un ordre de grandeur similaire, compris entre 14 et 20 fois le volume de l'ouvrage. En revanche, le réchauffement maximal varie considérablement en fonction de la technique de construction. En effet, le réchauffement causé par l'ouvrage atteint 4,5 °C dans le scénario 1 alors qu'il reste inférieur à 1 °C dans le scénario 2. Cette différence s'explique par l'influence du système de pompage et de ré-injection de l'infrastructure drainante. En effet, le débit du système d'écoulement généré par le pompage et la réinjection contribue à diluer l'impact thermique de l'ouvrage.

Tableau 4 – Comparaison des impacts générés par l'ouvrage imperméable lesté (scénario 1) et l'ouvrage drainant (scénario 2) sur la température de l'eau souterraine. Vue en coupe, impact thermique maximal (δ_{max}), volume de la zone d'influence (V_{TAZ}), profondeur de la zone d'influence (d_{TAZ}), Puissance thermique nette de l'ouvrage (P_{th}) et densité de flux thermique net (ϕ_{th}). Le volume de l'ouvrage (V_o) est de 75000 m³.

	Ouvrage imperméable	Ouvrage drainant
Coupe		
δ_{max}	4,5 °C	≤ 1 °C
V_{TAZ}	$20 \cdot V_o$	$14 \cdot V_o$
d_{TAZ}	75 m	70 m
P_{th}	35 kW	
ϕ_{th}	$1,1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$	

Un bilan de transfert thermique a été réalisé à l'interface ouvrage-nappe afin de quantifier le gain d'énergie thermique de l'aquifère. Dans les conditions de simulation, la densité

1. La zone d'influence thermique a été définie par le volume où le réchauffement est supérieur ou égal à 0,5 °C

surfactive de flux thermique net² s'établit en moyenne annuelle à $1,1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$. La densité surfactive de flux thermique brut atteint $8 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ en été³.

La modélisation du scénario 3 a permis de mettre en évidence les impacts thermiques cumulés dans le secteur de la Part-Dieu à Lyon. Ces impacts sont représentés à la Figure 17. La zone impactée thermiquement, c'est à dire où le réchauffement causé par les ouvrages souterrains est supérieur à $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$, représente $1,63 \text{ km}^2$ soit 14 % du domaine d'intérêt (Fig. 17) ou encore dix fois la surface au sol occupée par les ouvrages souterrains. En termes de foncier où l'aquifère est thermiquement impacté, ce résultat est à mettre en relation avec les travaux de [Herbert et al. \(2013\)](#). En effet, ces travaux ont estimé que sur 3 % du foncier du centre ville de Londres, l'aquifère urbain était sous l'influence thermique des pompes à chaleur. La zone d'influence va être portée à 10 % dans les années à venir. Ces chiffres montrent la légitimité d'étudier et d'anticiper les impacts thermiques générés par les ouvrages souterrains.

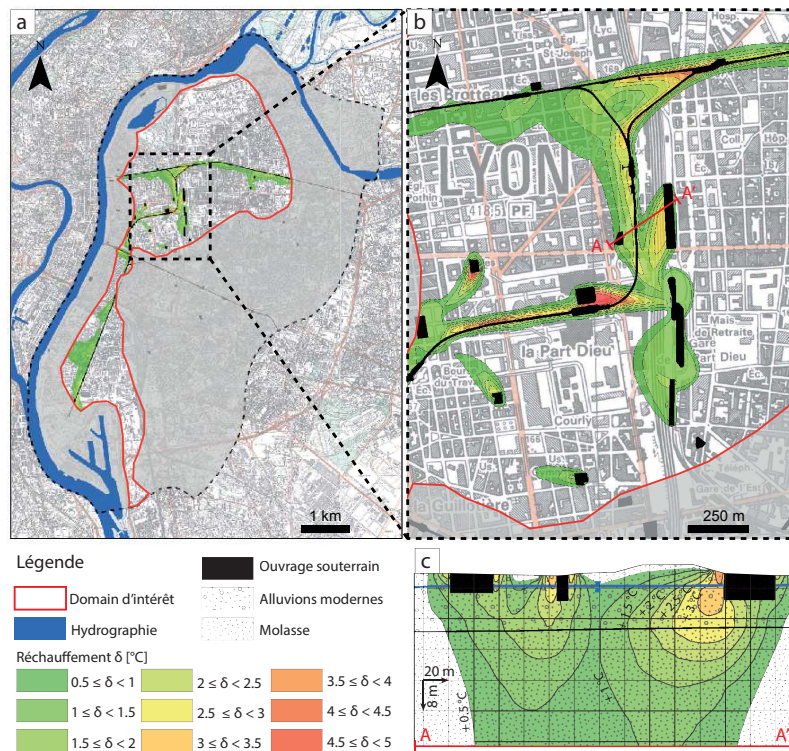


FIGURE 17 – (a) Vue en plan de l'impact thermique généré par les ouvrages souterrains à Lyon. (b) Vue en plan de l'impact cumulé dans le secteur de la Part-Dieu. (c) Vue en coupe autour de trois ouvrages souterrains.

2. On distingue la **densité surfactive de flux thermique brut** ; qui correspond à la densité surfactive de flux thermique entre l'ouvrage et l'aquifère ; et de la **densité surfactive de flux thermique net** à laquelle est retranchée le transfert thermique perdu à la surface de l'aquifère. En d'autres termes, densité surfactive de flux thermique net correspond au gain énergétique final acquis par l'aquifère rapporté à la surface de l'interface entre l'ouvrage et l'aquifère.

3. Il est à noter que le transfert thermique entre l'intérieur et l'extérieur de l'ouvrage est sensiblement dépendant des caractéristiques physiques de la paroi. Dans le cadre de l'étude, l'interface entre l'ouvrage et l'aquifère est assimilé à une paroi de de béton de 1 m de large sans isolation.

Enfin, le bilan de transfert thermique réalisé sur le domaine d'intérêt (Fig. 17) a montré que les ouvrages souterrains tels que les lignes de métros, les parcs de stationnements souterrains et les sous-sols des bâtiments, étaient responsables d'un transfert thermique annuel de l'ordre de $4,5 \text{ GW} \cdot \text{h}$. À titre de comparaison, les flux thermiques anthropiques calculés pour les villes de Karlsruhe ($61,9 \text{ km}^2$) et Cologne ($81,3 \text{ km}^2$) ont été estimés à, respectivement, $583 \text{ GW} \cdot \text{h}$ et $277 \text{ GW} \cdot \text{h}$ par [Benz et al. \(2015\)](#). Ces travaux suggèrent que malgré l'influence locale importante mise en évidence, les ouvrages souterrains profonds de l'agglomération lyonnaise ont une contribution modeste au transfert thermique anthropique total vers la nappe.

Le bilan de transfert thermique réalisé montre que le réchauffement généré par les ouvrages souterrains représente une opportunité pour l'exploitation géothermique en chauffage. Par ailleurs, ce réchauffement est susceptible de dégrader la performance des pompes à chaleur qui fonctionnent en refroidissement. D'autre part, l'augmentation de la température de la nappe peut directement impacter la qualité du fait d'une modification de l'activité microbienne et des caractéristiques physico-chimiques de l'eau ([Madigan et al., 1997](#)). En effet, l'augmentation de température contribue à déplacer les équilibres thermodynamiques et peut ainsi favoriser la mobilisation d'éléments solubles.

Conclusion générale et perspectives

Enjeux et démarche

Les travaux présentés dans la Partie 3 présentent les impacts individuels et cumulés des infrastructures souterraines sur les écoulements (Chapitre 6), la qualité (Chapitre 7) et la température (Chapitre 8) de l'eau souterraine, dans le cadre de l'étude du cas de l'agglomération lyonnaise. D'une part, l'approche par modélisation déterministe a permis de mettre en évidence des conséquences de site induites par les ouvrages souterrains, telles que le morcellement des systèmes d'écoulement ou l'apparition d'îlots de chaleur dans certains quartiers. D'autre part, la compréhension générale des impacts des aménagements souterrains bâtis sur des contextes hydrogéologiques similaires à l'agglomération lyonnaise, c'est à dire les aquifères poreux et productifs, a pu être enrichie. Comme le montre l'étude de la littérature présentée dans la Partie 1, avec par exemple l'étude des cas de Paris, Barcelone, Hong Kong, Liège, Turin, ou encore Florence, il s'agit bien d'un contexte commun.

L'objectif de l'article présenté dans cette partie est de proposer des lignes directrices permettant le maintien du développement du sous-sol urbain tout en limitant les nuisances et risques qui peuvent être occasionnés sur la ressource en eau souterraine. Les lignes directrices proposées sont issues de la littérature scientifique traitant (1) de l'évaluation quantitative de la ressource en eau souterraine urbaine à un niveau opérationnel, en termes de quantité, de qualité et de température et (2) de la connaissance des impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine. Enfin, les perspectives de recherche seront discutées au regard du travail à accomplir afin d'améliorer la gestion de la ressource en eau souterraine urbaine dans un contexte de développement souterrain stratégique.

Article 5 - Urban underground development confronted by the challenges of groundwater resource : guidelines and research perspectives regarding the construction of new underground structures into urban aquifers

L'article présenté dans ce chapitre a été soumis dans Land Use Policy, le 30 Septembre 2016. Au 6 Février 2017, l'article est en cours de révision.

Urban underground development confronted by the challenges of groundwater resources: guidelines dedicated to the construction of underground structures in urban aquifers

Guillaume ATTARD^{1,2}; Yvan ROSSIER³; Thierry WINIARSKI¹; Laurent EISENLOHR^{2*}

1. Univ. Lyon, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA), UMR CNRS 5023, 3 Rue Maurice Audin, 69120, Vaulx-en-Velin, France

2. Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema), Environnement Territoires Climat, 46 rue Saint Théobald, F-38081 L'Isle d'Abeau, France

3. Univ. Grenoble Alpes, Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), Domaine universitaire, 1381 rue de la piscine, F-38 400 Saint Martin d'Hères, France

*Corresponding author: Laurent Eisenlohr

Email: laurent.eisenlohr@cerema.fr

Abstract

Urban subsurface provides space, groundwater, geothermal energy and geomaterials, and the importance underlying the management of this strategic space is well-known. In the context of vertical urban growth, groundwater management is a crucial issue. In particular, operational tools dedicated to urban planners are needed in urban areas prone to conflicts over use in order to aid the decision-making process. The aim of this paper is to propose guidelines dedicated to urban underground development in view to incorporating groundwater resource management. These guidelines are supported by analyses of the scientific literature dealing with: (1) the impacts caused by underground structures on urban groundwater, and (2) the quantitative overview of urban groundwater resources at the operational level in terms of quantity, quality and temperature. Finally, perspectives are discussed regarding the research work needed to ensure better management of urban groundwater resources confronted by underground development.

Keywords

Urban Groundwater; Underground structures; Resources management

1. Introduction

According to Un-Habitat (2008), half of the world's population now lives in cities and the phenomenon of urbanization is such that this proportion will reach 70% from now to 2050. Despite this anthropic pressure, the protection of natural spaces remains a major challenge in the effort to limit horizontal urban sprawl. The influence of these two constraints, i.e. anthropic pressure and property economics, leads mechanically to the vertical development of urban areas, particularly due to the potential for urban growth provided by the subsurface. In parallel, urban subsurface is now recognized as a space rich in resources: available water, available space, geomaterials and geothermal heat (Li et al. 2013a; Li et al. 2013b), all of which play a vital role in ensuring sustainable territorial development (Goel et al. 2012; Maire 2011; Admiraal and Cornaro, 2016) but for which regulations remain wanting (Maire 2011; Foster and Garduño 2013). This results in a lack of coordination and planning in the

exploitation of this space, illustrated by conflicts over use (Bobylev 2009; Li et al. 2016) detrimental to the different systems of the underground environment.

Forty percent of the water distributed in the water supply networks of Europe comes from urban aquifers (Eiswirth et al. 2004) and geothermal heat is now considered as a strategic urban resource (European Commission, 2009). Consequently, the resilience of groundwater resources has now become a major issue. In parallel, urban densification is leading to the construction of ever-deeper structures (Bobylev 2009): subways, building foundations, underground car parks, etc., that interact with this resource. The interaction between groundwater and these structures can generate risks and disturbances:

- Underground structures can impact groundwater flow (Vazquez-Sune et al. 2005; Attard et al. 2016a). The flow rates drained generate piezometric depressions giving rise to compactations (Yoo et al. 2012; Modoni et al. 2013). In addition, damage to buildings can be caused by a rise in groundwater levels, resulting in the flooding of lower levels, excessive hydrostatic stress exerted on buildings, and the corrosion of foundations (Lerner and Barrett 1996).
- Underground structures can impact groundwater quality due to the construction materials used (Chae et al. 2008) and to the dispersive mixing process occurring under these structures (Attard et al. 2016c).
- Underground structures can impact groundwater temperature (Ferguson and Woodbury, 2004; Hu et al. 2008; Epting et al. 2013, Attard et al. 2016d) and jeopardize the geothermal potential of urban aquifers (Epting et al. 2013).

Several authors have emphasized the interest of overhauling the management model applied to groundwater (Foster et al., 2013, Boreux et al., 2009, Foster and Garduño, 2013). The work resulting from the Deep City method (Li et al. 2013a; Li et al. 2013b) has led to the first three-dimensional view of underground planning. This planning is based on the integrated management of all underground resources including groundwater. In the continuation of the Deep City project, Doyle (2016) focused on mapping urban underground potentialities. The case study of San Antonio (Texas) was used to assess the relative suitability of geotypes¹ for the construction of space, the extraction of groundwater, geothermal exploitation, and the extraction of geomaterials. Pairwise comparisons were performed for each geotype according to the four resources and information on the built environment and on soil saturation was incorporated to assess the potential score of each individual resource potential; space, geomaterials, groundwater, geothermal resources. This process resulted in four relative potential maps. The combined map allowed identifying urban areas where potential conflicts and synergies can occur, where the interactions between resources must be planned and where the management of a particular resource is urgently required. Consequently, the procedure developed by Doyle (2016) can help urban planners to manage and prioritize the uses of a specific urban area.

However, it is obvious that urban planners can be faced by operational issues resulting from the need in a new underground structure (e.g., subway line, tunnel, underground network) for which compatibility with other

¹ Geotypes are used as geological families and are dedicated to non-specialists (Doyle, 2016). As explained by Doyle (2016), the classification method was developed as a strategy to express the principal properties of formations for the purposes of urban planning without linking genealogical or geographical information typical of existing classification methods (Parriaux and Turberg, 2007). They are not meant to replace geological maps or site-specific investigations, but rather to simplify the description of the geology and render it easier to work with for other disciplines.

potentialities is not easy to manage. The objectives for the sustainable management of surrounding resources can sometimes suddenly vanish and the construction of the new structure can become the dominant driving force in underground development for economic reasons. The fact is that project owners and stakeholders need quantitative information to avoid the disturbance of potentialities (e.g. groundwater and geothermal extraction) and limit the aggravation of risks (e.g. flood risk, settlement, spread of contamination). Sponsors and developers must take into account the interactions between groundwater and underground structures quantitatively in order to plan the vertical development of the city.

In recent years, understanding of the role played by underground structures in urban aquifers has improved. It is obvious that knowledge of these impacts must be taken into account in the field of urban underground management. Consequently, the aim of this paper is to present guidelines dedicated to urban underground development with the integration of groundwater resource management based on knowledge of the potential impacts. The first part of the paper deals with the impact of underground structures on groundwater resources. Since understanding the behavior of groundwater resources is a crucial step of urban groundwater resource management, the second part of the paper focuses on methodologies that provide a quantitative overview of groundwater resources in urban areas. Finally, perspectives are discussed regarding the research work needed to ensure better management of urban groundwater resources confronted by underground development.

2. Impacts of underground structures on urban groundwater

2.1. Underground structures *versus* groundwater flow

The impact of underground structures on urban groundwater flows has been reviewed recently (Attard et al. 2016a). This review showed that underground structures have two types of impact on underground flows. The most common design techniques consist in: (1) ballasting the underground structure in order to resist hydrostatic pressure; and (2) draining groundwater under the structure in order to remove hydrostatic pressure. Thus underground structures can (1) impede the natural flow of the groundwater, and (2) disturb the groundwater budget of the flow system (Fig. 1).

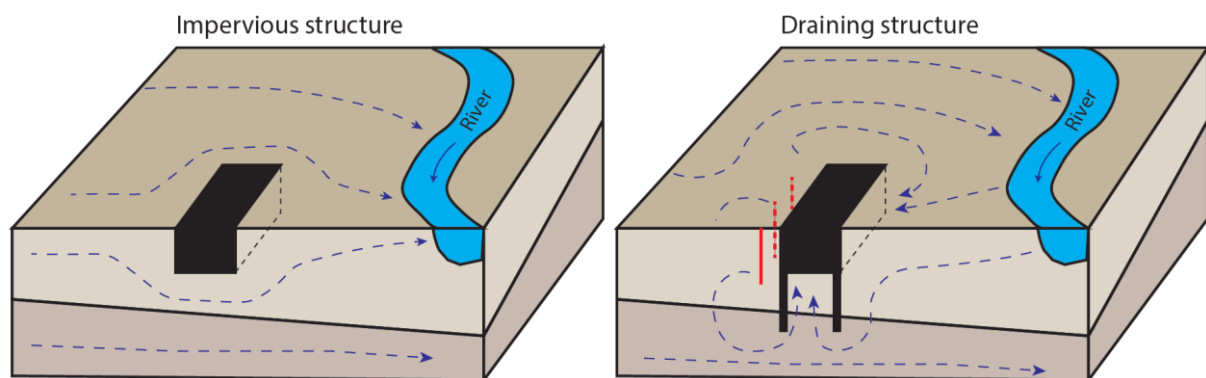


Figure 1 Impact of an impervious structure (left side) and draining structure (right side) on groundwater flow. The concrete of the underground structures is represented by black areas. The re-injection wells of the draining structure are represented by red lines. Groundwater flow is represented by blue dotted arrows.

In case of obstacles to the flow, the water level can rise upstream and decrease downstream of the underground structure. It is noteworthy that this phenomenon is imperceptible if the hydraulic gradient is small (i.e. close to 0.1

%) (Font-Capo et al. 2015), especially under unconfined conditions (Marinos and Kavvas 1997; Deveughèle et al. 2010; Attard et al. 2016b,c). However under confined conditions, it was shown that the rise in the groundwater table can reach several meters (Pujades et al. 2012). In this case, bypasses² can be used as a corrective measure to reduce the upstream rise (and the downstream drawdown) in the water table (Pujades et al. 2012).

In the case where flow rates are involved in removing hydrostatic pressure, a significant modification of the water table height can occur within approximately 100 m around the underground structure (Attard et al. 2016b). In addition, it was shown that underground structures involving draining and re-injection devices can have a fragmentation effect on urban flow systems due to the flow loop between re-injection wells and the seepage face (Fig. 1). For instance, draining structures can cause gradient inversion detrimental to the quantitative and qualitative control of groundwater resources.

2.2. Underground structures *versus* groundwater quality

Up to now, sewer networks, which are an obvious source of urban groundwater contamination because of leakages (Lerner, 2002; Vazquez-Suné et al. 2005; Rutsch et al., 2008; Schirmer et al. 2013), and the impact of other underground structures (e.g. subway lines, underground car parks) on urban groundwater quality have been more or less ignored. Indeed, the work of Chae et al. (2008) is alone in highlighting the role played by an underground structure on urban groundwater quality. They showed a significant deterioration of the urban groundwater of Seoul (Korea) caused by hydrochemical changes induced by underground tunnels. The organic matter present in the urban aquifer facilitated the reduction and dissolution of Mn and Fe in the construction materials and led to a significant increase of dissolved Mn concentrations in the city's groundwater. *The authors of this paper suggested that a detailed assessment of hydrogeological and geochemical conditions of urban areas should be addressed prior to starting the construction of a tunnel.*

More recently, the role played by underground structures as obstacles to flows or as draining structures in spreading urban contamination has been investigated (Attard et al. 2016c). In this study, groundwater mixing processes caused by underground structures were studied with a 3D deterministic modeling approach based on the reservoir theory generalized to hydrodispersive systems (Cornaton, 2004; Cornaton and Perrochet, 2006a,b). It was shown that a dispersive mixing process occurs below underground structures (Fig. 2). This phenomenon was shown to occur mostly under and downstream of the structure, favoring a groundwater mixing process between shallow (i.e. from 0 to 20 m depth) and deeper aquifers (i.e. from 20 to 150 m depth). The impact of two design techniques was tested: (1) an impervious structure and (2) a draining structure. The dispersive mixing process caused by the impervious structures was shown to occur locally around the structure. In the case of the draining structure, a large scale impact was observed. The mixing process could still be detected 1 km downstream of the draining structure. The consequence of this phenomenon is that the intrinsic vulnerability³ of urban aquifers is considerably increased around underground structures.

Consequently, two main guidelines should be highlighted. Since it was shown that the construction of underground structures increases the intrinsic vulnerability of groundwater, *the construction of new underground structures*

² Bypassing an obstacle to the flow consists in pumping the water upstream of the structure and re-injecting it downstream of the structure.

³ Intrinsic vulnerability of an aquifer is defined by Vrba and Zaporozec (1994) as the capacity with which a contaminant introduced at the ground surface can reach and diffuse in groundwater.

should be regulated in strategic aquifer systems dedicated to drinking water supply. Secondly, urban groundwater quality mapping can help urban planners in the regulation of new underground constructions in contaminated areas. To avoid urban contamination spreading by advective and dispersive mixing processes, *the construction of new underground structures should be regulated where groundwater is of poor quality*. The regulation can be supported by the rehabilitation of polluted areas or by the recommendation of a design technique with less impact.

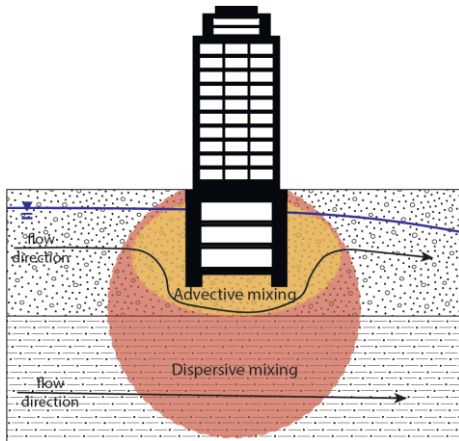


Figure 2 Advective and dispersive mixing in an urban aquifer occurring under a structure.

2.3. Underground structures versus groundwater temperature

Underground structures can significantly affect urban groundwater temperature (Ferguson and Woodbury, 2004; Hu et al. 2008; Epting et al. 2013, Attard et al. 2016d). In Attard et al. (2016d) the thermally affected zone (TAZ, i.e. increase in temperature of more than $+0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$) caused by underground structures and the heat energy lost by them were computed using a 3D deterministic modeling approach. A scenario was run considering an underground structure in which the indoor temperature ranged annually from $16\text{ }^{\circ}\text{C}$ to $27\text{ }^{\circ}\text{C}$ and assuming a background aquifer temperature of approximately $15\text{ }^{\circ}\text{C}$. It was shown that the impact can generate an increase in temperature of more than $4.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ and the mean gross heat flux lost by the underground structure was 2.7 W/m^2 (Fig. 3). In addition, the TAZ was computed and shown to be approximately 20 times larger than the volume of the underground structure. On the one hand, the TAZ generated by underground structures represents an opportunity for heat energy extraction, while on the other the TAZ caused by underground structures is a crucial issue for cooling systems installed close to underground structures.

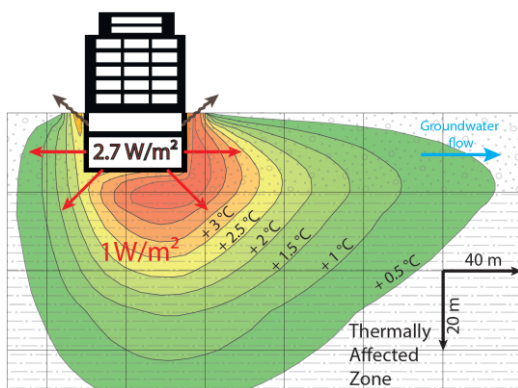


Figure 3 Impact of an underground structure on groundwater temperature (Modified from Attard et al. 2016d).

Consequently, *the TAZ should be anticipated when building new underground structures* to avoid disturbances to cooling systems. In addition, *the construction project should take into account the heating demand map* since the heat energy lost by underground structures represents an opportunity for heat energy extraction.

3. Quantitative overview of urban groundwater resources

3.1. Urban groundwater flow systems

The definition of the current state of the urban groundwater body is fundamental item of information in resource management since it allows determining and spatializing resource quantity and the effective range of the water table. As specified by Vazquez-Sune et al. (2005) and by Attard et al. (2016a), the urban groundwater regime can be greatly influenced by recharge heterogeneity (e.g. impervious surfaces and network leakages) and underground structures. In particular, when the current state of a groundwater body is assessed, attention must be drawn to underground structures involving a large amount of water such as draining structures. These underground structures, like drain and pumping wells, have a structuring effect on urban flow systems. These anthropogenic heterogeneities can be successfully integrated by a deterministic modeling approach in view to assessing the current state of an urban groundwater body (Attard et al. 2016b).

The definition of the potential state of the urban groundwater body is helpful when trying to understand what could happen to flow systems and water tables if anthropogenic factors, such as pumping wells and impervious structures, were removed from the urban aquifer. In particular, this information is crucial for assessing the flood risk since the shutdown of pumping wells can result in raising the water table by several meters (Attard et al. 2016b).

When considering the impact of underground structures on the water table and on flow systems, the quantitative overview of urban groundwater flows can help to identify favorable/unfavorable areas for the construction of new structures. First, having a representation of urban flow system rates makes it possible to prevent the impact of fragmentation caused by a draining structure. In fact, *the flow rate of draining structures must be lower than the flow rate of the urban flow system by several orders of magnitudes*. Secondly, the definition of the current and potential state of the groundwater body should be used to avoid disturbances caused by a change of the groundwater table. In particular, *areas where the groundwater table is near the surface of the site are unfavorable for draining structures involving a re-injection process*. Finally, *areas where the groundwater table is near the surface of the site and where the hydraulic gradient is greater than 0.5% are unfavorable for impervious structures acting as an obstacle to the flow*. For example, favorable/unfavorable areas regarding flood risks have been mapped at the scale of Lyon (Fig. 4). This map is based on an overview of the groundwater flow of Lyon (Attard et al. 2016b) and on the guidelines developed in section '2.1. Underground structures *versus* groundwater flows'.

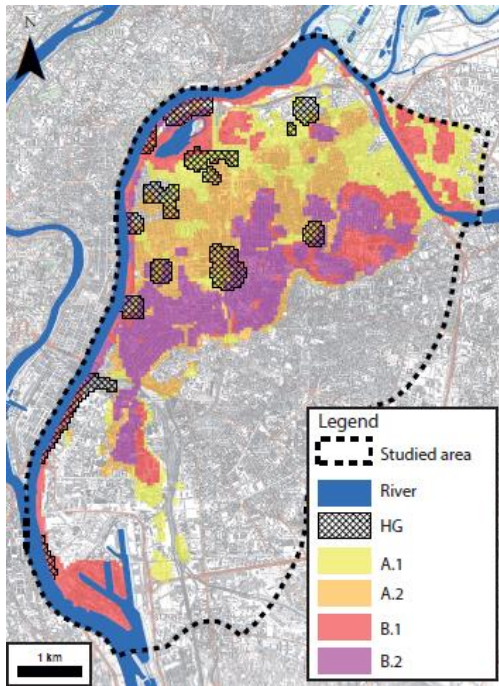


Figure 4 Favorable/unfavorable areas for the construction of new underground structures regarding flood risk. (HG) corresponds to unfavorable areas for the construction of impervious structures due to the hydraulic gradient. (A.1) represents areas where the water table of the potential groundwater body is near the land surface (less than 3.5 m deep). (B.1) represents areas where the water table of the present groundwater body is near the surface. (A.2) and (B.2) are variations of (A.1) and (B.2) and include areas where underground structures are already built, adding a buffer zone of 100 m around them.

3.2. Urban groundwater quality

In section ‘2.2. Underground structures versus groundwater quality’, underground structures were shown to have a direct and indirect impact on urban groundwater quality; a direct impact because construction materials and structures can be dissolved, and an indirect impact because underground structures favor the spread of dissolved urban contaminations. Consequently, a quantitative overview of urban groundwater quality can aid decision-making regarding the construction of a new underground structure.

Urban groundwater quality mapping can be carried out using geostatistical techniques. Nas and Berktaş (2010) focused on groundwater quality mapping in the urban area of Konya (Turkey). The area studied was 427.5 km². The mapping method used 177 groundwater samples. Water quality parameters such as pH, conductivity, hardness, and chloride, sulfate, and nitrate concentrations were analyzed. Ordinary kriging was used to obtain the spatial distribution of these parameters over the area. Then, the final normalized water quality map was produced by superposing these maps. According to the authors, the urban groundwater quality map should be taken into account by local authorities as a decision support system.

3.3. Urban groundwater temperature and geothermal potential

According to Epting and Huggenberger (2013), the urban thermal groundwater regime is influenced by: (1) urbanization and annual heating periods; (2) thermal groundwater use; (3) seasonal trends; (4) river-groundwater interaction. An increase in groundwater temperatures can affect quality due to a change in microbial activity and groundwater chemistry (Brock and Madigan, 1988). In addition, it can disturb the geothermal potential of the

aquifer. Thus, as mentioned for groundwater quantity and quality, groundwater temperature should be managed and *thermally stressed areas should be highlighted by a mapping process*.

Epting and Huggenberger (2013) showed the heat island effect in the groundwater of Basel (Switzerland) using a 3D deterministic modelling approach. The area studied was 8 km². The effective thermal state of the groundwater body was calibrated using 31 observation points and included the thermal behavior of anthropogenic factors such as groundwater heat pumps and underground structures. Since the spatial heterogeneity of anthropogenic heat fluxes in urban aquifers was demonstrated by Benz et al. (2015), the inclusion of anthropogenic factors in the assessment of the thermal regime of an urban groundwater body has become crucial.

Regarding the *assessment of the geothermal potential in urban areas*, several methodological frameworks have been developed recently (Garcia-Gil et al. 2015; Alcaraz et al. 2016; Schiel et al. 2016). The main characteristics of the frameworks are summarized in Table 1. Two main types of design are widely used to exchange heat (Florides and Kalogirou, 2007): (1) open-loop systems involving groundwater abstraction and re-injection, and (2) closed-loop systems. Garcia Gil et al. (2015) developed a methodology to assess the geothermal potential of an urban area considering both advection and conduction heat transport mechanisms. Regarding the use of closed-loop systems, Alcaraz et al. (2016) showed that the inclusion of dispersion effects is relevant for assessing geothermal potential with greater accuracy.

Table 1 Literature focusing on the quantitative assessment of geothermal potential in urban areas

Ref.	Case studied	Systems	Heat transport mechanisms	Data input	Constraints	Assessment of energy demand per parcel
Garcia et al. (2015)	Barcelona (Spain)	Groundwater heat pumps, Closed-loop systems	Advection and conduction	Geological thickness, piezometric map, groundwater temperature, thermal properties of rock	Piezometric head drop if the water is not reinjected, thermal impact on the aquifer	No
Alcaraz et al. (2016)	Barcelona (Spain)	Closed-loop systems	Conduction, advection and dispersion	Geological thickness, piezometric map, groundwater temperature, thermal properties of rock	Thermal impact on the aquifer	No
Schiel et al. (2016)	Ludwigsburg (Germany)	Groundwater heat pumps, Closed-loop systems	Empirical	Rock type, allowable drilling depth	-	Yes

Schiel et al. 2016 worked at the scale of Ludwigsburg (Germany) to determine the potential per parcel for heating and hot water. Initially, the heating and hot water energy demand per parcel was assessed. This calculation was based on the volume of the buildings linked to the associated demand value per settlement type⁴ into which the buildings fall according to the typology developed by Blesl et al. (2011). Secondly, the specific heat extraction potential per parcel was assessed. The calculation was based on rock type, layer thickness, and maximum allowable

⁴ The demand ranges from 25.5 kWh/m²a (loose open development) to 913 kWh/m²a (Commercial and service buildings).

drilling depth. Then, the percentage of the heating energy demand which could be satisfied by geothermal energy was computed and mapped. The added value of this work is the comparison between heat extraction potential and energy demand since geothermal energy cannot be relocated.

4. Conclusion and perspectives

In this paper, the main impacts of underground structures on urban groundwater flow, quality and temperature were highlighted. Regarding these impacts, several guidelines were provided regarding the construction of new underground structures in urban aquifers. These guidelines are summarized in Table 2.

Knowledge of the impacts that can be caused by underground structures should always be interpreted with regard to the effective properties of the urban groundwater body in terms of quantity, quality and temperature. As shown in section 3, it is crucial to carry out a quantitative overview of urban groundwater resources and it requires a large amount of data regarding the built surface/subsurface and the urban aquifer and its monitoring for quantity, quality and temperature. Since these data are required to obtain a full quantitative overview of an urban groundwater resource, it should be noted that the lack of such data severely prevents making recommendations and skews any attempt at providing decision support regarding urban underground development. In addition, modeling investigations were shown to be useful for obtaining a quantitative overview of an urban groundwater resource. It was shown that anthropogenic factors can locally impact groundwater in terms of quality, quantity and temperature, thus efficient urban aquifer data management is required to obtain site specific modeling results. Consequently, the implementation of a centralized data platform is urgently required in many cities worldwide. Regarding the built environment, these platforms should at least include the 3D locations and uses of underground structures and infrastructures (e.g. subway lines, cellars, sewer networks), and the characteristics of design techniques.

The anticipation of impacts caused by underground structures on urban groundwater resource requires capitalizing knowledge of impacts regarding flow quality and temperature. In particular, the impacts caused by underground structures on groundwater resources were illustrated in this paper by several modeling investigations performed in previous works. Nevertheless, further works will be needed to obtain better understanding of the interaction between underground structures and groundwater resources:

- (1) Knowledge of the interaction between underground structures and urban groundwater obtained through generic and site specific results. Considering the diversity of geotypes described by Parriaux and Turberg (2007), it is obvious that the influence of underground structures should be assessed by carrying out a comprehensive inventory of common hydrogeological urban contexts. Thus a sensitivity analysis should be performed to provide generic results relating to the impact caused by several design techniques on urban groundwater resource in different contexts.
- (2) The vulnerability of urban groundwater was shown to be increased by underground structures due to the dispersive effect of the latter (Attard et al. 2016c). This phenomenon was demonstrated by steady state simulations. Further work will have to focus on the transient aspect regarding the inertia of the phenomenon and the role played by the transient regime of groundwater.

(3) In a context of climate change and population growth, the cooling energy demand of buildings will become the dominant energy component (Santamouris, 2016). In parallel, the increase of urban groundwater temperature caused by underground structures has been highlighted in several papers (Ferguson and Woodbury, 2004; Hu et al. 2008; Epting and Huggenberger, 2013, Attard et al. 2016d). The implications, in terms of geothermal cooling and heating have also been dealt in the literature (Ferguson and Woodbury, 2004; Epting and Huggenberger, 2013, Menberg et al. 2013, Benz et al. 2015). Consequently, further work will have to focus on the interaction between underground structures and groundwater heat pumps and closed-loop systems. In addition, anthropogenic factors contributing to the heat island effect should be taken into account in the quantitative assessment of geothermal potential in urban areas.

Table 2 Main guidelines dedicated to the construction of new underground structures and intended to limit risks and disturbances.

Impacts	Risks	Guidelines
Fragmentation of urban flow system	- Modification of the aquifer regime and loss of quantitative control of urban groundwater.	Rate budget of underground structures involving draining operation or a draining and re-injection operation should be lowered by several orders of magnitude to the characteristic rate budget of the flow system of the urban area.
Barrier effect	<i>See risks generated by a fluctuation of groundwater table</i>	Urban areas where the hydraulic gradients are higher than 0.5 % should be considered as less favorable for the construction of impervious structures.
Contaminant input	- Health risk - Ecological risk	Urban areas with high organic matter concentrations should be avoided when building a new underground structure.
Dispersive mixing process, migration of dissolved contamination	<i>See risks generated by a contaminant input</i>	Construction of a new underground structure should be supplemented by remedial measures in urban areas where a previous contamination is known. Considering the increase of intrinsic vulnerability, the construction of underground structures should be avoided in urban areas with serious groundwater quality problems. Regarding design techniques, draining structures favor the dispersive mixing process over a larger area than impervious structures.
Temperature increase	- Alteration of geothermic potential <i>due to geochemical consequences; see also risks generated by a contaminant input</i>	A thermally affected zone caused by underground structures should be taken into account and thermal insulation should be recommended for the construction of new structures in case of conflict with cooling systems.

Acknowledgements

The authors thank the French Ministry of Ecology, Sustainable Development and Energy for its financial support.

References

Admiraal, H., & Cornaro, A. (2016). Why underground space should be included in urban planning policy—And how this will enhance an urban underground future. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55, 214-220.

- Alcaraz, M., García-Gil, A., Vázquez-Suñé, E., & Velasco, V. (2016). Advection and dispersion heat transport mechanisms in the quantification of shallow geothermal resources and associated environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 543, 536-546.
- Attard, G., Winiarski, T., Rossier, Y., & Eisenlohr, L. (2016a). Review: Impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeology Journal*, 24(1), 5-19.
- Attard, G., Rossier, Y., Winiarski, T., Cuvillier, L., & Eisenlohr, L. (2016b). Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow: example of Lyon, France. *Hydrogeology Journal*, (24)5, 1213-1229.
- Attard, G., Rossier, Y., & Eisenlohr, L. (2016c). Urban groundwater age modeling under unconfined condition—Impact of underground structures on groundwater age: Evidence of a piston effect. *Journal of Hydrology*, 535, 652-661.
- Attard, G., Rossier, Y., Winiarski, T., & Eisenlohr, L. (2016d). Deterministic modeling of the impact of underground structures on urban groundwater temperature. *Science of the Total Environment*, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.229
- Benz, S. A., Bayer, P., Menberg, K., Jung, S., & Blum, P. (2015). Spatial resolution of anthropogenic heat fluxes into urban aquifers. *Science of The Total Environment*, 524, 427-439.
- Blesl, M., Fahl, U., Voss A. (2011) Strategien und thechnologien einer pluralistischen fern- und nahwrmeversorgung in einem liberalisierten energiemarkt unter besonderer bercksichtigung der kraft-wrme- kopplung und regenerativer energien (pluralistische wrmeversorgung)
- Bobylev, N. (2009). Mainstreaming sustainable development into a city's Master plan: A case of Urban Underground Space use. *Land Use Policy*, 26(4), 1128-1137.
- Boreux V, Born J, Lawes MJ (2009) Sharing Ecological Knowledge: Opportunities and Barriers to Uptake. *Biotropica*, 41, 532-534.
- Chae, G. T., Yun, S. T., Choi, B. Y., Yu, S. Y., Jo, H. Y., Mayer, B., ... & Lee, J. Y. (2008). Hydrochemistry of urban groundwater, Seoul, Korea: The impact of subway tunnels on groundwater quality. *Journal of contaminant hydrology*, 101(1), 42-52.
- Cornaton, F. (2004). Deterministic models of groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems. Ph.D. thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Cornaton, F., & Perrochet, P. (2006a). Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective–dispersive systems: 1. Generalized reservoir theory. *Advances in Water Resources*, 29(9), 1267-1291.
- Cornaton, F., & Perrochet, P. (2006b). Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective–dispersive systems; 2. Reservoir theory for sub-drainage basins. *Advances in water resources*, 29(9), 1292-1305.

- Deveughèle M, Zokimila P, Cojean R (2010) Impact of an impervious shallow gallery on groundwater flow. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 69, 143-152.
- Doyle, M. R. (2016). From hydro/geology to the streetscape: Evaluating urban underground resource potential. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55, 83-95.
- Eiswirth, M., Wolf, L., & Hötzl, H. (2004). Balancing the contaminant input into urban water resources. *Environmental Geology*, 46(2), 246-256.
- Epting, J., Händel, F., & Huggenberger, P. (2013). Thermal management of an unconsolidated shallow urban groundwater body. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(5), 1851-1869.
- Epting, J., & Huggenberger, P. (2013). Unraveling the heat island effect observed in urban groundwater bodies—Definition of a potential natural state. *Journal of hydrology*, 501, 193-204.
- European Commission (2009). Decision no 406/2009/ec of the european parliament and of the council of 23 april 2009 on the effort of member states to reduce their greenhouse gas emissions to meet the communitys greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0136:0148:EN:PDF>. [Accessed 27-January-2016].
- Ferguson, G., & Woodbury, A. D. (2004). Subsurface heat flow in an urban environment. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 109(B2).
- Florides, G., & Kalogirou, S. (2007). Ground heat exchangers—A review of systems, models and applications. *Renewable energy*, 32(15), 2461-2478.
- Font-Capo, J., Pujades, E., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Velasco, V., & Montfort, D. (2015). Assessment of the barrier effect caused by underground constructions on porous aquifers with low hydraulic gradient: A case study of the metro construction in Barcelona, Spain. *Engineering Geology*, 196, 238-250.
- Foster S, Chilton J, Nijsten G-J, Richts A (2013) Groundwater - a global focus on the 'local resource'. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 685-695.
- Foster S, Garduno H (2013) Groundwater-resource governance: Are governments and stakeholders responding to the challenge? *Hydrogeology Journal*, 21, 317-320.
- García-Gil, A., Vázquez-Suñe, E., Alcaraz, M. M., Juan, A. S., Sánchez-Navarro, J. Á., Montlleó, M., ... & Lao, J. (2015). GIS-supported mapping of low-temperature geothermal potential taking groundwater flow into account. *Renewable Energy*, 77, 268-278.
- Goel RK, Singh B, Zhao J (2012) Chapter 1 - Introduction. In: Goel RK, Singh B, Zhao J (eds.) *Underground Infrastructures*. Boston: Butterworth-Heinemann.
- Hu, Z. H., Li, X. Z., Zhao, X. B., Lin, X. I. A. O., & Wei, W. U. (2008). Numerical analysis of factors affecting the range of heat transfer in earth surrounding three subways. *Journal of China University of Mining and Technology*, 18(1), 67-71.

- Lerner DN, Barrett MH (1996) Urban Groundwater Issues In The United Kingdom. *Hydrogeology Journal*, 4, 80-89.
- Lerner, D. N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology journal*, 10(1), 143-152.
- Li H-Q, Parriaux A, Thalmann P, Li X-Z (2013a) An integrated planning concept for the emerging underground urbanism: Deep City Method Part 1 concept, process and application. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 38, 559-568.
- Li H-Q, Parriaux A, Thalmann P, Li X-Z (2013b) An integrated planning concept for the emerging underground urbanism: Deep City Method Part 2 case study for resource supply and project valuation. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 38, 569-580.
- Li, X., Li, C., Parriaux, A., Wu, W., Li, H., Sun, L., & Liu, C. (2016). Multiple resources and their sustainable development in Urban Underground Space. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55, 59-66.
- Maire P (2011) Etude multidisciplinaire d'un développement durable du sous-sol urbain. Aspects socio-économiques, juridiques et de politique urbaine (Multidisciplinary study of sustainable development of the urban underground. Socio-economic, legal and urban policy). PhD thesis, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Marinos P, Kavvas M (1997) Rise of the groundwater table when flow is obstructed by shallow tunnels. *Groundwater in the urban area: problems processes and management*. 27th Cong. Int. Assoc. Hydrogeologists (IAH), 21-27.
- Menberg K, Bayer P, Zosseder K, Rumohr S, Blum P (2013a) Subsurface urban heat islands in German cities. *Science of the total environment*, 442, 123–133. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.10.043
- Menberg, K., Blum, P., Schaffitel, A., & Bayer, P. (2013). Long-term evolution of anthropogenic heat fluxes into a subsurface urban heat island. *Environmental science & technology*, 47(17), 9747-9755.
- Modoni G, Darini G, Spacagna RL, Saroli M, Russo G, Croce P (2013) Spatial analysis of land subsidence induced by groundwater withdrawal. *Engineering Geology*, 167, 59–71. doi:10.1016/j.enggeo.2013.10.014
- Nas, B., & Berktaş, A. (2010). Groundwater quality mapping in urban groundwater using GIS. *Environmental monitoring and assessment*, 160(1-4), 215-227.
- Parriaux, A., Turberg, P. (2007) Les géotypes pour une représentation géologique du territoire, *Tracés*, 133 (15–16) (2007), pp. 11–17 <http://dx.doi.org/10.5169/seals-99593>
- Pujades, E., López, A., Carrera, J., Vázquez-Suñé, E., & Jurado, A. (2012). Barrier effect of underground structures on aquifers. *Engineering geology*, 145, 41-49.
- Rutsch M, Rieckermann J, Cullmann J, Ellis JB, Vollertsen J, Krebs P (2008) Towards a better understanding of sewer exfiltration. *Water Research*, 42, 2385-2394.
- Santamouris, M. (2016). Cooling the buildings—past, present and future. *Energy and Buildings*, 128, 617-638.

- Schiel, K., Baume, O., Caruso, G., & Leopold, U. (2016). GIS-based modelling of shallow geothermal energy potential for CO₂ emission mitigation in urban areas. *Renewable Energy*, 86, 1023-1036.
- Schirmer M, Leschik S, Musolff A (2013) Current research in urban hydrogeology – A review. *Advances in Water Resources*, 51, 280-291.
- Taniguchi M, Shimada J, Fukuda Y, Yamano M, Onodera S, Kaneko S, Yoshikoshi A (2009) Anthropogenic effects on the subsurface thermal and groundwater environments in Osaka, Japan and Bangkok, Thailand. *Science of the total environment*, 407, 3153–3164. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.064
- Un-Habitat (2008) *State of the World's Cities 2008/9: Harmonious Cities*, Earthscan.
- Vrba, J., & Zaporozec, A. (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. Heise.
- Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., & Carrera, J. (2005). Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. *Hydrogeology Journal*, 13(3), 522-533.
- Yoo C, Lee Y, Kim S-H, Kim H-T (2012) Tunnelling-induced ground settlements in a groundwater drawdown environment – A case history. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 29, 69-77.
- Zhu K, Blum P, Ferguson G, Balke KD, Bayer P (2010). The geothermal potential of urban heat islands. *Environmental Research Letters*, 5(4), 044002.

Synthèse

Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont permis d'améliorer la compréhension des impacts des aménagements sur (1) les écoulements (2) la qualité et (3) la température de l'eau souterraine urbaine (Fig. 18).

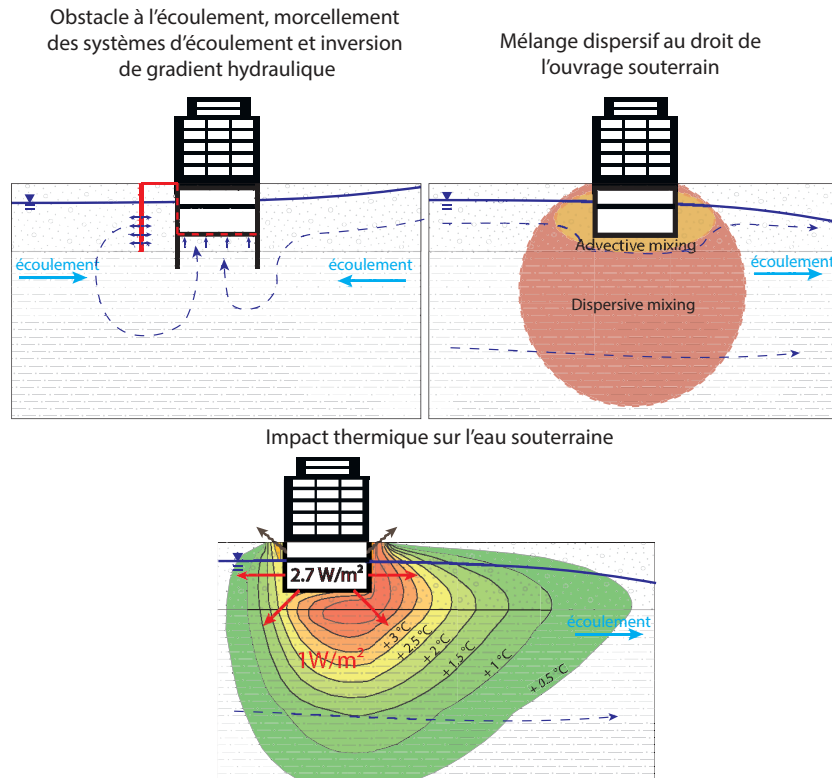


FIGURE 18 – Synthèse des impacts des aménagements souterrains sur l'eau souterraine urbaine.

L'influence de plusieurs types d'infrastructures souterraines sur les écoulements a été évaluée : des infrastructures drainantes susceptibles de perturber le bilan de masse des systèmes d'écoulement et des infrastructures imperméables susceptibles de faire obstacle à l'écoulement. Il a été démontré que les ouvrages faisant intervenir des systèmes de drainage sont responsables d'une fragmentation des systèmes d'écoulements urbains et donc susceptible de modifier le régime d'alimentation de l'aquifère, notamment par le biais d'une inversion de gradient. Également, l'étude des impacts cumulés des prélèvements d'eau souterraine a mis en évidence un rabattement de plusieurs mètres dans les secteurs les plus impactés. Enfin, dans des conditions de faible gradient hydraulique, les ouvrages imperméables ont un impact marginal sur l'élévation de la surface libre de la nappe. En résumé les recommandations portant sur la construction de nouveaux ouvrages vis-à-vis des écoulements sont développées ci-dessous et répertoriées dans le Tableau 5.

R1 - Afin d'éviter le morcellement des systèmes d'écoulement, et d'altérer leur distribution dans l'espace, le débit caractéristique des structures faisant intervenir un système de pompage et de ré-injection devrait être inférieur, de plusieurs ordres de grandeur, au débit caractéristique du système d'écoulement dans lequel il s'inscrit.

R2 - Afin d'éviter un effet de barrière hydraulique indésirable, il faut considérer les secteurs où le gradient hydraulique est supérieur à 0,5 % et où la nappe est affleurante comme défavorables à la construction d'ouvrages imperméables.

La généralisation de la théorie des réservoirs aux systèmes hydrodispersifs a été exploitée afin d'évaluer l'influence des infrastructures souterraines sur l'âge moyen de l'eau souterraine urbaine. Les simulations, tenant compte de la partie advective et dispersive de l'écoulement, ont mis en évidence un effet piston dispersif au droit des infrastructures souterraines. Cet effet piston favorise la mise en communication d'eau superficielle et d'eau plus profonde accroissant directement la vulnérabilité des réservoirs profonds. Il a été démontré que les ouvrages équipés de systèmes de pompage et de ré-injection impactaient la vulnérabilité de l'eau souterraine sur une zone beaucoup plus vaste que les ouvrages imperméables. En résumé les recommandations portant sur la construction de nouveaux ouvrages vis-à-vis du mélange dispersif qu'ils génèrent sont les suivantes :

R3 - Considérant l'accroissement de vulnérabilité causé par les ouvrages souterrains, la construction de nouveaux ouvrages devrait être limitée dans les secteurs où la qualité de l'eau souterraine représente un enjeu pour le territoire.

R4 - La construction d'un nouvel ouvrage souterrain devrait s'accompagner de mesures de remédiations dans les zones urbaines où des contaminations historiques sont connues. Par exemple du fait du passé industriel de certains secteurs.

R5 - Les techniques de construction consistant à drainer et ré-injecter l'eau d'exhaure doivent être considérées comme plus impactantes que les techniques favorisant le lestage ou l'ancrage mécanique de la structure dans le sol. Compte tenu de leur zone d'influence, de l'ordre de plusieurs centaines de mètres à l'amont et à l'aval, ces techniques de construction ne devraient pas être préconisées dans les secteurs où la qualité de l'eau souterraine représente un enjeu pour le territoire.

Les impacts individuels et cumulés des infrastructures souterraines sur la température des nappes ont été évalués. La densité de flux thermique surfacique ouvrage-aquifère ainsi que la zone d'influence thermique des ouvrages ont pu être calculées de manière déterministe. Il a été démontré que les infrastructures souterraines pouvaient, du fait de leur zone d'influence

thermique, affecter le potentiel géothermique des nappes urbaines. Ces zones d'influence thermique devraient être intégrées dans la réflexion de l'exploitation géothermique des nappes urbaines afin de limiter les conflits d'usage avec les installations de refroidissement, et d'exploiter en chauffage le gain de chaleur transmis à l'aquifère. En résumé les recommandations portant sur la construction de nouveaux ouvrages vis-à-vis de la température de l'eau souterraine sont les suivantes :

R6 - Afin d'éviter de nuire aux performances des pompes à chaleur fonctionnant en refroidissement, la zone d'influence thermique des nouveaux ouvrages souterrains devrait être quantifiée en tenant compte des impacts cumulés. Dans les secteurs où l'exploitation géothermique pour le refroidissement est un enjeu de territoire, des techniques d'isolation thermique des ouvrages souterrains devraient être préconisées.

R7 - Afin de tirer profit de la chaleur émanant des ouvrages souterrains, les projets de construction d'ouvrages souterrains devraient être confrontés à une cartographie de la demande en chauffage urbain. Dans les secteurs où l'exploitation géothermique pour le chauffage est un enjeu de territoire, des techniques de récupération de chaleur devraient être préconisées.

Tableau 5 – Recommandations dédiées à la construction de nouveaux ouvrages souterrains et destinées à limiter l'aggravation des risques et des nuisances.

Impacts	Risques	Recommandations
Modification de la forme des systèmes d'écoulement	Modification du régime de l'aquifère et perte de la maîtrise quantitative de la ressource	Afin d'éviter le morcellement des systèmes d'écoulement, et d'altérer leur distribution dans l'espace, le débit caractéristique des structures faisant intervenir un système de pompage et de ré-injection devrait être inférieur, de plusieurs ordres de grandeurs, au débit caractéristique du système d'écoulement dans lequel il s'inscrit.
Effet de barrière hydraulique	Risque d'inondation par remontée de nappe	Afin d'éviter un effet de barrière hydraulique indésirable, il faut considérer les secteurs où le gradient hydraulique est supérieur à 0,5 % et où la nappe est affleurante comme défavorables à la construction d'ouvrages imperméables.
Effet de mélange dispersif, migration d'une contamination dissoute	Risque sanitaire et écologique	<p>Considérant l'accroissement de vulnérabilité causé par les ouvrages souterrains, la construction de nouveaux ouvrages devrait être réglementée dans les secteurs où la qualité de l'eau souterraine représente un enjeu pour le territoire.</p> <p>La construction d'un nouvel ouvrage souterrain devrait s'accompagner de mesures de remédiations dans les zones urbaines où des contaminations historiques sont connues. Par exemple du fait du passé industriel de certains secteurs.</p> <p>Les techniques de construction consistant à drainer et ré-injecter l'eau d'exhaure doivent être considérées comme plus impactantes que les techniques favorisant le lestage ou l'ancrage mécanique de la structure dans le sol. Compte tenu de leur zone d'influence, de l'ordre de plusieurs centaines de mètres à l'amont et à l'aval, ces techniques de construction ne devraient pas être préconisées dans les secteurs où la qualité de l'eau souterraine représente un enjeu pour le territoire.</p>
Réchauffement de l'eau souterraine	Alteration du potentiel géothermique et risque inhérent aux conséquences géochimiques d'un réchauffement de l'eau souterraine	<p>Afin d'éviter de nuire aux performances des pompes à chaleur fonctionnant en refroidissement, la zone d'influence thermique des nouveaux ouvrages souterrains devrait être quantifiée en tenant compte des impacts cumulés. Dans les secteurs où l'exploitation géothermique pour le refroidissement est un enjeu de territoire, des techniques d'isolation thermique des ouvrages souterrains devraient être préconisées.</p> <p>Afin de tirer profit de la chaleur émanant des ouvrages souterrains, les projets de construction d'ouvrages souterrains devraient être confrontés à une cartographie de la demande en chauffage urbain. Dans les secteurs où l'exploitation géothermique pour le chauffage est un enjeu de territoire, des techniques de récupération de chaleur devraient être préconisées.</p>

La compréhension des impacts des aménagements souterrains sur l'eau souterraine urbaine nécessite d'être mise en relation avec la connaissance de l'aquifère urbain afin de prévenir les risques et nuisances inhérents à la construction de nouveaux ouvrages : risque d'inondation par remontée de nappe, risque d'altération qualitative de la ressource, menace et opportunité vis-à-vis du potentiel géothermique d'un aquifère urbain. En particulier, la réalisation d'un état des lieux des écoulements, de la qualité et de la température de l'eau souterraine urbaine apparaît comme une étape cruciale pour le management de l'espace souterrain urbain. Les principales étapes de cet état des lieux peuvent être résumées ainsi :

La définition de l'état des lieux des écoulements d'eau souterraine urbaine.

Cette étape consiste à évaluer quantitativement la structure des systèmes d'écoulement ainsi qu'un état de référence de la position de la surface libre de la nappe. Cette information est fondamentale dans la mesure où elle permet de spatialiser la ressource disponible et d'identifier les secteurs où la nappe est affleurante. Il a été démontré que les ouvrages souterrains faisant intervenir des systèmes de pompage et/ou ré-injection ont un rôle structurant sur les systèmes d'écoulements. Ces ouvrages doivent donc être pris en compte lors de la définition de l'état des lieux des systèmes d'écoulement urbains.

La définition de l'état potentiel des écoulements d'eau souterraine urbaine.

Cette étape permet d'évaluer l'état naturel de l'écoulement de la nappe urbaine. En d'autres termes, il s'agit de l'écoulement de la nappe qui aurait lieu si les éléments anthropiques tels que les puits de pompage, les ouvrages imperméables et drainants étaient retirés de l'aquifère. Cette information devrait être intégrée dans l'évaluation du risque d'inondation par remontée de nappe dans la mesure où le rabattement induit par les prélèvements peut être de l'ordre de plusieurs mètres.

La définition d'un état des lieux de la qualité de l'eau souterraine urbaine.

L'information relative à la qualité de l'eau souterraine urbaine permet d'identifier les secteurs où l'effet de mélange dispersif généré par les ouvrages souterrains est réellement susceptible d'aggraver le risque d'altération de l'eau souterraine urbaine. C'est par exemple le cas lorsque deux masses d'eaux de qualité inégale sont superposées.

La définition d'un état des lieux de la température de l'eau souterraine urbaine.

L'information relative à la température de l'eau souterraine urbaine permet d'identifier les secteurs où le réchauffement généré par les ouvrages souterrains est susceptible d'altérer le potentiel géothermique de la nappe urbaine, notamment pour un usage de refroidissement. Également, le développement des îlots de chaleur dans les aquifères doit être surveillé, et maîtrisé afin de limiter les risques inhérents à un réchauffement trop important de l'eau souterraine.

Perspectives

Des travaux complémentaires devront être menés pour améliorer la compréhension du rôle joué par les ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine. Notamment plusieurs perspectives, portant sur le travail à accomplir afin d'améliorer la gestion de la ressource en eau souterraine urbaine, ont été dégagées de ce travail de thèse :

La définition d'un état des lieux de l'eau souterraine urbaine requiert une capitalisation d'une grande quantité de données relatives au milieu construit, telles que la position et les caractéristiques des ouvrages, et au milieu naturel, telles que les caractéristiques hydrodynamiques des sols, la position de la surface libre, la qualité et la température de l'eau. En particulier, il a été démontré que la modélisation déterministe était (1) indispensable pour quantifier l'interaction entre ouvrages et eau souterraine et (2) permettait d'identifier des secteurs plus ou moins favorables à l'implantation de nouveaux ouvrages. Néanmoins, l'opérationnalité des résultats tirés de la modélisation repose entièrement sur la qualité des données obtenues du système réel. Ces données constituent le matériau de base pour la gestion des ressources du sous-sol et le manque de données freine donc considérablement l'aide à la décision pour l'aménagement du sous-sol urbain. En conséquence, les villes disposant d'un fort potentiel de développement souterrain ont un intérêt urgent à se doter d'une plateforme publique de centralisation des données du sous-sol et du patrimoine souterrain urbain. Considérant l'influence que peuvent avoir les ouvrages souterrains sur l'eau souterraine, les caractéristiques techniques des ouvrages du sous-sol urbain, telles que les tracés en trois dimensions et les débits d'exhaure, devraient y être intégrées.

Les impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine, présentés dans ce manuscrit, sont appuyés par des modèles dont les caractéristiques physiques et hydrodynamiques sont inspirées du contexte hydrogéologique lyonnais. En effet, la ville de Lyon est bâtie sur une plaine alluviale et les ouvrages souterrains sont construits sur des formations fluviatiles. Or la variété des géotypes décrits par [Parriaux et Turberg \(2007\)](#) ou des contextes hydrogéologiques décrits par [Duscher et al. \(2015\)](#) montre l'intérêt de généraliser la connaissance des impacts des ouvrages souterrains. En effet, des études de sensibilité devraient être menées afin de dégager des résultats génériques sur l'impact des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine dans différents contextes. Afin que les impacts des techniques de construction variées puissent être comparés dans différents contextes, un cadre méthodologique doit être défini. Des scénarios de modélisation normalisés, de la forme de ceux présentés dans les Chapitres 7 et 8 peuvent être mis en œuvre pour tester l'influence de chaque couple (*Technique de construction, Contexte hydrogéologique*) sur les écoulements, la qualité et la température de l'eau souterraine.

Il a été démontré dans ce manuscrit que les ouvrages souterrains étaient responsables d'un effet de mélange dispersif qui se produit au droit de la construction. Ceci contribue à accroître la vulnérabilité de l'eau souterraine. Ce phénomène a été mis en évidence par

le biais d'une simulation de l'écoulement advectif et dispersif en régime permanent. Des travaux complémentaires devront être conduits afin de déterminer l'inertie et l'amplitude de ce phénomène en régime transitoire. En effet, ces informations sont cruciales pour comprendre à quelle vitesse se produit la mise en vulnérabilité de l'eau souterraine profonde.

Enfin, dans un contexte de changement climatique et d'augmentation de la population, la demande énergétique liée au refroidissement des bâtiments constituera une part prépondérante de la consommation d'énergie (Santamouris, 2016). Par ailleurs les phénomènes d'îlots de chaleur ainsi que leurs implications en termes d'exploitation géothermique des aquifères urbains sont documentés par plusieurs travaux (Ferguson et Woodbury, 2004; Epting *et al.*, 2013; Menberg *et al.*, 2013b). Considérant l'influence locale des ouvrages souterrains sur la température des aquifères urbains, les éléments anthropiques qui contribuent à la formation d'îlots de chaleur souterrains devraient être intégrés aux méthodes d'évaluation du potentiel géothermique des aquifères urbains. Par ailleurs, des travaux complémentaires devront s'intéresser à l'interaction entre les ouvrages souterrains et les pompes à chaleur qui peuvent être installées à proximité.

Bibliographie

- ADMIRAAL, H. et CORNARO, A. (2016). Why underground space should be included in urban planning policy—and how this will enhance an urban underground future. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55:214–220.
- AERMC (2009). L'eau dans le bassin rhône méditerranée corse. http://sierm.eaurmc.fr/telechargement/donnees/CAT_prelevement_2011.zip. [Accessed 2-January-2015].
- ALCARAZ, M., GARCÍA-GIL, A., VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. et VELASCO, V. (2016). Advection and dispersion heat transport mechanisms in the quantification of shallow geothermal resources and associated environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 543:536–546.
- ALLEN, A., MILENIC, D. et SIKORA, P. (2003). Shallow gravel aquifers and the urban 'heat island' effect : a source of low enthalpy geothermal energy. *Geothermics*, 32(4):569–578.
- AMPOFO, F., MAIDMENT, G. et MISSENDEN, J. (2004). Underground railway environment in the UK Part 2 : Investigation of heat load. *Applied Thermal Engineering*, 24(5):633–645.
- ATTARD, G., ROSSIER, Y. et EISENLOHR, L. (2016a). Urban groundwater age modeling under unconfined condition - impact of underground structures on groundwater age : Evidence of a piston effect. *Journal of hydrology*, 535:652–661.
- ATTARD, G., ROSSIER, Y., WINIARSKI, T., CUVILLIER, L. et EISENLOHR, L. (2016b). Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow. *Hydrogeology Journal*, 24(5):1213–1229.
- ATTARD, G., WINIARSKI, T., ROSSIER, Y. et EISENLOHR, L. (2015). Urban underground space management : an approach by indicators for groundwater protection. *In Engineering Geology for Society and Territory-Volume 3*, pages 405–408. Springer.
- ATTARD, G., WINIARSKI, T., ROSSIER, Y. et EISENLOHR, L. (2016c). Review : Impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeology Journal*, 24(1):5–19.
- BARAT, A. et GOUISSET, Y. (1988). *Étude hydrogéologique de la molasse Miocène. Bresse-Dombes-bas-Dauphiné - Synthèse finale*. BRGM 88 SGN 995 RHA.
- BARRETT, M. H., HISCOCK, K. M., PEDLEY, S., LERNER, D. N., TELLAM, J. H. et FRENCH, M. J. (1999). Marker species for identifying urban groundwater recharge sources : a review and case study in nottingham, UK. *Water Research*, 33(14):3083–3097.
- BARTEL, S. et JANSSEN, G. (2016). Underground spatial planning—perspectives and current research in germany. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55:112–117.

- BENZ, S. A., BAYER, P., MENBERG, K., JUNG, S. et BLUM, P. (2015). Spatial resolution of anthropogenic heat fluxes into urban aquifers. *Science of The Total Environment*, 524:427–439.
- BERGERON, G., DEHAYS, H. et POINTET, T. (1983). *Remontées des nappes d'eau souterraine : causes et effets*. Editions du Bureau de recherches géologiques et minières, Service géologique national.
- BESNER, J. (2016). Underground space needs an interdisciplinary approach. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55:224–228.
- BO, Z., SHAOJIE, O., JIANHUA, Z., HUI, S., GENG, W. et MING, Z. (2015). An analysis of previous blackouts in the world : Lessons for china's power industry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42:1151–1163.
- BOBYLEV, N. (2009). Mainstreaming sustainable development into a city's master plan : A case of urban underground space use. *Land Use Policy*, 26(4):1128–1137.
- BOLIN, B. et RODHE, H. (1973). A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs. *Tellus*, 25(1):58–62.
- BONOMI, T. et BELLINI, R. (2003). The tunnel impact on the groundwater level in an urban area : a modelling approach to forecast it. *Materials and Geoenvironment*, 50:45–48.
- BOREUX, V., BORN, J. et LAWES, M. J. (2009). Sharing ecological knowledge : opportunities and barriers to uptake. *Biotropica*, 41(5):532–534.
- BOUKHEMACHA, M. A., GOGU, C. R., SERPESCU, I., GAITANARU, D. et BICA, I. (2015). A hydrogeological conceptual approach to study urban groundwater flow in bucharest city, romania. *Hydrogeology Journal*, 23(3):437–450.
- BRENOT, A., NICOLAS, J., CHRÉTIEN, M., DEWANDEL, B., COURTOIS, N., CASTAGNAC, C., BOURGINE, B., COUEFFE, R. et G., M. (2009). *Acquisition de connaissances sur la nappe de la molasse du territoire du SAGE de l'Est lyonnais. Rapport final*. BRGM RP-57474-FR.
- BRGM (1968). *Carte géologique imprimée (1/50000) de Bron*. BRGM.
- BRGM (1978). *Carte géologique imprimée (1/50000) de Lyon*. BRGM.
- BRGM (2013). Infoterre, le visualisateur des données géoscientifiques. <http://infoterre.brgm.fr>. Accessed : 2013-10-1.
- BROCHET, P. et GERBIER, N. (1974). *L'évapotranspiration : aspect agrométéorologique, évaluation pratique de l'évapotranspiration potentielle*. Direction de la météorologie nationale.
- BUTSCHER, C. (2012). Steady-state groundwater inflow into a circular tunnel. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 32:158–167.
- CAMPY, M., MACAIRE, J.-J. et GROSBOIS, C. (2003). *Géologie de la surface : érosion, transfert et stockage dans les environnements continentaux*. Dunod.
- CARPENTER, J. et VERHAGE, R. (2014). Lyon city profile. *Cities*, 38:57–68.
- CEDERGREN, H. R. (1997). *Seepage, drainage, and flow nets*, volume 16. John Wiley & Sons.

- CHAE, G.-T., YUN, S.-T., CHOI, B.-Y., YU, S.-Y., JO, H.-Y., MAYER, B., KIM, Y.-J. et LEE, J.-Y. (2008). Hydrochemistry of urban groundwater, seoul, korea : The impact of subway tunnels on groundwater quality. *Journal of contaminant hydrology*, 101(1):42–52.
- CHARTIER, R., DESPLAN, A. et BEZELGUES COURTADE, D. (2009). *Surveillance des installations géothermiques sur aquifères dans l'agglomération lyonnaise (69) - Rapport final*. BRGM RP-57507-FR.
- COLLIN, J., GUDEFIN, H., HERVE, J., LEINHARDT, M. et ROUSSELOT, D. (1973). *Système aquifère de l'est lyonnais. Synthèse des connaissances. Données hydrogéologiques quantifiées*. BRGM 73 SGN 199 JAL.
- CORNATON, F. (2004). *Deterministic models of groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems*. Thèse de doctorat, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- CORNATON, F. et PERROCHET, P. (2006a). Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective–dispersive systems : 1. generalized reservoir theory. *Advances in Water Resources*, 29(9):1267–1291.
- CORNATON, F. et PERROCHET, P. (2006b). Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective–dispersive systems ; 2. reservoir theory for sub-drainage basins. *Advances in water resources*, 29(9):1292–1305.
- COUTTERAND, S. (2010). *Etude géomorphologique des flux glaciaires dans les Alpes nord-occidentales au Pléistocène récent : du maximum de la dernière glaciation aux premières étapes de la déglaciation*. Thèse de doctorat, Chambéry.
- CROCHET, P. et BLIGNY, J. (1990). *Etude des potentialités thermiques de la nappe de l'agglomération lyonnaise*. BRGM R 31691 RHA 4S 90.
- DASSARGUES, A. (1997). Groundwater modelling to predict the impact of a tunnel on the behaviour of a water table aquifer in urban conditions. *In Groundwater in the Urban Environment : Problems, Processes and Management, Proc. of XXVII IAH Congress*, pages 225–230. Balkema.
- DE MARSILY, G. (1981). *Hydrogéologie quantitative*. Masson.
- DEVEUGHÈLE, M., COJEAN, R. et MARVY, J. (1983). Intérêt et difficultés de l'étude des nappes phréatiques en milieu urbain (exemple de la nappe alluviale de paris). *Bulletin de l'Association Internationale de Géologie de l'Ingénieur*, pages n–28.
- DEVEUGHÈLE, M., ZOKIMILA, P. et COJEAN, R. (2010). Impact of an impervious shallow gallery on groundwater flow. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 69(1): 143–152.
- DIERSCH, H.-J. (2013). *FEFLOW : finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media*. Springer Science & Business Media.
- DOYLE, M. R. (2016). From hydro/geology to the streetscape : Evaluating urban underground resource potential. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55:83–95.

- DOYLE, M. R., THALMANN, P. et PARRIAUX, A. (2016). Underground potential for urban sustainability : Mapping resources and their interactions with the deep city method. *Sustainability*, 8(9):830.
- DUCOMMUN, R. (2010). *Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu urbain*. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel, Suisse.
- DURST, P., GARNIER, F., PARMENTIER, M., BEZELGUES COURTADE, D., IGNATIADIS, I., OROFINO, S. et LEVILLON, F. (2012). *ImPAC Lyon : Évaluation de l'impact environnemental du aux modifications thermiques induites par les PAC sur les aquifères superficiels - Année 2. Rapport final*. BRGM RP-60786-FR.
- DUSCHER, K., GÜNTHER, A., RICHTS, A., CLOS, P., PHILIPP, U. et STRUCKMEIER, W. (2015). The gis layers of the international hydrogeological map of europe 1 : 1,500,000 in a vector format. *Hydrogeology Journal*, 23(8):1867–1875.
- EISWIRTH, M., WOLF, L. et HÖTZL, H. (2004). Balancing the contaminant input into urban water resources. *Environmental Geology*, 46(2):246–256.
- EL TANI, M. (2003). Circular tunnel in a semi-infinite aquifer. *Tunnelling and underground space technology*, 18(1):49–55.
- EPTING, J., HÄNDEL, F. et HUGGENBERGER, P. (2013). Thermal management of an unconsolidated shallow urban groundwater body. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(5):1851–1869.
- EPTING, J. et HUGGENBERGER, P. (2013). Unraveling the heat island effect observed in urban groundwater bodies—definition of a potential natural state. *Journal of hydrology*, 501:193–204.
- EPTING, J., HUGGENBERGER, P. et RAUBER, M. (2008). Integrated methods and scenario development for urban groundwater management and protection during tunnel road construction : a case study of urban hydrogeology in the city of basel, switzerland. *Hydrogeology journal*, 16(3):575–591.
- ERIKSSON, E. (1971). Compartment models and reservoir theory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, pages 67–84.
- ETCHEVERRY, D. (2001). *Une approche déterministe des distributions des temps de transit de l'eau souterraine par la théorie des réservoirs*. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel.
- ETCHEVERRY, D. et PERROCHET, P. (2000). Direct simulation of groundwater transit-time distributions using the reservoir theory. *Hydrogeology Journal*, 8(2):200–208.
- EUROPEAN COMMISSION (2009). Decision no 406/2009/ec of the european parliament and of the council of 23 april 2009 on the effort of member states to reduce their greenhouse gas emissions to meet the community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0136:0148:EN:PDF>. [Accessed 27-January-2016].
- FERGUSON, G. et WOODBURY, A. D. (2004). Subsurface heat flow in an urban environment. *Journal of geophysical research*, 109(B2):B02402–1.

- FLORIDES, G. et KALOGIROU, S. (2007). Ground heat exchangers - a review of systems, models and applications. *Renewable energy*, 32(15):2461–2478.
- FONT-CAPO, J., PUJADES, E., VÁZQUEZ-SUÑÉ, E., CARRERA, J., VELASCO, V. et MONTFORT, D. (2015). Assessment of the barrier effect caused by underground constructions on porous aquifers with low hydraulic gradient : A case study of the metro construction in barcelona, spain. *Engineering Geology*, 196:238–250.
- FONT-CAPÓ, J., VÁZQUEZ-SUÑÉ, E., CARRERA, J., MARTÍ, D., CARBONELL, R. et PÉREZ-ESTAUN, A. (2011). Groundwater inflow prediction in urban tunneling with a tunnel boring machine (tbn). *Engineering Geology*, 121(1):46–54.
- FOSTER, S., CHILTON, J., NIJSTEN, G.-J. et RICHTS, A. (2013). Groundwater - a global focus on the 'local resource'. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6):685–695.
- FOSTER, S. et GARDUÑO, H. (2013). Groundwater-resource governance : Are governments and stakeholders responding to the challenge ? *Hydrogeology Journal*, 21(2):317–320.
- FOSTER, S. et GUN, J. (2016). Groundwater governance : key challenges in applying the global framework for action. *Hydrogeology Journal*, pages 1–4.
- FRANC, O. (2005). Reconstitution paléo-environnementale à partir du contexte géomorphologique de quatre sites archéologiques de la plaine de l'est lyonnais (rhône, france). *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, 16(2):95–105.
- GABLE, R., FOUCHER, J., MENJOZ, A., PHILIP, J. et ROIGNOT, G. (1982). *Mesures, analyse et interprétation de profils thermiques - Application à la détermination des températures in-situ*. BRGM 82 SGN 413 GTH.
- GARCÍA-GIL, A., VÁZQUEZ-SUÑE, E., ALCARAZ, M. M., JUAN, A. S., SÁNCHEZ-NAVARRO, J. Á., MONTLLÉO, M., RODRÍGUEZ, G. et LAO, J. (2015). Gis-supported mapping of low-temperature geothermal potential taking groundwater flow into account. *Renewable Energy*, 77:268–278.
- GARCÍA-GIL, A., VÁZQUEZ-SUÑE, E., SCHNEIDER, E. G., SÁNCHEZ-NAVARRO, J. Á. et MATEO-LÁZARO, J. (2014). The thermal consequences of river-level variations in an urban groundwater body highly affected by groundwater heat pumps. *Science of The Total Environment*, 485:575–587.
- GCO (2007). *Mid-levels study, report on geology, hydrology and soil properties*. Geotechnical Control office.
- GOEL, R. K., SINGH, B. et ZHAO, J. (2012). *Underground infrastructures : planning, design, and construction*. Butterworth-Heinemann.
- GOODE, D. J. (1996). Direct simulation of groundwater age. *Water Resources Research*, 32(2):289–296.
- GUDEFIN, H. (1971). *Ligne Bellecour Guillotière, Esquisse du profil géologique*. BRGM.
- GUDEFIN, H. et ROUSSELOT, D. (1974). *Synthèse des études géologiques et hydrogéologiques du BRGM en vue de la création d'un réseau métropolitain dans l'agglomération lyonnaise*. BRGM.

-
- HÄHNLEIN, S., BAYER, P., FERGUSON, G. et BLUM, P. (2013). Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. *Energy Policy*, 59:914–925.
- HANASAKI, N., KANAE, S., OKI, T., MASUDA, K., MOTOYA, K., SHIRAKAWA, N., SHEN, Y. et TANAKA, K. (2008). An integrated model for the assessment of global water resources—part 1 : Model description and input meteorological forcing. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(4):1007–1025.
- HE, L., SONG, Y., DAI, S. et DURBAK, K. (2012). Quantitative research on the capacity of urban underground space—the case of shanghai, china. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 32:168–179.
- HERBERT, A., ARTHUR, S. et CHILLINGWORTH, G. (2013). Thermal modelling of large scale exploitation of ground source energy in urban aquifers as a resource management tool. *Applied Energy*, 109:94–103.
- HU, Z.-H., LI, X.-Z., ZHAO, X.-B., LIN, X. et WEI, W. (2008). Numerical analysis of factors affecting the range of heat transfer in earth surrounding three subways. *Journal of China University of Mining and Technology*, 18(1):67–71.
- JIAO, J. J., WANG, X.-S. et NANDY, S. (2006). Preliminary assessment of the impacts of deep foundations and land reclamation on groundwater flow in a coastal area in hong kong, china. *Hydrogeology Journal*, 14(1-2):100–114.
- JURADO, A., LÓPEZ-SERNA, R., VÁZQUEZ-SUNÉ, E., CARRERA, J., PUJADES, E., PETROVIC, M. et BARCELÓ, D. (2014). Occurrence of carbamazepine and five metabolites in an urban aquifer. *Chemosphere*, 115:47–53.
- KARPF, C. et KREBS, P. (2004). Sewers as drainage systems-quantification of groundwater infiltration. *NOVATECH 2004 'Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management', Lyon, Proceedings Vol, 2:969–975.*
- KARPF, C. et KREBS, P. (2011). Quantification of groundwater infiltration and surface water inflows in urban sewer networks based on a multiple model approach. *Water research*, 45(10):3129–3136.
- KAZEMI, G. A., LEHR, J. H. et PERROCHET, P. (2006). *Groundwater age*. John Wiley & Sons.
- KIM, K.-H., JEON, S.-E., KIM, J.-K. et YANG, S. (2003). An experimental study on thermal conductivity of concrete. *Cement and Concrete Research*, 33(3):363–371.
- KIRALY, L. (1970). L'influence de l'hétérogénéité et de l'anisotropie de la perméabilité sur les systèmes d'écoulement. *Bulletin der Vereinigung schweiz. Petroleum-Geologen und Ingenieure*, 37(91):50–57.
- KIRALY, L. (1997). *Introduction à l'utilisation des modèles en hydrogéologie - Bases théoriques à l'intention des hydrogéologues*. Centre d'hydrogéologie de l'université de Neuchâtel.
- KRIGE, D. (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the witwatersand. *Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society*, 52(6):119–139.
-

- LARSON, K., BAŞAĞAOĞLU, H. et MARIÑO, M. (2001). Prediction of optimal safe ground water yield and land subsidence in the los banos-kettleman city area, california, using a calibrated numerical simulation model. *Journal of Hydrology*, 242(1):79–102.
- LAWRENCE, A., GOODDY, D., KANATHARANA, P., MEESILP, W. et RAMNARONG, V. (2000). Groundwater evolution beneath hat yai, a rapidly developing city in thailand. *Hydrogeology Journal*, 8(5):564–575.
- LERNER, D. (1996). Urban groundwater—an asset for the sustainable city? *European Water Pollution Control*, 5(6):43–51.
- LERNER, D. N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge : a review. *Hydrogeology journal*, 10(1):143–152.
- LERNER, D. N. et BARRETT, M. H. (1996). Urban groundwater issues in the united kingdom. *Hydrogeology Journal*, 4(1):80–89.
- LI, H., LI, X., PARRIAUX, A. et THALMANN, P. (2013a). An integrated planning concept for the emerging underground urbanism : Deep city method part 2 case study for resource supply and project valuation. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 38:569–580.
- LI, H.-Q., PARRIAUX, A., THALMANN, P. et LI, X.-Z. (2013b). An integrated planning concept for the emerging underground urbanism : Deep city method part 1 concept, process and application. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 38:559–568.
- LI, X., LI, C., PARRIAUX, A., WU, W., LI, H., SUN, L. et LIU, C. (2016). Multiple resources and their sustainable development in urban underground space. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55:59–66.
- LO RUSSO, S., GNAVI, L., ROCCIA, E., TADDIA, G. et VERDA, V. (2014). Groundwater heat pump (gwhp) system modeling and thermal affected zone (taz) prediction reliability : Influence of temporal variations in flow discharge and injection temperature. *Geothermics*, 51:103–112.
- LO RUSSO, S., TADDIA, G. et VERDA, V. (2012). Development of the thermally affected zone (taz) around a groundwater heat pump (gwhp) system : a sensitivity analysis. *Geothermics*, 43:66–74.
- LUND, J. W., FREESTON, D. H. et BOYD, T. L. (2011). Direct utilization of geothermal energy 2010 worldwide review. *Geothermics*, 40(3):159–180.
- MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., PARKER, J. *et al.* (1997). *Brock biology of microorganisms*, volume 11. prentice hall Upper Saddle River, NJ.
- MAIRE, P. (2011). *Étude multidisciplinaire d'un développement durable du sous-sol urbain*. Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- MALOSZEWSKI, P. et ZUBER, A. (1982). Determining the turnover time of groundwater systems with the aid of environmental tracers : 1. models and their applicability. *Journal of hydrology*, 57(3-4):207–231.
- MALOSZEWSKI, P. et ZUBER, A. (1991). Influence of matrix diffusion and exchange reactions on radiocarbon ages in fissured carbonate aquifers. *Water Resources Research*, 27(8):1937–1945.

-
- MANDIER, P. (1984). Le relief de la moyenne vallée du Rhône au tertiaire et au quaternaire. *Bulletin du laboratoire rhodanien de géomorphologie*, 15-16:27–36.
- MARINOS, P. et KAVVADAS, M. J. (1997). Rise of the groundwater table when flow is obstructed by shallow tunnels. *Groundwater in the urban environment : problems, processes and management*. Balkema, Rotterdam, pages 49–54.
- MARTELAT, M. (1990). *Conditions d'exploitation de la nappe et du drain CNR sur le secteur de Gerland-Saint-Fons (69)*. BRGM R30625 RHA 45 90.
- MENBERG, K., BAYER, P., ZOSSEDER, K., RUMOHR, S. et BLUM, P. (2013a). Subsurface urban heat islands in German cities. *Science of the total environment*, 442:123–133.
- MENBERG, K., BLUM, P., SCHAFFITEL, A. et BAYER, P. (2013b). Long-term evolution of anthropogenic heat fluxes into a subsurface urban heat island. *Environmental science & technology*, 47(17):9747–9755.
- MERRICK, N. P. et JEWELL, C. M. (2003). Modelling of the groundwater impact of a sunken urban motorway in Sydney, Australia. *Materials and Geoenvironment*, 50:229–232.
- MÉTROPOLE DE LYON (2013). Données métropolitaines du Grand Lyon. <http://data.grandlyon.com>. [Accessed 1-October-2013].
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE (2013). Géoportail : Le portail des territoires et des citoyens. <http://www.geoportail.gouv.fr>. Accessed : 2015-09-1.
- MODONI, G., DARINI, G., SPACAGNA, R., SAROLI, M., RUSSO, G. et CROCE, P. (2013). Spatial analysis of land subsidence induced by groundwater withdrawal. *Engineering geology*, 167:59–71.
- MONGEREAU, N. (2010). *Géologie du Grand Lyon*. Communauté urbaine du Grand Lyon.
- MORRIS, B. L., LAWRENCE, A. R., CHILTON, P., ADAMS, B., CALOW, R. C. et KLINCK, B. A. (2003). Groundwater and its susceptibility to degradation : a global assessment of the problem and options for management. *Early Warning and Assessment Report Series*.
- NAS, B. et BERKTAY, A. (2010). Groundwater quality mapping in urban groundwater using GIS. *Environmental monitoring and assessment*, 160(1-4):215–227.
- NICOLAS, J., PETIT, V., THIERRY, P., BESSE, A. et LONGET, A. (2004). *Connaissance hydrogéologique du sous-sol de l'agglomération lyonnaise. Rapport d'étape - Phase 1*. BRGM RP 53569-FR.
- PARRIAUX, A., BLUNIER, P., MAIRE, P., DEKKIL, G. et TACHER, L. (2010). Rapport de recherche pnr 54 projet Deep City ressources du sous-sol et développement durable des espaces urbains. Rapport technique, vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.
- PARRIAUX, A. et TURBERG, P. (2007). Les géotypes, pour une représentation géologique du territoire. *Tracés*, 133:11–17.
- PITT, R., CLARK, S. et FIELD, R. (1999). Groundwater contamination potential from storm-water infiltration practices. *Urban water*, 1(3):217–236.
-

- POULOUPATIS, P., FLORIDES, G. et TASSOU, S. (2011). Measurements of ground temperatures in cyprus for ground thermal applications. *Renewable energy*, 36(2):804–814.
- POWERS, J. P. (1981). Construction dewatering : a guide to theory and practice. *John Wiley and Sons New York*. 1981. 484.
- PUJADES, E. (2013). *Interaction between groundwater and underground constructions*. Thèse de doctorat, Universitat Politècnica de Catalunya, UPC-Barcelona Tech.
- PUJADES, E., LÓPEZ, A., CARRERA, J., VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. et JURADO, A. (2012). Barrier effect of underground structures on aquifers. *Engineering geology*, 145:41–49.
- REVESZ, A., CHAER, I., THOMPSON, J., MAVROULIDOU, M., GUNN, M. et MAIDMENT, G. (2016). Ground source heat pumps and their interactions with underground railway tunnels in an urban environment : A review. *Applied Thermal Engineering*, 93:147–154.
- RICCI, G., ENRIONE, R. et EUSEBIO, A. (2007). Numerical modelling of the interference between underground structures and aquifers in urban environment. the turin subway line 1. *Underground Space*. Taylor and Francis Group, London, pages 1323–1329.
- ROUSSELOT, D. et BEGUIN, D. (1975). *Etude hydrodynamique du couloir fluvio-glaciaire de Décines (69)*. BRGM 75 SGN 092 JAL.
- RUTSCH, M., RIECKERMANN, J., CULLMANN, J., ELLIS, J. B., VOLLERTSEN, J. et KREBS, P. (2008). Towards a better understanding of sewer exfiltration. *Water Research*, 42(10):2385–2394.
- SANTAMOURIS, M. (2016). Cooling the buildings—past, present and future. *Energy and Buildings*, 128:617–638.
- SAUTY, J.-P. (1978). Identification des parametres du transport hydrodispersif dans les aquiferes par interprétation de traçages en écoulement cylindrique convergent ou divergent. *Journal of Hydrology*, 39(1):69–103.
- SCHIRMER, M., LESCHIK, S. et MUSOLFF, A. (2013). Current research in urban hydrogeology—a review. *Advances in Water Resources*, 51:280–291.
- SCIACOVELLI, A., GUELPA, E. et VERDA, V. (2014). Multi-scale modeling of the environmental impact and energy performance of open-loop groundwater heat pumps in urban areas. *Applied Thermal Engineering*, 71(2):780–789.
- SHEWCHUK, J. R. (2005). Triangle : A two-dimensional quality mesh generator and delaunay triangulator. *Computer Science Division, University of California at Berkeley, Berkeley, California*, pages 94720–1776.
- SUDICKY, E. et FRIND, E. (1981). Carbon 14 dating of groundwater in confined aquifers : Implications of aquitard diffusion. *Water Resources Research*, 17(4):1060–1064.
- TANIGUCHI, M., SHIMADA, J., FUKUDA, Y., YAMANO, M., ONODERA, S.-i., KANEKO, S. et YOSHIKOSHI, A. (2009). Anthropogenic effects on the subsurface thermal and groundwater environments in osaka, japan and bangkok, thailand. *Science of the total environment*, 407(9):3153–3164.

- TOTH, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of geophysical research*, 68(16):4795–4812.
- UN-HABITAT (2008). *State of the World's Cities 2008-2009 : Harmonious Cities*. Earthscan.
- U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (2008). Energyplus energy simulation software, energy efficiency and renewable energies. <http://apps1.eere.energy.gov/buildings/energyplus>. Accessed : 2016-01-26.
- VAZQUEZ-SUNE, E. et SÁNCHEZ-VILA, X. (1999). Groundwater modelling in urban areas as a tool for local authority management : Barcelona case study (spain). *IAHS PUBLICATION*, pages 65–72.
- VÁZQUEZ-SUÑÉ, E., SÁNCHEZ-VILA, X. et CARRERA, J. (2005). Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to barcelona, spain. *Hydrogeology Journal*, 13(3):522–533.
- VRBA, J. et ZAPOROZEC, A. (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. Heise.
- WADA, Y., van BEEK, L. P., van KEMPEN, C. M., RECKMAN, J. W., VASAK, S. et BIERKENS, M. F. (2010). Global depletion of groundwater resources. *Geophysical research letters*, 37(20).
- WONG, I. (2001). Methods of resisting hydrostatic uplift in substructures. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 16(2):77–86.
- YOO, C., KIM, J. et JUNG, H.-S. (2009). Lessons learned from case histories of tunnelling-induced groundwater drawdown and associated settlement. *In Proc. World Tunnelling Congress, Budapest*, pages 12–16.
- YOO, C., LEE, Y., KIM, S.-H. et KIM, H.-T. (2012). Tunnelling-induced ground settlements in a groundwater drawdown environment—a case history. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 29:69–77.
- YOSHIKOSHI, A., ADACHI, I., TANIGUCHI, T., KAGAWA, Y., KATO, M., YAMASHITA, A., TODOKORO, T. et TANIGUCHI, M. (2009). Hydro-environmental changes and their influence on the subsurface environment in the context of urban development. *Science of the total environment*, 407(9):3105–3111.
- YOUNGS, E. (1990). An examination of computed steady-state water-table heights in unconfined aquifers : Dupuit-forchheimer estimates and exact analytical results. *Journal of Hydrology*, 119(1):201–214.
- ZAPOROZEC, A. et EATON, T. (1996). Groundwater resource inventory in urbanized areas : hydrology and hydrogeology of urban and urbanizing areas. *In Proceedings of the AIH annual meeting*.
- ZHANG, C., CHEN, Z. et YANG, X. (2011). The study about the integrated planning theory of surface and underground urban space. *Procedia Engineering*, 21:16–23.
- ZHU, K., BLUM, P., FERGUSON, G., BALKE, K.-D. et BAYER, P. (2010). The geothermal potential of urban heat islands. *Environmental Research Letters*, 5(4):044002.

Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine - Application à l'agglomération lyonnaise

Résumé : Le sous-sol urbain est aujourd'hui reconnu comme un espace riche en ressources, espace disponible, eau, géo-matériaux et géothermie jouant un rôle fondamental dans l'aménagement durable des territoires mais dont la réglementation reste lacunaire. Dans un contexte de développement urbain vertical, l'eau souterraine peut être impactée. L'objectif de la thèse est de développer une compréhension quantitative des impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine afin de proposer des éléments d'aide à la décision destinés aux aménageurs du territoire. Ces travaux de thèse ont permis d'améliorer la compréhension du rôle joué par différents types d'ouvrages souterrains à une échelle de prise de décision. Les résultats montrent que les ouvrages impliquant des systèmes de pompes sont responsables d'une fragmentation des systèmes d'écoulement. Dans des conditions de faible gradient hydraulique, les ouvrages imperméables ont un impact marginal sur la position de la surface libre. Le comportement hydrodispersif des ouvrages a également été étudié et un effet de mélange dispersif a été mis en évidence au droit des ouvrages souterrains. Il favorise la migration verticale des contaminations urbaines. L'impact des ouvrages souterrains sur la température de l'eau souterraine urbaine a également été étudié. Le transfert de thermique entre les ouvrages et l'aquifère urbain a été quantifié et a mis en évidence l'ampleur des zones thermiquement impactées. Enfin, la compréhension des impacts des aménagements souterrains sur l'eau souterraine urbaine a permis de formuler des recommandations afin de prévenir les risques et nuisances inhérents à la construction de nouveaux ouvrages : risque d'inondation par remontée de nappe, risque d'altération qualitative de la ressource, menace et opportunité vis-à-vis du potentiel géothermique d'un aquifère urbain.

Mots clés : Hydrogéologie urbaine, Constructions souterraines, Gestion de l'espace souterrain urbain, Lyon

Impact of underground structures on urban groundwater - Example of Lyon, France

Abstract : Urban subsoil provides space, groundwater, geothermal energy and geomaterials, and the importance underlying the management of this strategic space is well-known. In the context of vertical urban growth, groundwater management, is a crucial issue. The aim of the PhD thesis was to improve the knowledge related to the impacts caused by underground structures on groundwater resource in order to provide a basis for the decision making dedicated to urban planners. The understanding of the role played by numerous types of underground structures was improved at the decision-making scale. Underground structures involving pumping devices were shown to be responsible for the fragmentation of flow systems, which can modify the urban groundwater regime. Under low gradient conditions, impervious structures were confirmed to have a nonsignificant effect on water table elevation. Regarding quality, reservoir theory was applied to assess the impact of underground structures on groundwater quality. This theory allows to take into account the advective and dispersive part of groundwater flow. A dispersive piston effect is shown to occur under the structures, favoring the vertical spreading of pollutants. In addition, the impacts of underground structures on urban groundwater temperature were investigated. The annual heat from underground structures were computed deterministically, highlighting the significant thermally affected zones. Finally, the impacts of underground structures on groundwater flow quality and temperatures were analyzed in order to prevent risks and disturbances : flood risk, degradation of groundwater quality, jeopardizing geothermal potential.

Keywords : Urban hydrogeology, Underground structures, Urban underground management, Lyon (France)
