

EHESP



Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion : **2008 - 2009**

Date du Jury : **Septembre 2009**

**Impacts thermiques des pompes à
chaleur utilisées en climatisation
sur les eaux souterraines
de la ville de Lyon**

Véronique LEPICIER

**Lieu de stage :
BRGM Lyon et Orléans**

Référents professionnels

R. CHARTIER

I. IGNATIADIS

Référent pédagogique :

J. CARRE

Remerciements

Ce stage s'est déroulé à la fois au sein du service Environnement et procédés Innovants (EPI) du BRGM (Bureau de Recherche Géologiques et Minières) sous la responsabilité de Monsieur I. Ignatiadis et du Service Géologique Régional Rhône Alpes (SGR/RHA), sous la responsabilité de Monsieur R. Chartier.

Mes plus vifs remerciements s'adressent à Romain Chartier, mon responsable de stage, pour son aide, sa confiance et ses nombreux conseils qui m'ont permis d'avancer dans mes travaux.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à Ioannis Ignatiadis et à Frédéric Garnier, pour leur disponibilité, leurs conseils et leur expérience dans le domaine des impacts liés à l'utilisation thermique des eaux souterraines.

Je remercie également Jean Carré, mon tuteur de stage pour avoir suivi mes travaux durant ces quelques mois, pour ses conseils, sa réactivité et pour son apport lors de la rédaction de ce rapport.

Je tiens également à remercier Cécile Vigouroux, ingénieur en santé et environnement auprès du Service Communal d'Hygiène et de Santé de la Ville de Lyon, et Aurélie Montfort, stagiaire de ce service, pour leur participation et leur aide, ainsi que le Service des Espaces Verts et celui des Sports.

Merci aux personnes qui ont organisé mes séjours à Orléans, pour le transport et le logement.

Enfin, je tiens à remercier les stagiaires et le personnel du SGR/RHA et du service EPI, qui m'ont permis de bien m'intégrer durant ces quelques mois de stage.

Sommaire

Introduction	1
1 Contexte et objectifs.....	2
1.1 Contexte.....	2
1.2 Objectifs et finalités	3
1.2.1 Objectifs des projets.....	3
1.2.2 Objectifs et finalités de cette étude.....	4
2 Pompes à chaleur sur aquifère : description générale et milieu récepteur ...	5
2.1 Systèmes étudiés et variabilité des apports.....	5
2.1.1 Principes de base de la géothermie à très basse enthalpie	5
2.1.2 Présentation des systèmes	7
2.1.3 Nature et variabilité des apports	9
2.2 Milieu sollicité et récepteur.....	10
2.2.1 Zone d'étude et contexte général	10
2.2.2 Contexte hydrogéologique.....	12
2.2.3 Piézométrie	14
2.2.4 Connaissances relatives à la qualité des eaux	15
a. Qualité physico-chimique	15
b. Qualité microbiologique.....	17
3 Effets directs des PAC/CLIM.....	17
3.1 Définition des effets directs.....	17
3.2 Etat des connaissances.....	18
3.3 Effets directs sur l'aquifère lyonnais	19
3.3.1 Evaluation des effets directs.....	19
a. Recensement des installations et ouvrages d'injection	19
b. Températures injectées.....	21
c. Mesures et variabilité de la température dans l'espace et le temps	21
d. Autres facteurs de réchauffement.....	24
e. Impact des PAC/CLIM.....	26
3.3.2 Interprétation et besoins de données complémentaires.....	29
4 Effets indirects des PAC/CLIM.....	30

4.1	Impact d'un réchauffement sur la physico-chimie des eaux	31
4.2	Interactions avec les pollutions anthropiques	33
4.2.1	Nature des effets potentiels sur la pollution anthropique	33
4.2.2	Etat de la nappe et évaluation des effets	34
4.2.3	Interprétation et besoins d'informations complémentaires	35
4.3	Impacts sur la microbiologie	35
4.3.1	Facteurs de variabilité	36
4.3.2	Evaluation des effets	36
4.3.3	Comparaison avec d'autres systèmes	38
4.3.4	Interprétation et besoins	38
4.4	Analyse croisée des effets	40
5	Enjeux sanitaires dans le contexte lyonnais	40
5.1	Altération de l'environnement	41
5.1.1	Conséquences possibles de la modification de la physico-chimie des eaux	41
a.	Généralités	41
b.	Potentiel de danger des COHV	41
5.1.2	Modifications au niveau des microorganismes pathogènes	43
5.2	Usages et expositions	45
5.2.1	Chemins d'exposition efficaces	45
5.2.2	Usages de la nappe et possibilités d'exposition	45
5.2.3	Bilan sur les risques sanitaires	47
5.3	Approche intermédiaire des risques	48
6	Perspectives	48
6.1	Encadrement du développement des PAC sur l'agglomération	48
6.2	Connaissance des impacts des PAC/CLIM sur Lyon	49
6.3	Risques sanitaires	49
	Conclusion	50
	Bibliographie	51
	Liste des annexes	I
	A b s t r a c t	23

Liste des sigles utilisés

ADES :	Accès aux Données sur les Eaux Souterraines
AERMC :	Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse
ALE :	Agence Locale de l'Energie
ATES :	Aquifer Thermal Energy Storage
BASIAS :	Base de données des Ancien Sites Industriels et Activités de Service
BASOL :	BAse de données des sites et SOLs pollués ou potentiellement pollués
BRGM :	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BSS :	Banque du Sous-sol
CIRC :	Centre International de Recherche contre le Cancer
CNR :	Compagnie Nationale du Rhône
COD :	Carbone Organique Dissous
COHV :	Composé Organique Halogéné Volatile
COP :	Coefficient de performance
COT :	Carbone Organique Total
COV :	Composé Organique Volatil
CSTB :	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DDAF :	Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
DRIRE :	Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
EPI :	Service Environnement et Procédés Innovants du BRGM à Orléans
GTH :	Département Géothermie du BRGM à Orléans
HAP :	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HESP :	Human Exposure to Soil Pollutants
ICPE :	Installations Classées Pour l'Environnement
ICSP :	Installations Classées Sites Pollués
INERIS :	Institut National de l'Environnement industriel et des Risques
INRS :	Institut National de Recherche et de Sécurité
INVS :	Institut de Veille Sanitaire
ISTO :	Institut des Sciences de la Terre d'Orléans

OTHU : Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine
PAC : Pompes à Chaleur
PAC/CLIM : Pompes à chaleur utilisées en climatisation
RBCA : Risk-Based Corrective Action
SCHS : Service Communal d'Hygiène et de Santé
SGR/BRGM : Service Géologique Régional du BRGM
SIG : Système d'Information Géographique
SNRS : Système de Navigation Rhône-Saône
UE : Union Européenne
US EPA : Agence Américaine de la Protection de l'Environnement
VTR : Valeur Toxicologique de Référence
ZABR : Zone Atelier Bassin du Rhône

Table des illustrations

Figure 1 : Schéma de principe d'une machine thermodynamique	6
Figure 2 : Exemples de dispositifs d'exploitation d'eau souterraine avec pompes à chaleur géothermiques	8
Figure 3 : Fonctionnement d'une pompe à chaleur utilisée en refroidissement	8
Figure 4 : Carte des quartiers de Lyon et de quelques communes limitrophes	11
Figure 5 : Type d'usage des volumes d'eau prélevés et déclarés à l'AERMC sur Lyon et Villeurbanne en 2007	11
Figure 6 : Principales unités hydrogéologiques	13
Figure 7 : Carte de localisation des points de suivi de la nappe de deux réseaux sur Lyon	22
Figure 8 : Cartographie des PAC inventoriées et des points des réseaux de mesure de la température des eaux souterraines.....	27

Table des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des aquifères étudiés	14
Tableau 2 : Moyennes de différents paramètres suivis sur les puits de la Ville de Lyon entre Mai 2008 et Avril 2009.	15
Tableau 3 : Températures de la nappe dans différents secteurs de Lyon entre 2008 et 2009	24
Tableau 4 : Caractéristiques de la volatilité de quelques COHV présents dans la nappe	34
Tableau 5 : Effets sur la santé des quatre COHV les plus recherchés dans la nappe	42

Introduction

Dans le cadre de la protection de l'environnement, l'attention portée aux nouvelles énergies prend une place de plus en plus importante pour lutter contre le changement climatique, que ce soit à l'échelon mondial, national au travers du Grenelle de l'Environnement, du plan Energie Climat... et aussi local notamment avec les Agenda 21.

En France, lors du Grenelle de l'Environnement en 2007, il a été posé comme objectif de porter de 9 à 20 % la part des énergies renouvelables dans la consommation finale d'énergie en 2020, et de viser, si possible, 25%. L'utilisation de pompes à chaleur pour le chauffage ou la climatisation entre dans ce cadre.

La géothermie est une énergie renouvelable, occasionnant peu de rejets, notamment en gaz à effet de serre. Ce type de ressource est disponible presque partout dans les contextes de bassins sédimentaires aquifères et de larges vallées alluviales, du moins en basse et très basse enthalpie, et son utilisation est locale, limitant les pertes d'énergie liées au transport. A ce titre, le recours à la géothermie est de plus en plus fréquent. En 2004, la géothermie était au troisième rang des énergies renouvelables utilisées en Europe, derrière l'hydraulique et la biomasse (Laporte S., 2004). Il a été proposé au cours du Grenelle de l'Environnement de multiplier par 6 l'usage de la géothermie et des pompes à chaleur à l'horizon 2020. Aujourd'hui plusieurs systèmes permettent d'exploiter la chaleur contenue dans le sol ou dans les eaux souterraines.

Cependant, le développement des pompes à chaleur (PAC) sur aquifère s'est effectué en absence de connaissances suffisantes sur les risques d'impacts environnementaux voire sanitaires, notamment en contexte sensible (concentrations d'installations, aquifères vulnérables...). Par conséquent, il paraît justifié de se demander si la réinjection d'eau chaude en mode climatisation dans une nappe phréatique menace son équilibre qualitatif et la durabilité du système aquifère et ainsi si elle s'accompagne d'effets sur l'environnement et la santé humaine.

L'agglomération lyonnaise présente des conditions favorables à l'étude de ces impacts. Elle cumule une forte concentration de PAC/CLIM (utilisation en climatisation), une densité importante de population et un réchauffement observé de la nappe superficielle.

Les impacts environnementaux des PAC/CLIM ont été très peu étudiés jusqu'à maintenant ; il s'agit donc d'une étude exploratoire. Ce travail consiste à recenser les données disponibles sur Lyon et à les traiter afin de détecter d'éventuels enjeux sanitaires crédibles liés au réchauffement de la nappe superficielle auquel les PAC contribueraient. Trois aspects sont à prendre en compte : les impacts thermiques, notamment leur localisation, la qualité de la nappe et l'exposition des personnes. Un bilan des informations manquantes pour mener à bien une évaluation des risques sanitaires conclura cette étude.

1 Contexte et objectifs

1.1 Contexte

L'agglomération lyonnaise présente des conditions favorables à l'utilisation de pompes à chaleur sur nappe pour le chauffage et la climatisation. En effet, l'aquifère superficiel se situe entre 5m et 10m de profondeur en moyenne, permettant un accès facile à la ressource. Cette situation explique le développement important de ces ouvrages depuis les années 1980.

Le fort développement des pompes à chaleur intéresse différentes instances publiques en charge de la régulation des activités sur la ville, dont les services de l'Etat dépendant de la préfecture du Rhône (DRIRE, SNRS, DDAF), le Service Communal d'Hygiène et de Santé de la Ville de Lyon (SCHS) et la communauté urbaine du Grand Lyon. Ces administrations soulèvent des questionnements parallèles.

Une augmentation de la température de l'aquifère a été constatée sur Lyon depuis quelques années. Il est couramment exprimé que cette hausse serait liée à la présence d'un nombre important de pompes à chaleur sur le territoire de la Ville de Lyon. Il y a quelques années, certaines installations ont déposé des demandes d'autorisation pour exploiter des débits plus importants, dévoilant l'existence d'un problème : en fait, des débits plus importants sont nécessaires pour produire la même énergie à des fins de climatisation si la température de l'aquifère augmente.

Ces éléments ont conduit le SCHS, qui a notamment pour rôle d'assurer la bonne santé des habitants en lien avec les activités présentes sur son territoire, à se poser des questions sur les effets que pourrait provoquer un échauffement de la nappe et les impacts sanitaires éventuels sur la population, présente en forte densité sur cette zone. La présente étude est menée dans le but de d'examiner ces appréhensions et d'y apporter des éléments de réponse. Par ailleurs, un partenariat entre le SCHS et le BRGM au sujet du réchauffement de l'aquifère est en discussion.

D'autre part, la Préfecture du Rhône est en charge du traitement des dossiers de déclaration et d'autorisation d'installation de ces ouvrages, tant au titre de la loi sur l'eau que de la réglementation sur les Installations Classées pour l'Environnement (ICPE). Le préfet peut prescrire des mesures relatives à l'utilisation ou à la surveillance de ces dispositifs (prescriptions d'utilisation). Une réflexion, à laquelle le BRGM participe, est en cours pour redéfinir ces conditions d'exploitation, ainsi que les modalités de suivi et de transfert des informations.

Dans un même temps, la communauté urbaine du Grand Lyon, dans le cadre de son Agenda 21, qui correspond à un plan d'actions pour appliquer le développement

durable à l'échelle d'une collectivité, et de son plan climat, souhaite encourager le développement de la géothermie sur son territoire. Ainsi, un atelier technique a été organisé par l'Agence Locale de L'Energie (ALE) à propos de l'utilisation des pompes à chaleur pour les bâtiments collectifs et tertiaires au mois de Juillet 2009. Le SCHS de la Ville de Lyon et le BRGM ont été sollicités pour discuter de l'impact des pompes à chaleur sur la température des eaux souterraines.

Les conséquences du réchauffement d'un aquifère superficiel sont difficiles à apprécier. Ainsi, le BRGM, conjointement avec l'Institut des Sciences de la Terre d'Orléans (ISTO), a proposé le projet Biothermex à la suite d'un appel de projet lancé par la région Centre. Cette région s'intéresse vivement au développement de la géothermie, comme le démontre les démarches qu'elle entreprend dans le domaine (par exemple la création de la marque GéoQual¹). Le projet Biothermex a été sélectionné et porte sur la caractérisation des impacts potentiels dus au développement des PAC/CLIM.

Les différents acteurs souhaiteraient ainsi disposer d'un état des lieux des connaissances sur l'impact des PAC/CLIM sur leur aquifère et leur environnement.

1.2 Objectifs et finalités

1.2.1 Objectifs des projets

Le BRGM est en charge, pour le secteur public, de l'accompagnement du développement de la géothermie en France et du soutien des politiques publiques dans ce domaine. A l'échelon national, les activités sont essentiellement centrées sur la recherche et le développement, comme l'illustre bien le projet Biothermex évoqué précédemment. Au niveau local, le BRGM, organisme public, apporte son expertise scientifique et technique aux collectivités. Les objectifs des projets sont donc différents.

D'une part, le projet Biothermex a pour objectif de déterminer la nature des relations entre la hausse de la température d'un aquifère et la variation de certains paramètres physicochimiques (pH, potentiel redox, conductivité, changement de la solubilité de certains minéraux, volatilisation de certains gaz naturels (O₂, CO₂, N₂) ou provenant de pollutions (COV, COHV,...)...) ou biologiques (changement des populations bactériennes) dans un cadre de prévention d'éventuels problèmes d'exploitation ou environnementaux. Les problèmes visés sont susceptibles de concerner à la fois l'équilibre hydrogéologique et géochimique de l'aquifère et l'impact sur les installations – risque de corrosion-dépôt- et sur la qualité de l'eau. Ces études permettront de contribuer à la compréhension à long terme des phénomènes liés aux cycles thermiques périodiques

¹ <http://www.geothermie-perspectives.fr/18-regions/cen-01.html>

et d'identifier leurs points de maîtrise (maintenance, préconisations de construction, consignes d'exploitation...). Le périmètre de l'agglomération lyonnaise constitue alors un terrain d'étude intéressant.

D'autre part, le BRGM (SGR/RHA, GTH et EPI) a été sollicité à la fois par la Ville de Lyon et par la Préfecture du Rhône. Afin de répondre aux inquiétudes de la Ville de Lyon, il apparaît nécessaire de caractériser le comportement thermique de la nappe et comprendre les phénomènes bio-physicochimiques liés aux changements de température de l'aquifère superficiel de Lyon, afin de proposer des recommandations pour la gestion durable de cette ressource. Les points à étudier concernent à la fois les impacts environnementaux et le maintien de la compatibilité des usages, en minimisant les interférences entre les différents utilisateurs. Il apparaît donc que les objectifs et démarches de cette dernière approche sont complémentaires de Biothermex.

Dans le cadre de sa mission d'appui au service de l'Etat en charge de la police de l'eau, le service géologique régional a également été sollicité afin d'aider à établir et justifier les conditions maximales de rejet des PAC à prescrire dans les arrêtés préfectoraux. Les paramètres réglementés portent actuellement sur le débit et la température de rejet limité à 30°C au maximum. Ces prescriptions doivent permettre de minimiser les impacts des nouveaux ouvrages sur le milieu de rejet et de maintenir de bonnes conditions d'exploitation pour les autres usagers. Une obligation de suivi des températures et de la profondeur de la nappe au niveau des puits est également prévue, avec l'obligation de transmettre ces données au service instructeur, soit le Service de Navigation Rhône Saône pour Lyon.

1.2.2 Objectifs et finalités de cette étude

L'impact des pompes à chaleur sur l'aquifère qu'elles utilisent a été jusqu'à présent peu étudié. Ceci explique la faible quantité des données disponibles. L'état d'avancement des réflexions est très variable sur ce sujet selon les sites. La situation de Lyon est particulièrement intéressante : une étude, menée entre 1998 et 2000, a déjà cherché à étudier la répartition des PAC et les températures des eaux réinjectées (Horizon, 1998-2002), sans pour autant chercher à étudier le réchauffement global de la nappe. Il s'agit de la base de travail pour la présente étude.

Ce travail constitue une étude exploratoire de l'impact thermique des PAC/CLIM eau/eau sur un aquifère du point de vue sanitaire, et poursuit deux principaux objectifs.

Le premier objectif entre dans le cadre du projet Biothermex. Celui-ci propose d'effectuer un suivi de paramètres physicochimiques et biologiques, permettant l'étude

directe de l'impact des PAC sur l'aquifère superficiel lyonnais. A cette fin, il est important de sélectionner des zones pertinentes d'après certains critères : présence de PAC/CLIM, température de la nappe en vue d'identification des principaux paramètres impactés ... La présente étude est ainsi l'occasion de faire le lien entre les projets de Lyon et du Département Géothermie (GTH) du BRGM, en procurant des éléments indicatifs et justificatifs pour le choix des points de prélèvements.

Le second objectif consiste à dresser l'inventaire des enjeux sanitaires qui semblent pertinents et qu'il faudrait étudier de façon approfondie, ceci en l'état actuel des connaissances, afin de déterminer quelles informations seraient nécessaires pour être en mesure d'effectuer une évaluation des risques sanitaires. Il s'agit ainsi de rechercher les enjeux sanitaires potentiels et d'analyser leur crédibilité.

L'étude est, à ce sujet, effectuée sans se pencher sur les rejets froids. Ce choix est lié à l'hypothèse suivante : les rejets froids ne devraient pas occasionner directement d'impact néfaste pour l'environnement ou la santé humaine. En effet, compte tenu du rôle de la température en thermodynamique et dans le développement des bactéries, l'impact d'une élévation de température paraît plus pertinent à étudier, d'autant plus que la tendance générale de l'aquifère lyonnais est au réchauffement. Leur impact sur les équilibres chimiques pourra être discuté ultérieurement.

2 Pompes à chaleur sur aquifère : description générale et milieu récepteur

Il importe de définir en premier lieu les objets de l'étude, à savoir les pompes à chaleur sur nappe et l'aquifère lyonnais sollicité, et ce afin de permettre une bonne compréhension du système dans son ensemble.

2.1 Systèmes étudiés et variabilité des apports

2.1.1 Principes de base de la géothermie à très basse enthalpie

La géothermie constitue une exploitation de la chaleur stockée dans le sous-sol à des fins énergétiques (production de chaleur ou d'électricité via la production de vapeur, entraînant des turbines). Il est également possible d'utiliser ces ressources pour la climatisation, en inversant le flux de chaleur.

Selon le flux géothermique exploité, il est possible de définir quatre types de géothermie:

- La géothermie superficielle, à très basse énergie ou très basse enthalpie, exploitant le sous-sol ou les aquifères relativement superficiels (de 0 à 200m de profondeur), à des températures entre 10 et 40°C ;

- La géothermie basse énergie (basse enthalpie), exploitant des températures comprises entre 50 et 80°C, à des profondeurs de 10 00 à 2000m ;
- La géothermie haute énergie, permettant la production d'électricité grâce à des températures de 200 à 250°C ;
- L'Enhanced Geothermal Systems (EGS), technologie en développement utilisant des réservoirs fracturés peu perméables.

Nous nous intéressons ici à la géothermie à très basse enthalpie, dans sa gamme la plus faible. En effet, l'aquifère étudié se situe en subsurface et présente des températures comprises entre 15 et 30°C.

La température de l'eau des nappes phréatiques est proche de celle du terrain dans lesquelles elles se situent. En France, entre 20 et 100 m de profondeur, l'eau est généralement comprise entre 9 et 15°C (Fiche 6 Geoqual, 2008) ou entre 13 et 17°C (Gerinte, 2007). Cette température, résultant du flux géothermique interne et des échanges avec l'atmosphère pour les nappes les plus superficielles, est plus ou moins constante tout au long de l'année selon les aquifères.

Lorsque la température de la nappe est suffisamment basse, il est possible d'utiliser directement l'eau en refroidissement. Ce système est nommé le « free-cooling ». Cependant, en règle générale, les températures des eaux ne sont pas adaptées pour alimenter un système de climatisation, ni directement de chauffage par ailleurs. Il faut alors utiliser un système appelé « pompe à chaleur » (PAC), également utilisable en mode « climatisation », système sur lequel nous concentrerons notre attention.

Le terme de PAC/CLIM désigne à la fois la machine thermodynamique permettant le transfert de chaleur et le système en entier, qu'il s'agisse d'une pompe à chaleur ou d'un climatiseur. Le fonctionnement de l'appareil est illustré par la figure 1.

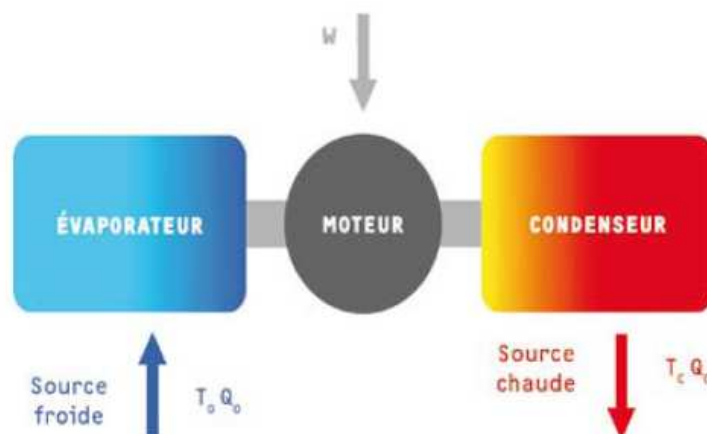


Figure 1 : Schéma de principe d'une machine thermodynamique

Source : Guide technique ADEME-ARENE-BRGM, mars 2008

Q_0 : quantité de chaleur prélevée dans la source froide

Q_c : quantité de chaleur restituée au niveau de la source chaude.

T_o : température d'évaporation à la source froide en Kelvin (évaporateur)

T_c : température de condensation à la source chaude en Kelvin (condenseur)

Le principe consiste en un transfert d'énergie de la source froide vers la source chaude, via un fluide caloporteur (ou fluide frigorigène) qui évolue entre son état liquide et son état gazeux. La source froide est définie comme le milieu d'où l'on extrait les calories et la source chaude comme celui où on les réinjecte. Cela n'est possible qu'en cas d'un apport d'énergie, sous forme de travail (W) pour une PAC à compression. Il existe un deuxième type de PAC, à absorption, moins utilisé. Ainsi, il y a une consommation d'énergie lors de ce transfert. Celle-ci est cependant compensée par la quantité supérieure d'énergie restituée par la PAC qui permet de cette manière une économie globale.

L'efficacité énergétique du système est mesurée par son coefficient de performance (COP) qui correspond au rapport entre l'énergie thermique produite par la PAC à l'énergie électrique consommée. Pour une machine frigorifique on parle aussi de coefficient d'efficacité énergétique. Les différentes sources de calories mobilisables sont l'air extérieur, l'air intérieur, le sol et l'eau. Les PAC eau/eau sont raccordées à un circuit de pompage/réinjection de l'eau. Leur COP est généralement supérieur à 3,5.

Le fluide frigorigène s'évapore au niveau de l'évaporateur en absorbant les calories extraites de la source froide. Le gaz est alors comprimé dans le compresseur (entraîné par un moteur), avec une augmentation de la température. La transmission de la chaleur à la source chaude s'effectue dans le condenseur, occasionnant le passage de la vapeur à l'état liquide. Le cycle thermodynamique peut alors recommencer. L'évaporateur et le condensateur sont des échangeurs thermiques. (Fiche 6 Geoqual ; 2008).

Les PAC/CLIM sur nappe sont généralement utilisées pour des installations de forte puissance en chauffage et/ou en climatisation. Dans ces conditions, les coûts d'investissement et d'exploitation sont intéressants. On les trouve ainsi dans le secteur tertiaire, en utilisation industrielle ou encore dans des immeubles, permettant la climatisation de salles informatiques, le refroidissement de chambres froides... Plusieurs modes de fonctionnement existent.

2.1.2 Présentation des systèmes

Les PAC sur nappe comportent toutes un puits de captage, qui permet leur alimentation en eau. L'eau peut ensuite être rejetée dans le milieu superficiel, par exemple dans une rivière, ou dans le réseau d'assainissement (avec les eaux de pluie dans le cas de réseaux séparatifs). Cependant le système en doublet est le plus fréquemment rencontré : les PAC disposent d'un puits de réinjection en aval hydraulique du premier, permettant le retour de l'eau dans sa nappe d'origine. Ce système a l'intérêt

de garantir l'équilibre quantitatif de la ressource. Il s'agit des PAC considérées dans cette étude. Toutefois, le principal désavantage de ce système réside dans le fait qu'il crée un réchauffement de nappe, plus ou moins durable selon les caractéristiques des aquifères. La figure 2 illustre ces principes.

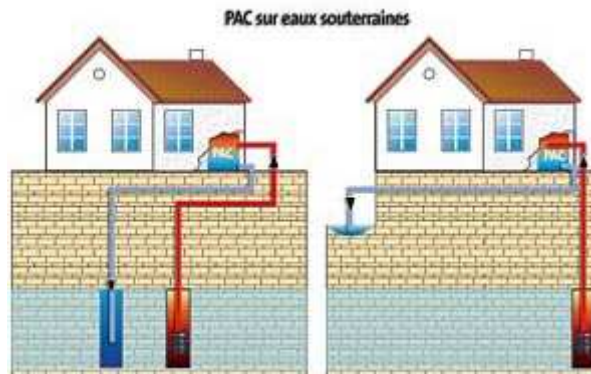


Figure 2 : Exemples de dispositifs d'exploitation d'eau souterraine avec pompes à chaleur géothermiques

Source : © BRGM im@gé

Nous nous intéressons aux usages de climatisation, occasionnant des rejets chauds, dans une gamme de températures généralement comprise entre 20 et 30°C. Il existe différentes modalités de fonctionnement des PAC dans le cadre qui nous intéresse. Le premier mode de fonctionnement est uniquement en climatisation (figure 3), la PAC n'effectuant que des rejets chauds. L'autre modalité est un fonctionnement en chaud et en froid. Elle est rencontrée sur deux types d'installations, les PAC réversibles et les thermofrigopompes. Plus d'informations sont disponibles à ce sujet en annexe 1.

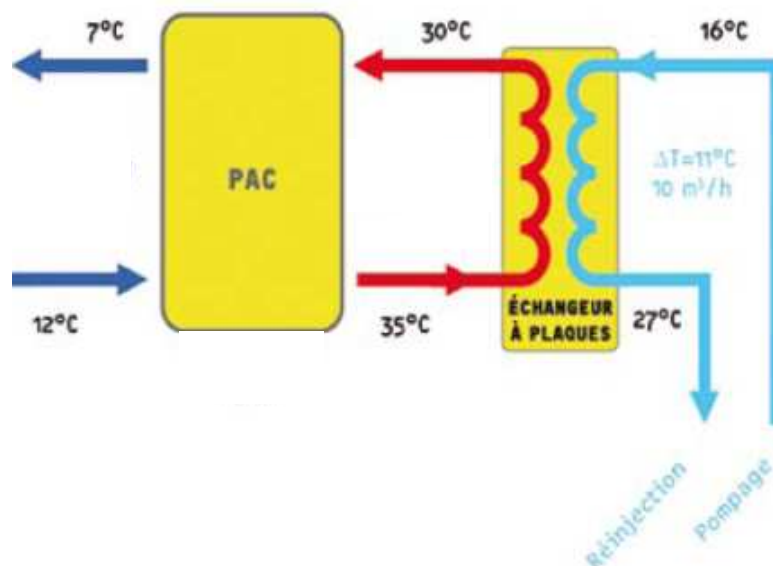


Figure 3 : Fonctionnement d'une pompe à chaleur utilisée en refroidissement

(Source : Guide technique ADEME-ARENE-BRGM, mars 2008)

L'échangeur à plaques permet un fonctionnement en système fermé et permet une plus grande longévité de la PAC. En effet, l'eau pompée dans la nappe n'a subi aucun traitement, et peut ainsi contenir des substances à même de dégrader le système (corrosion, développement de microorganismes...). Le dimensionnement est fait de manière à ce que le rejet chaud n'influence pas la température de l'eau captée.

2.1.3 Nature et variabilité des apports

Les rejets des PAC/CLIM sont à l'origine d'une modification de la température de la nappe. Deux échelles sont à prendre en compte dans l'étude de ces perturbations. Au niveau local, l'injection d'eau crée une « bulle » avec une température différente de celle de la nappe, laquelle, en se déplaçant avec les eaux souterraines, peut créer un panache thermique. Au niveau plus global d'un aquifère, l'ensemble des rejets et leur cumul dans le temps et l'espace peut aussi être à l'origine d'un réchauffement à l'échelle de la nappe, soit un impact général.

Les PAC/CLIM fonctionnent selon des modalités différentes. Elles n'ont pas les mêmes rejets ni les mêmes impac

ts potentiels sur l'aquifère. Cette variabilité ne se cantonne pas à une différence entre les ouvrages, elle est également marquée suivant les saisons.

Il est possible de classer les PAC selon leur type de rejets :

- des rejets chauds tout au long de l'année dans le cas des installations en climatisation continue ;
- des rejets chauds pendant la saison chaude pour des installations utilisées en climatisation de locaux ;
- des rejets froids en hiver et chauds en été pour les PAC utilisées en chauffage et en climatisation (PAC réversibles et thermofrigopompes) ;
- des rejets froids en hiver pour les installations fonctionnant uniquement en chauffage.

La majorité des rejets ne sont pas réguliers. Plusieurs échelles de temps doivent être considérées dans l'étude de ces ouvrages et de leurs rejets.

Tout d'abord, cette variabilité des apports chauds implique que le réchauffement, que ce soit au niveau local ou à celui de la nappe, peut n'être que temporaire, concentré sur les mois les plus chauds de l'année. Il s'agit du cas le plus fréquent sur Lyon. Les températures les plus défavorables doivent alors être considérées.

Un suivi des variations saisonnières (ou annuelles) de la température permet d'observer l'impact thermique immédiat de l'installation sur le milieu et l'impact sur la

stabilité de la température de la nappe, élément important pour le fonctionnement des PAC. Il permet aussi de vérifier si l'impact des rejets chauds sur la nappe est atténué en présence de rejets froids, pour les installations fonctionnant en froid et en chaud.

L'étude des données sur plusieurs années permet d'estimer une tendance générale de l'impact des PAC sur la nappe à plus long terme.

Il faut cependant signaler que les rejets ne sont pas répartis de manière homogène sur l'ensemble du territoire de la ville de Lyon. La localisation des installations sera traitée dans la deuxième partie de ce mémoire.

Le réchauffement de la nappe constitue un phénomène complexe auquel les PAC contribuent seulement pour partie. Les autres facteurs jouant sur la température de la nappe, tels que la saisonnalité ou encore le phénomène d'îlot de chaleur urbain, seront étudiés dans la partie 3, sur les effets directs des PAC/CLIM. L'impact est fortement conditionné par l'état du milieu dans lequel les prélèvements et les rejets sont effectués.

2.2 Milieu sollicité et récepteur

Il est nécessaire de présenter les principaux éléments caractérisant la nappe superficielle lyonnaise.

2.2.1 Zone d'étude et contexte général

Le périmètre de l'étude comprend les villes de Lyon et de Villeurbanne. Le centrage sur ces deux communes a pour origine l'inquiétude de la Ville de Lyon, mais il s'agit surtout des zones concentrant la quasi-totalité des PAC existantes sur l'agglomération et pour lesquelles un inventaire a été dressé (Horizon, 2000-2002). Ces localisations présentent, de surcroît, des conditions d'accès à la ressource très favorables, notamment une profondeur moindre de la nappe.

Les informations disponibles sur certaines communes limitrophes situées en amont hydraulique (Bron, Vénissieux, Saint-Fons et Pierre-Bénite) ont néanmoins été prises en compte, notamment lors de l'interrogation de la base de données ADES (portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines²). La carte suivante (figure 4) présente la localisation de ces communes.

² Accessible sur : <http://www.adès.eaufrance.fr/>

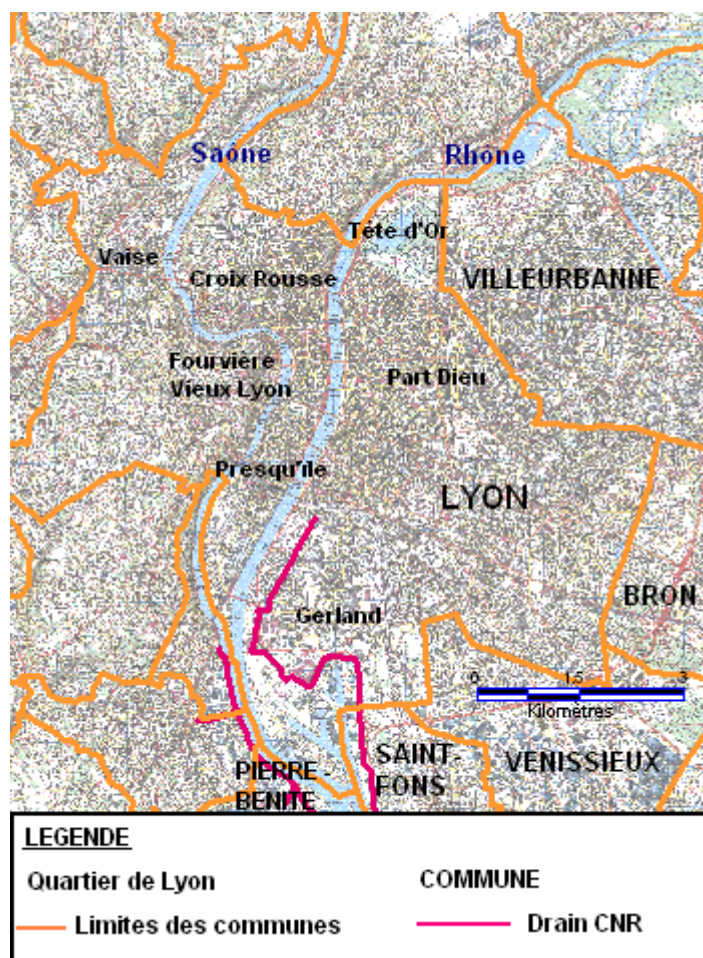


Figure 4 : Carte des quartiers de Lyon et de quelques communes limitrophes

La figure 5 montre la part des prélèvements effectués en eau souterraine sur le territoire des villes de Lyon et Villeurbanne pour des motifs de climatisation ou de refroidissement, d'après les données extraites du catalogue des données techniques issues des processus de redevances de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse en 2007 (AERMC).

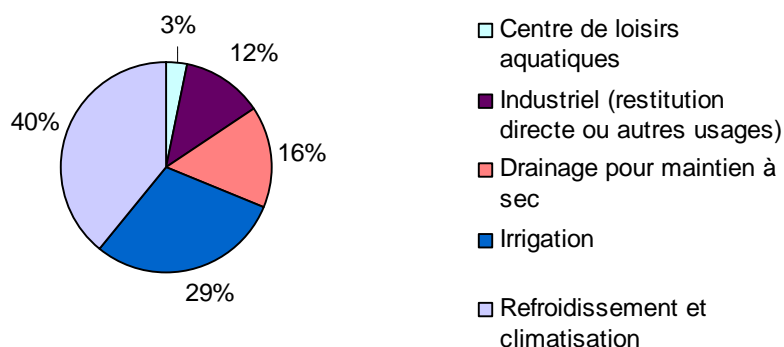


Figure 5 : Type d'usage des volumes d'eau prélevés et déclarés à l'AERMC sur Lyon et Villeurbanne en 2007

En plus de la fonction de logement et des activités de commerce ou encore de transport, l'agglomération lyonnaise est marquée par un fort passé industriel. Ce type

d'activité est toujours présent sur Lyon, en particulier dans le sud de la ville, à proximité du port Edouard Herriot. Le graphique précédent montre l'importance de l'usage de la nappe superficielle pour des besoins de climatisation et de refroidissement sur Lyon et Villeurbanne (environ 40% du volume pompé déclaré). D'autres usages de la nappe sont également présents, parmi lesquels l'arrosage de jardins ou des prélèvements par les industriels.

Le contexte urbain est également à l'origine de la présence de multiples facteurs de réchauffement de la nappe, tels que les activités industrielles, l'imperméabilisation quasi-totale des sols liée à l'urbanisation, les bassins d'infiltration d'eaux de pluie, les pertes ponctuelles ou encore le phénomène d'îlot de chaleur observable dans les grosses agglomérations. La présence du Rhône et de la Saône joue également un rôle important dans les températures observées dans la ville Lyon et dans la nappe à leur proximité, au vu de leur grande amplitude thermique. En plus de ces facteurs, le réchauffement du climat peut également jouer un rôle. La présence de sources de pollutions de la nappe est aussi liée à l'urbanisation considérable de la zone.

2.2.2 Contexte hydrogéologique

L'agglomération lyonnaise se situe à la confluence du Rhône et de la Saône dans le fossé d'effondrement entre le Massif central et les Alpes (couloir rhodanien), formé au Crétacé supérieur (Nicolas *et al.*, 2004). Les différents quartiers de l'agglomération cités sont localisés sur la figure 4.

Les formations anté-quadernaires observées sur la zone d'étude correspondent au socle cristallin et des sables du Miocène. Les terrains cristallins sont composés de roches métamorphiques et de roches plutoniques. Ils affleurent en rive droite de la Saône, au niveau de la colline de Fourvière, et du Rhône après la confluence, ainsi que dans le nord de la presqu'île (Croix Rousse). Les sédiments du Miocène, souvent consolidés en molasse, sont principalement de nature calcaire et micacée. Ils sont localisés essentiellement sur la rive gauche du Rhône et s'étendent sous la plaine de l'Est lyonnais.

La première formation quadernaire rencontrée est constituée de moraines, terrains liés aux glaciers. Les formations morainiques se situent surtout sur les paléo-reliefs du Tertiaire et sur les collines de la Croix Rousse et de Fourvière.

Viennent ensuite les formations fluvioglaciales. Il s'agit d'alluvions déposées à différents stades du retrait du glacier würmien, lors de la dernière glaciation. Elles sont localisées dans les couloirs de l'Est lyonnais. Des alluvions fluviales würmiennes prolongent vers l'ouest les terrains précédents.

La dernière formation correspond aux alluvions fluviales modernes, localisées au niveau des plaines alluviales du Rhône et de la Saône. Elle présente un faciès sablo-graveleux.

La figure 6 montre les principales formations géologiques correspondant aux principales nappes présentes sur l'agglomération lyonnaise.

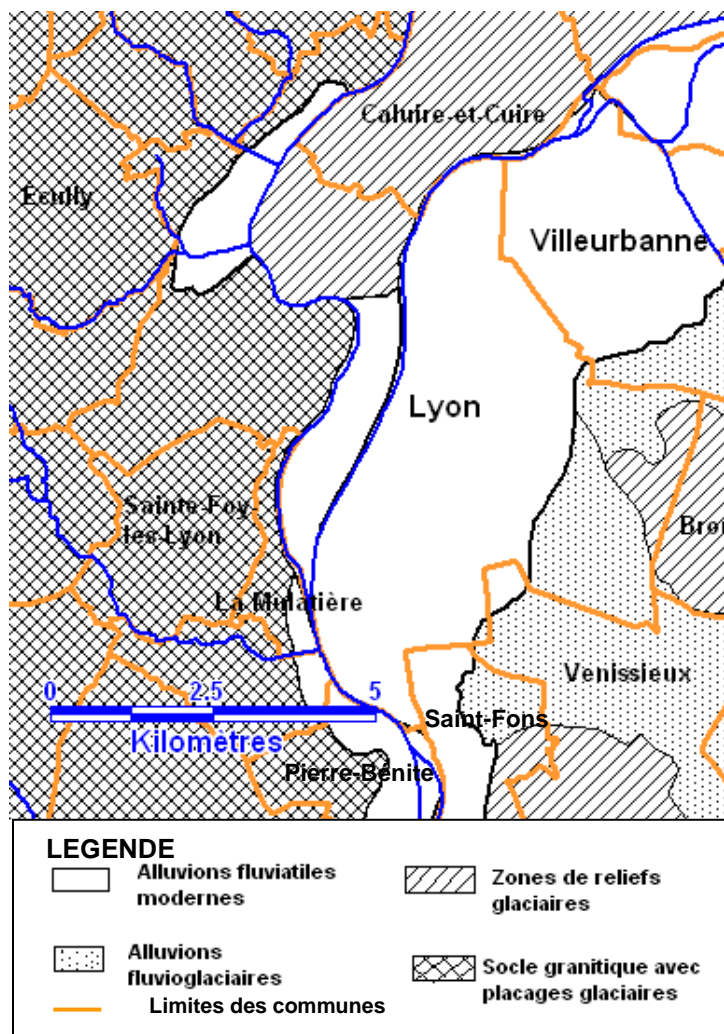


Figure 6 : Principales unités hydrogéologiques

L'hydrogéologie du secteur est assez complexe, plusieurs nappes interconnectées étant présentes. Les aquifères concernant l'agglomération lyonnaise sont les suivants (Nicolas *et al.*, 2004) :

- Les nappes alluviales du Rhône (Villeurbanne, Lyon rive gauche), du Rhône et de la Saône (secteur de la presqu'île) et celle de la Saône (quartier de Vaise), elles correspondent aux alluvions modernes,
- Les nappes des dépôts fluvio-glaciaires de l'Est lyonnais, divisées par des buttes morainiques longitudinales qui les rendent relativement indépendantes ; il s'agit des couloirs de Meyzieu, de Chassieu (Sud/Nord) et de Heyrieux-Saint Symphorien d'Ozon (sud-est/nord-ouest),
- La nappe des cailloutis plio-quadernaires de Bresse (Croix-Rousse),

- Deux nappes plus profondes : la molasse de Bresse et du Bas-Dauphiné (à l'est de la Saône et du Rhône) et la nappe des sables pliocènes dans la vallée de la Saône.

Cette étude concerne plus particulièrement les nappes des alluvions modernes et celles des alluvions fluvioglaciaires, alimentant la nappe alluviale du Rhône. Le tableau 1 suivant présente leur épaisseur et certaines de leurs caractéristiques hydrodynamiques.

Formations géologiques	Epaisseur (m)	Coefficient de perméabilité (m/s)	Coefficient d'emmagasinement	Vitesse d'écoulement (m/an)
Alluvions modernes	20	5.10^{-3} à 2.10^{-2}	20 %	20 à 3000
Alluvions fluvioglaciaires	20 à 50	7.10^{-3} à 15.10^{-3}	12 à 18 %	20 à 3000

Source des données : AERMC, BRGM

Tableau 1 : Caractéristiques des aquifères étudiés

Ces aquifères ont une bonne perméabilité, paramètre indiquant leur capacité à laisser s'écouler un fluide, l'eau dans ce cas. Cette capacité diminue fortement au niveau des faciès argileux rencontrés dans les alluvions modernes ($10^{-6}/10^{-7}$ m/s). La perméabilité des alluvions fluvioglaciaires peut être considérée comme le double de celle des alluvions modernes (Nicolas *et al.*, 2004). Malgré cela, la vitesse d'écoulement de la nappe des alluvions modernes est proche de celle observée dans les couloirs fluvioglaciaires.

L'aquifère des alluvions modernes constitue la nappe d'accompagnement du Rhône et est donc drainé par celui-ci. Les valeurs de coefficient d'emmagasinement sont élevées, ce qui correspond bien au fait que ces nappes soient libres.

La situation de la nappe de la presqu'île formée en amont de la confluence entre le Rhône et la Saône est particulière. Les fluctuations de la nappe suivent celles de ces cours d'eau. Cette zone est quasi-imperméabilisée du fait de sa forte urbanisation.

2.2.3 Piézométrie

L'aquifère superficiel se situe à une **profondeur moyenne de 3 à 5 m**. Le sens général d'écoulement de la nappe des alluvions va du nord-est vers le sud-ouest. Il traduit une alimentation par la nappe de l'est lyonnais (ou fluvioglaciaire) et le drainage par le Rhône et par un aménagement de la Compagnie Nationale du Rhône (CNR), drain mis en place pour rabaisser le niveau piézométrique à la suite de la construction du barrage-écluse de Pierre Bénite. Cet ouvrage constitue ainsi une barrière hydraulique. Ces informations peuvent être observées sur la carte piézométrique de la zone présentée en annexe (annexe 2).

Le niveau et le sens d'écoulement peuvent être localement influencés par les nombreux ouvrages de captage et de rejet existants (formation de cônes de rabattement ou de cônes de réinjection). Ces derniers peuvent être à l'origine de perturbations importantes.

D'autres « barrières hydrauliques » sont également présentes sur la zone. Elles correspondent à des infrastructures pouvant faire obstacle à l'écoulement de la nappe, principalement lorsque leur direction est perpendiculaire à celui-ci dans le cas de barrières continues. Elles sont ainsi à l'origine de perturbations de la piézométrie et de l'écoulement de la nappe.

Les principales barrières recensées sont les galeries de métro des lignes A, B et D, le réseau d'assainissement, certains tunnels et trémies routières, notamment dans le secteur Part-Dieu, les sous-sols de bâtiments et les parkings (Nicolas *et al.*, 2004 ; Horizon, 2000). Un travail du bureau d'étude ANTEA a montré au niveau de la ligne B du métro une élévation de 5 cm du niveau piézométrique à l'est et une baisse de 15 cm à l'ouest. Le réseau d'assainissement est principalement de type unitaire sur la ville de Lyon, caractérisé par des diamètres de canalisation plus importants pour la collecte des eaux de pluie.

2.2.4 Connaissances relatives à la qualité des eaux

a. Qualité physico-chimique

La Ville de Lyon dispose d'un réseau de suivi de la qualité de ses eaux souterraines composé de cinq puits. Le tableau suivant (tableau 2) présente les moyennes de certains paramètres suivis entre mai 2008 et avril 2009. La localisation de ces points de mesure peut être observée sur la figure 6.

	Rhône rive gauche	Part Dieu	Gerland	Tête d'Or	Vaise-Saône
Température (°C)	13.4	17.8	13.1	16.3	15.1
pH	7.53	7.47	7.56	7.55	7.36
Conductivité à 20°C (µS/cm)	385	555	448	560	840
TAC (f)	16.0	22.6	20.5	24.1	24.0
TH (f)	20.0	28.2	22.7	29.1	41.7
Nitrates (mg/L NO ₃ ⁻)	3.1	17.2	0.6	11.4	52.4
Sulfates (mg/L SO ₄ ²⁻)	28.6	52.3	26.4	44.2	108.4
Chlorures (mg/L Cl ⁻)	10.9	24.3	19.3	20.1	62.0
COT (mg/L C)	0.6	0.4	0.7	0.3	0.5

Tableau 2 : Moyennes de différents paramètres suivis sur les puits de la Ville de Lyon entre Mai 2008 et Avril 2009.

La conductivité d'une eau renseigne sur sa minéralisation. D'après les données de la Ville de Lyon, les conductivités mesurées pour la nappe alluviale indiquent une très bonne qualité pour ce paramètre, puisqu'elles sont situées autour de 400 µS/cm,

référence de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine. Ceci est confirmé par l'évaluation de la qualité des eaux souterraines de 2007 (ONEMA, AERMC, DIREN, 2007) et par les faibles concentrations en sulfates et en chlorures. Seul le puits situé à proximité de la Saône (Vaise-Saône) présente une conductivité plus forte. Les concentrations en chlorures et en sulfates y restent néanmoins bien inférieures aux limites de qualité (respectivement 200 et 250 mg/L). La nappe est globalement de bonne qualité en ce qui concerne le nitrate, à l'exception du qualitomètre Vaise-Saône. Ce point diffère des autres sites, en raison de sa localisation dans des conditions hydrogéologiques particulières et la proximité de la Saône.

La nappe alluviale du Rhône présente des caractéristiques très variables selon l'éloignement de la mesure par rapport au fleuve, notamment en ce qui concerne le degré hydrométrique (TH ou dureté) (entre 16 et 36°f). Elle est, de manière générale, de type bicarbonaté calcique. Le fond géochimique implique la présence de fer et de manganèse, dans des gammes de valeurs inférieures aux normes de potabilité de l'eau, en moyenne de 0,125 mg/l pour le fer et de 0,05 mg/l pour le manganèse. (AERMC, fiche 6325 ; ZABR, 2008)

L'aquifère superficiel lyonnais est affecté par les activités humaines, la zone considérée étant fortement urbanisée. La présence d'activités industrielles entraîne une **variabilité importante de la qualité de la nappe**. Ceci est exacerbé du fait de l'existence de nombreuses infrastructures souterraines (lignes de métro, parkings, caves...) susceptibles de perturber l'écoulement naturel de la nappe et de créer des zones de stagnation où des polluants peuvent s'accumuler.

Différents acteurs, tels que l'AERMC ou encore la zone atelier bassin du Rhône (ZABR), indiquent l'existence d'une pollution aux solvants chlorés dans le sud de Lyon (ZABR, 2008 ; ONEMA, AERMC, DIREN, 2007). Une extraction des données issues du contrôle des installations classées de la base ADES a permis d'obtenir des informations plus détaillées sur la pollution de la nappe. Lors de la consultation de cette base, il a été considéré que les substances les plus fréquemment recherchées devaient correspondre à celles qui sont le plus souvent rejetées et qui seraient donc les plus présentes dans la nappe. En effet, les analyses effectuées par les installations classées sites pollués (ICSP) et entrées dans la base ADES correspondent aux principaux polluants émis. Il ne s'agit donc pas du reflet de la pollution globale de la nappe, mais de l'identification de substances pouvant être présentes localement.

La majorité des polluants retrouvés sur Lyon sont des micropolluants organiques, parmi lesquels les principaux groupes sont des composés organiques halogénés volatils (COHV), ou solvants chlorés, avec le plus grand nombre d'analyses effectuées, puis des dérivés du benzène, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des

hydrocarbures sont également révélés. Une liste des principaux composés est disponible en annexe 3.

b. Qualité microbiologique

Peu de données existent quant à la qualité microbiologique de cet aquifère. Une étude non concluante a été menée pour mettre en évidence un impact de la température sur les bactéries présentes dans la nappe (Lupe et Renaud , 2006). Elle signale la présence de souches de *Legionella*, bactéries ubiquistes et habituellement présentes dans le milieu naturel.

La Ville de Lyon suit également à l'aide de son réseau de surveillance dans la nappe les indicateurs de contamination fécale suivants : microorganismes aérobies à 22° et à 36°C, coliformes à 36°C, *Escherichia coli*, Entérocoques (Streptocoques fécaux) et microorganismes anaérobies sulfite-réducteurs (spores). Les résultats des analyses sur la période Mai 2008 – Avril 2009 indiquent que l'eau possède une **bonne qualité microbiologique sur ces critères**.

3 Effets directs des PAC/CLIM

Dans le cadre de la géothermie à très basse enthalpie, les effets directs résultent directement du fonctionnement des PAC/CLIM, au contraire des effets indirects, induits par les effets directs, et qui seront étudiés dans la partie 4.

3.1 Définition des effets directs

La réinjection d'eau à une température différente de celle de la nappe modifie la température de celle-ci à proximité du puits de rejet. Pour la géothermie basse et très basse enthalpie, cette différence de température peut atteindre 5 à 7°C en mode chauffage et 10 à 12°C en production de froid. Dans ce second cas, cela correspond à des températures de rejet pouvant atteindre 30°C. Par conséquent, un réchauffement local est occasionné.

La perturbation, ou panache de chaleur dans le cas des PAC/CLIM, dépend des volumes injectés et de leur température, du sens d'écoulement et de la vitesse de la nappe, de l'épaisseur de l'aquifère, de la conductivité thermique des terrains et de la disposition du doublet (BRGM, ADEME, ARENE, EDF, 2008). Elle dépend également des conditions d'écoulement, qui peuvent être à l'origine d'une accumulation d'eau chaude, avec la création d'une poche stable, ou de son atténuation. La perturbation thermique se propage dans le sens de l'écoulement.

Son atténuation passe d'abord par plusieurs phénomènes, une absorption de calories/frigoriques par la roche en place (effet capacitif), un échange conductif avec les formations voisines et ainsi de manière plus générale une dispersion dans l'aquifère. Il

semblerait que dans le cas de nappes peu profondes, comme c'est le cas à Lyon, les échanges sol/atmosphère soient prépondérants, permettant d'effacer rapidement la perturbation (Horizon, 2000).

A l'échelle de la nappe, l'ensemble de ces perturbations pourrait également provoquer une élévation de la température, même en dehors des zones directement sous influence des PAC/CLIM. Cette augmentation serait évidemment moins marquée qu'à la proximité de puits de réinjection, du fait des phénomènes d'atténuation, et serait vraisemblablement de l'ordre du degré Celsius. A l'heure actuelle, ce phénomène n'a pas toujours été clairement mis en évidence.

Un risque peut apparaître localement à cause du réchauffement. Il s'agit de la l'émergence de conflits d'usages, liés à des interférences entre les captages et les rejets de différentes PAC qui menaceraient la durabilité de ces ouvrages ou encore une incompatibilité de l'utilisation de l'eau plus chaude pour d'autres usages (industriels, arrosage...).

De façon plus occasionnelle, puisque lié à un dysfonctionnement, un autre effet direct possible des PAC/CLIM est la fuite accidentelle de fluide frigorigène, les systèmes sur aquifère en contenant une quantité relativement faible. Une telle fuite pourrait être plus dommageable pour l'atmosphère que pour les eaux souterraines, la plupart de ces produits étant des gaz à effet de serre. Il ne sera pas étudié dans ce rapport, dans lequel les effets directs seront donc uniquement les effets thermiques.

3.2 Etat des connaissances

Lorsque des questionnements autour des PAC/CLIM émergent, la première étape à réaliser pour y répondre consiste en un recensement des ouvrages sur le territoire étudié. C'est le cas de la ville de Lyon (Horizon, 1998-2002 ; Burgeap, 2007), mais ce problème est également abordé de cette manière à Grenoble (Charguéron *et al.*, 2007) et à Strasbourg (ANTEA/Observatoire de la nappe, 2008). Cet inventaire est généralement accompagné d'autres objectifs. L'interrogation autour des PAC/CLIM à Grenoble et à Strasbourg est récente, en lien avec le développement actuel de ces ouvrages, et ces démarches s'inscrivent dans une dynamique de prospective. Leurs objectifs complémentaires consistent, en effet, à évaluer le potentiel d'utilisation de leur nappe à des fins thermiques et la vulnérabilité de celle-ci par rapport à un réchauffement.

En plus de ce recensement, il est nécessaire de réaliser un suivi thermique afin d'établir dans quelle mesure les PAC/CLIM impactent la température de la nappe dans sa globalité. Il est généralement conseillé dans les arrêtés d'autorisation d'accompagner la mesure de la température sur les ouvrages par la mesure du niveau de la nappe ainsi que des débits de prélèvement et de rejet d'eau. Le suivi d'autres paramètres (conductivité,

potentiel redox, pH...) serait également intéressant pour observer un impact non thermique. A Lyon, ce travail initial, réalisé il y a dix ans, cherchait à établir les incidences respectives des variations saisonnières et des PAC/CLIM sur l'évolution de la température de la nappe. L'étude n'a cependant pas totalement atteint cet objectif (David A., 2003). L'inventaire des PAC a été mis à jour en 2007 (Burgeap, 2007).

Tous les rapports soulignent l'importance de l'encadrement du développement des PAC pour limiter les risques de conflits d'usage sur la nappe.

Les études menées sur le sujet des PAC concernent le plus souvent la réalisation et l'exploitation de tels ouvrages (études de faisabilité, diagnostics de problèmes de corrosion ou de colmatage) (par exemple : Naveteur et Bruss, 2007, Ignatiadis I. *et al.*, 1998). Les diverses études existantes considèrent que l'impact direct des PAC/CLIM sur la température de la nappe est le principal élément à prendre en compte. Les impacts généraux sur l'environnement sont généralement considérés comme mineurs, voire négligeables, même s'il est souligné que les éventuels effets observés doivent être évalués (Rybach, 2003).

Ces effets n'ont toutefois pas été étudiés à l'heure actuelle, ce qui les rend d'autant plus difficilement quantifiables (ANTEA/Observatoire de la nappe, 2008). Une autre explication de l'absence de travaux à ce sujet pourrait être la recherche d'impacts spécifiques aux PAC, ce qui exclut les effets non spécifiques tels que la variation de la piézométrie à proximité des forages.

Ainsi, la part attribuable aux PAC/CLIM dans le réchauffement des nappes qu'elles utilisent n'a pas été déterminée. Sur Lyon, leur impact a été comparé avec les variations saisonnières, la nappe étant située dans la zone d'hétérothermie annuelle, mais pas avec la température du Rhône, pouvant influencer certaines zones, ni avec d'autres facteurs de réchauffement. D'autres systèmes également susceptibles d'occasionner un réchauffement de nappe ont pu être étudiés. Ces aspects seront abordés plus amplement pour l'aquifère lyonnais dans la partie suivante.

3.3 Effets directs sur l'aquifère lyonnais

3.3.1 Evaluation des effets directs

a. Recensement des installations et ouvrages d'injection

Entre 1998 et 2002, le service de navigation Rhône-Saône, en charge de la police de l'eau pour Lyon, a commandé un inventaire des PAC présentes sur Lyon et Villeurbanne, ainsi qu'un suivi thermique de la nappe au niveau de ces installations (Horizon, 1998-2002). Ce recensement donne les informations de base sur ces ouvrages : exploitant, coordonnées Lambert, profondeur des forages, débits, périodes et

type d'utilisation.... En 2007, une mise à jour de cette liste a été faite à la demande de la Ville de Lyon (Burgeap, 2007). Les données sur les autres PAC n'ont pas été actualisées et seuls les ouvrages construits depuis 2000 y figurent.

Le catalogue des données techniques issues des processus de redevances de l'AERMC en 2007 constitue une autre source d'information consultée sur les PAC présentes sur Lyon. En effet, les installations pompant un débit important d'eau sont soumises à la redevance. En théorie, toutes les installations déclarées auprès de l'AERMC dans une des catégories d'usage en refroidissement ou en climatisation, avec restitution souterraine, devraient figurer dans la liste établie par les bureaux d'étude. Ce recoupement est cependant délicat à effectuer en raison de l'absence d'identifiant unique des forages dans les différents listings.

En effet, ces derniers sont tantôt identifiés par un code de prélèvement pour l'AERMC, tantôt par un code BSS (Banque du sous-sol) ou encore par le nom du propriétaire ou par celui de l'exploitant. Les coordonnées Lambert peuvent soit correspondre aux puits, soit à l'adresse ou même au centre ville dans le cas de la liste de l'AERMC. Ce manque de précision peut rendre impossible une identification fiable des installations.

Une liste de 74 installations soumises à une obligation de suivi de la température été élaborée par le SCHS de la Ville de Lyon (Montfort A., 2009). La liste de l'AERMC comporte 98 installations, mais ce nombre varie selon les années d'après une comparaison avec le catalogue de 2005 et celui de 2006. Cela peut indiquer une faible fiabilité du classement dans la catégorie d'usage dans le catalogue de l'AERMC. L'inventaire Horizon comporte 79 PAC/CLIM et celui du Burgeap 65, soit un total de 144 PAC/CLIM. Le rapprochement de ces listes met en évidence des discordances.

Ainsi aucune liste exhaustive des PAC actuellement en fonctionnement n'est disponible, puisque certaines installations ont pu être abandonnées depuis 2002 et que le recoupement avec les données de l'agence de l'eau n'est pas parfait. Les informations sur les ouvrages doivent également être vérifiées de manière à supprimer les contradictions entre les listes au regard des usages des forages (PAC en chaud, en froid, abandon...) et des conditions de rejet (restitution superficielle, souterraine ou tout-à-l'égout) afin de bien connaître la situation. Il paraît essentiel de disposer d'une telle liste actualisée pour éviter les conflits d'usage et pour suivre les impacts des installations.

Toutefois, l'inventaire obtenu en combinant ces listes constitue déjà une base suffisante pour la présente étude. Il indique les zones où sont situées les plus grosses installations et celles où se trouvent les plus fortes concentrations en PAC. En 2000, ces zones identifiées comme les plus sensibles aux PAC touchaient notamment les secteurs de Part-Dieu, de Gerland, de la Presqu'île et à la limite entre Lyon et Villeurbanne

(Horizon, 2000), comme il est possible de voir en annexe 4. Cette carte montre également que les PAC/CLIM identifiées par les bureaux d'études et par l'AERMC n'ont pas les mêmes coordonnées, mais sont globalement situées dans les mêmes secteurs. Pour une meilleure détermination des zones sensibles, il est important de prendre en compte les températures et les débits de rejet.

b. Températures injectées

En plus de l'inventaire des PAC/CLIM présente sur Lyon et Villeurbanne, le bureau d'études Horizon a également effectué une campagne de mesures thermiques sur un certain nombre des installations recensées, afin de dresser des cartes thermiques à différentes périodes (décembre 1999, avril et août 2000). Les températures de l'eau au niveau des puits de captage et des puits de réinjection des PAC/CLIM ont été mesurées, ainsi qu'au niveau de forages utilisés à d'autres fins (arrosage...). Les températures relevées aux puits de rejets pour les installations en fonctionnement vont de 8 à 25°C en décembre et de 16 à 31°C en août.

Il est important de connaître les températures de rejet pour étudier leurs effets sur la nappe.

c. Mesures et variabilité de la température dans l'espace et le temps

Pour apprécier de façon globale les impacts sur les eaux souterraines, les températures de la nappe sont mesurées par deux réseaux dont les points ne sont pas des ouvrages PAC/CLIM et en sont distants pour la majorité :

- Le premier appartient au Grand Lyon et regroupe vingt-cinq piézomètres. Il a été mis en place dans le cadre d'une étude sur le risque d'inondation. Les températures sont disponibles pour la période allant d'octobre 2006 à mai 2009, toutes les heures.
- Le second réseau est celui de suivi de la qualité de la nappe par la Ville de Lyon, dont il a déjà été question dans la première partie. Il est en place depuis 1993 et comporte une mesure mensuelle. On dispose des courbes de température mesurées sur ces cinq points entre 1993 et 2009, mais seules les données brutes d'avril 2008 à avril 2009 ont été accessibles pour ce travail.

Les emplacements des puits sont localisés sur la figure 7. Quelques données de température sont disponibles dans le rapport Horizon (température de captage et de rejet en 2000) et dans la base ADES, mais elles ne seront pas exploitées lors de cette étude.

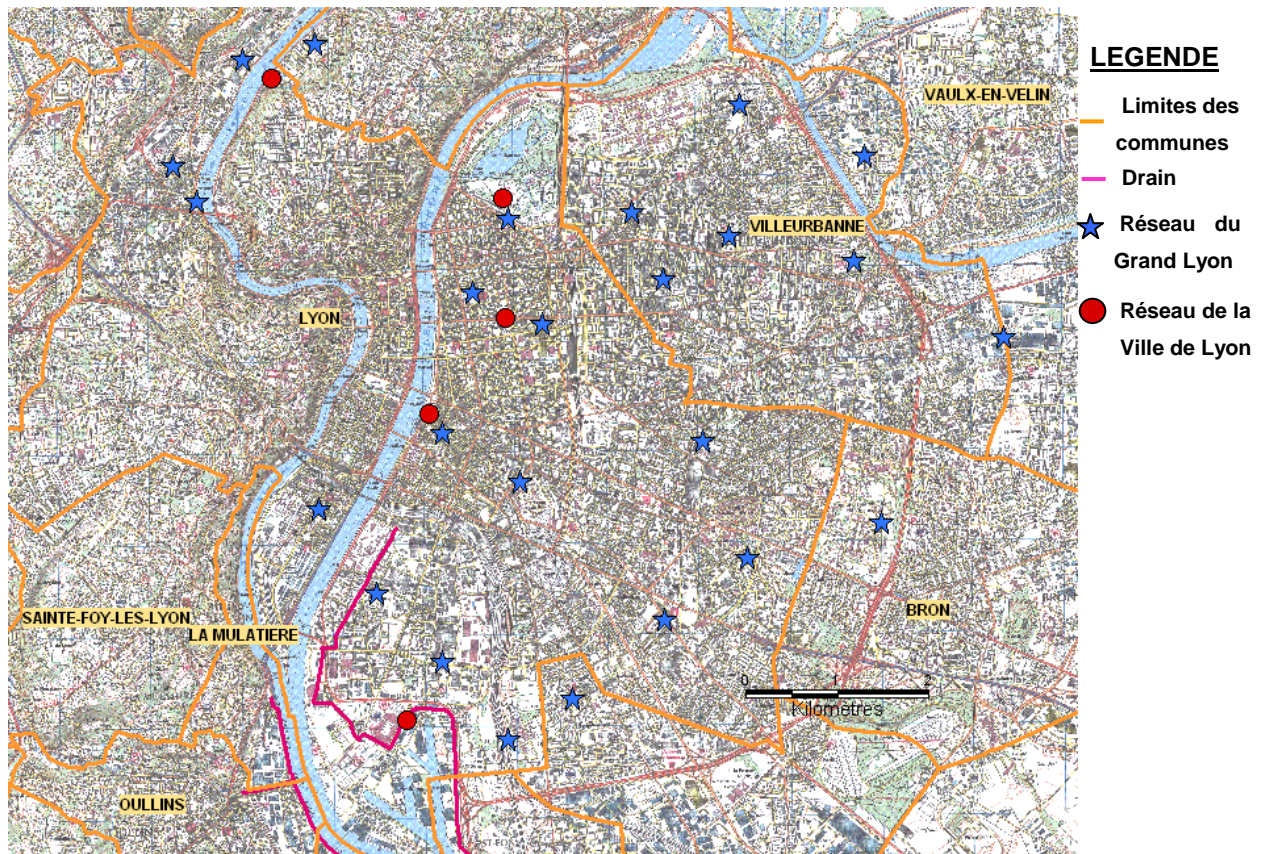


Figure 7 : Carte de localisation des points de suivi de la nappe de deux réseaux sur Lyon

Pour parler de réchauffement global de la nappe, il faut connaître la température et les gammes de variations naturelles de celle-ci. Les eaux souterraines possèdent généralement une faible amplitude thermique. Cette dernière peut refléter les variations saisonnières dans certaines conditions (zones d'hétérothermie). Nous allons dans un premier temps étudier et estimer les fluctuations naturelles de la température. Pour cela, nous utiliserons les graphiques de température de la nappe disponibles (annexe 6) issus d'un rapport de la Ville de Lyon sur les PAC en 2009 (Montfort, 2009). Ces points sont intéressants car ils sont situés dans différents secteurs de Lyon et permettent de donner une image de l'ensemble de la nappe.

En premier lieu, l'influence de la saison se fait de moins en moins sentir avec la profondeur. Une étude montre que les températures dans un sol sont perturbées jusqu'à une profondeur de 20m, avec une inertie importante (Taniguchi *et al.*, 2008). A cette profondeur, on tend vers la zone d'homothermie où le flux géothermique local l'emporte sur les échanges avec l'atmosphère. Ce comportement est modifié par la présence d'un aquifère qui diminuerait cette perturbation grâce à la capacité calorifique plus importante de l'eau, conférant ainsi un pouvoir de tampon thermique. Il semblerait donc que la saisonnalité puisse avoir un impact sur la température de la surface de la nappe superficielle lyonnaise, d'au maximum quelques degrés. Les aquifères peuvent ainsi être stratifiés en couches de différentes températures.

Or, dans le cas du réseau de suivi du Grand Lyon, la profondeur à laquelle les températures de l'eau ont été mesurées est inconnue et les piézomètres du Grand Lyon ne sollicitent pas la ressource (ce sont des ouvrages passifs). Ceci doit être regardé avec attention lors de l'interprétation de l'évolution de la température. Au contraire, le réseau de la Ville de Lyon est composé d'ouvrages de captage, actifs, et la température mesurée est la moyenne de celles de l'ensemble de l'aquifère sollicité.

A des fins de comparaison, les températures maximales de l'air mesurées à Lyon entre 1993 et 2008 ont été exploitées et sont présentées en figure 1 de l'annexe 5.

D'autre part, dans le cas d'une nappe d'accompagnement d'un cours d'eau, comme c'est le cas à Lyon, les fluctuations naturelles de la température peuvent être liées à l'influence des cours d'eau, en l'occurrence du Rhône et de la Saône. La proximité du fleuve peut augmenter fortement l'amplitude thermique des variations saisonnières. Or, le Rhône drainant la nappe, son influence sur la température des eaux souterraines est extrêmement faible sauf à sa proximité immédiate. Des échanges thermiques peuvent néanmoins avoir lieu par conduction, mais ils seraient rapidement atténués. L'évolution de la température du Rhône est disponible en figure 2 de l'annexe 5.

Globalement, il semblerait que les maxima de température de la nappe soient atteints vers octobre-novembre et les minima vers les mois d'avril et mai (Montfort, 2009). Ce décalage de quelques mois par rapport aux changements saisonniers montre l'inertie thermique du sol et le pouvoir de tampon thermique de la nappe. Ce décalage pourra être pris en compte pour caler les modèles dans des travaux éventuels de modélisation hydraulique et thermique. Le terme d'amplitude thermique désigne l'écart entre les températures maximale et minimale en un même lieu sur une période donnée.

Les évolutions des températures entre 1993 et 2009 mesurées sur les cinq puits composant le réseau de la Ville de Lyon ont été analysées pour évaluer l'impact des facteurs naturels influençant la température de la nappe dans ces différents secteurs, à savoir la saisonnalité et la proximité d'eaux superficielles. Ces analyses sont disponibles en annexe 6.

Tout d'abord, la saisonnalité est plus marquée au niveau des puits situés à proximité des eaux superficielles (Rhône et lac du parc de la Tête d'Or), où l'amplitude thermique peut atteindre 17°C, avec un minimum de 8 °C en hiver et un maximum de 24°C en été. De telles variations de températures pourraient masquer dans ces secteurs l'influence d'autres facteurs thermiques comme les PAC/CLIM.

La présence de rejets, chauds ou froids selon les saisons, est également suspectée pour expliquer certaines variations de température, notamment dans le secteur de la Part Dieu et dans celui de Gerland.

Toutes les variations n'ont cependant pas pu être expliquées. Il ressort également de l'analyse de ces données qu'il est important que le suivi de la température soit régulier pour que les données puissent être étudiées de manière fiable. La fréquence mensuelle paraît être le minimum pour étudier les changements qui nous intéressent. De plus, au vu des fortes différences entre les secteurs dans les valeurs de température de la nappe, pour les amplitudes thermiques et les tendances d'évolution sur 15 ans, la situation thermique de la nappe semble difficilement généralisable.

Le tableau 3 présente les températures moyennes, minimales et maximales de la nappe mesurées dans les différents secteurs entre avril 2008 et mai 2009.

Température (°C)	Rhône rive gauche	Part Dieu	Gerland	Tête d'Or	Vaise-Saône
Moyenne	13.4 19.4*	17.8 17.0* 15.6* (aval)	13.1 21.1*	16.3 14.4*	15.1 14.2* (RG) 14.9* (RD)
Maximum	18.4 19.7*	19.2 17.5* 17.3*	18.0 24.2*	20.7 15.4*	19.6 14.5* (RG) 15.1* (RD)
Minimum	6.8 19.2*	16.0 16.6* 15.9*	8.1 17.7*	10.9 13.5*	14.4 13.7* (RG) 14.7* (RD)

* données du réseau du Grand Lyon. RG : rive gauche. RD : rive droite.

Tableau 3 : Températures de la nappe dans différents secteurs de Lyon entre 2008 et 2009.

Les températures moyennes, maximales et minimales sont très variables selon les différents quartiers. Ceci confirme l'intérêt de considérer chacun d'eux de manière indépendante et le moindre intérêt de considérer la nappe dans son ensemble pour cette étude. Les moyennes sont comprises entre 13,4 et 21°C, températures très différentes de celles trouvées en amont hydraulique (14-15°C). La variabilité est également marquée à l'intérieur même des secteurs, de manière plus ou moins forte. Certaines différences peuvent être expliquées par la localisation des points de mesures, observable sur la figure 6. Par exemple, l'amplitude de variation très différente entre les deux points dans la zone Rhône rive gauche peut être expliquée par la distance au fleuve et celles des puits de la Tête d'Or par la distance au lac situé dans le parc.

La situation actuelle est difficile à interpréter : les amplitudes thermiques et les températures de la nappe sont extrêmement variables d'un point à un autre. Cela est sans doute dû à la présence de différents facteurs de réchauffements (part des zones imperméabilisées, présence de PAC/CLIM...). Il semble ainsi nécessaire d'étudier chacun de ces secteurs et l'impact thermique sur la nappe attribuable à ces différents facteurs.

d. Autres facteurs de réchauffement

Pour déterminer la part du réchauffement de la nappe attribuable aux PAC/CLIM, il est nécessaire de distinguer les différents facteurs pouvant être à l'origine d'une élévation de température des eaux souterraines sur Lyon. Les barrières hydrauliques peuvent être

responsables d'une modification des écoulements d'ensemble, avec une limitation de la dispersion et des mélanges entre les eaux souterraines selon les secteurs. En 2000, les températures de la nappe étaient déjà élevées, entre 16 et 15,7°C, en dehors du contexte des PAC, avec un pic froid vers fin avril, période de fonte des neiges, et un pic chaud en novembre. Les principales causes envisagées étaient alors l'urbanisation et l'industrialisation (Horizon, 2000). Les deux principaux mécanismes identifiés par ailleurs et ayant été étudiés sont le **phénomène d'îlot de chaleur urbain et les bassins d'infiltration des eaux de pluie**.

Le **phénomène d'îlot de chaleur urbain** désigne des élévations localisées de température dans des zones urbaines et périurbaines par rapport à celles des zones rurales environnantes ou par rapport aux moyennes régionales. Leur ampleur peut être très variable au sein d'une même agglomération, selon l'occupation du sol, l'exposition ou encore le relief par exemple, et entre différentes villes selon leur taille, le climat, le type d'aménagement....

Deux facteurs sont à l'origine de ce phénomène :

- Les activités humaines constituent le premier, comme elles sont plus intenses et plus concentrées dans les villes (forte densité du bâti qui subit des pertes de chaleur diffuses, transport...).
- Le second facteur est lié à la modification des caractéristiques de surface, notamment le remplacement de surfaces végétalisées, qui permettent une régulation thermique, par des surfaces imperméables et artificielles qui retiennent la chaleur notamment du fait de leur faible albédo.

La plupart des études se concentrent sur les effets sur la température atmosphérique. Un nombre plus limité de travaux s'intéresse à l'impact sur l'environnement souterrain. Les effets liés à l'urbanisation pourraient être beaucoup plus persistants que les impacts sur l'atmosphère (Huang *et al.*, 2008). Dans de nombreuses agglomérations, on observe ainsi un réchauffement de **quelques degrés** du sous sol et des eaux souterraines. (Allen *et al.*, 2003, Taniguchi *et al.*, 2008; Huang *et al.*, 2008). De plus, il semble que les perturbations thermiques puissent se propager à des profondeurs importantes modifiant ainsi le gradient géothermique local (Ferguson and Woodbury, 2004).

Ces expériences ont été réalisées dans des conditions très différentes de celles de Lyon (mégalo-poles asiatiques). Il est donc raisonnable de penser que l'impact serait bien moins important dans le cas de l'aquifère lyonnais, les quelques degrés de variations représentant alors un maximum.

La présence de **bassins d'infiltration des eaux de pluies** est rendue nécessaire par l'imperméabilisation des surfaces lors de l'urbanisation. A leur aplomb, les transferts

de chaleur vers la nappe s'effectuent par advection via les eaux de pluie (Foulquier *et al.*, 2007). L'influence de ces dernières est principalement fonction de l'écart de température entre les eaux de ruissellement et les eaux souterraines et du volume d'eau infiltrée. L'amplitude thermique de la nappe est augmentée à l'aplomb des bassins d'infiltration (Foulquier *et al.*, 2007).

L'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU) s'intéresse notamment à cette question sur Lyon, où l'infiltration artificielle des eaux de pluie contribue de manière notable à la recharge des nappes. Les informations citées ont ainsi été obtenues sur Lyon. La variation de température en lien avec un événement pluvieux est de l'ordre de **3°C** (Foulquier *et al.*, 2009, Côme, 2008) à l'aplomb des sites de recharge. Lors d'événement pluvieux, l'eau des nappes peut atteindre 20°C en été ou 10°C en hiver à l'aplomb de ces bassins d'infiltration. A l'échelle annuelle, le réchauffement local attribuable à ces installations reste faible, inférieur à 0,5°C (Côme, 2008, Foulquier *et al.*, 2007). Les variations de température s'atténuent considérablement avec la profondeur, restant essentiellement perceptibles dans les premiers mètres de la nappe. L'atténuation se fait également avec la distance à l'ouvrage d'infiltration, confinées à quelques centaines de mètres en aval du bassin (Côme, 2008).

Foulquier *et al.* (2007) considèrent que l'effet des bassins d'infiltration sur le réchauffement de la nappe est bien inférieur à celui des PAC/CLIM, de par leur nombre bien plus faible et avec un débit de 60 m³/h et une température de 14,4°C en moyenne pour les bassins contre 50 m³/h et une température de rejet supérieure à 20°C pour les PAC/CLIM.

e. Impact des PAC/CLIM

L'impact des PAC/CLIM sur un aquifère est difficile à mettre en évidence, notamment du fait de l'adaptation de leur fonctionnement aux besoins de l'utilisateur. Il faut prendre en compte différents paramètres : température et débit de rejet, périodes de fonctionnement annuel, hebdomadaire et journalier, usage ou non en chauffage... De manière générale, on attend un réchauffement local de la nappe près des PAC fonctionnant en climatisation toute l'année, qui lisserait l'évolution des températures vers le haut et pourrait ainsi masquer localement l'impact de la saisonnalité.

Les PAC/CLIM fonctionnant de manière saisonnière, les PAC réversibles et les thermofrigopompes correspondent plutôt à des amplificateurs des tendances saisonnières, en réchauffant la nappe en été et en diminuant le déphasage entre les températures de l'air et celles de la nappe. L'interprétation des mesures de température est alors d'autant plus difficile, puisque l'intensité de fonctionnement est corrélée avec les températures extérieures et donc à l'impact des saisons.

Par ailleurs, les températures de réinjection ne sont qu'indicatives, car elles varient constamment en fonction des besoins des bâtiments.

Pour l'étude de l'impact des PAC/CLIM, la création de cartes sous un système d'information géographique (SIG) a semblé l'approche la plus intéressante. La carte suivante (figure 8) présente la localisation des PAC/CLIM recensées et celles des puits mesurant la température. Ainsi, il est possible de déterminer les forages de suivi les plus susceptibles d'avoir été impactés pas ces installations et de réfléchir à une organisation spatiale d'un futur système de surveillance de la température pour couvrir l'ensemble des zones pertinentes. L'annexe 7 présente les courbes des températures des points sur chacun des secteurs.

Le fond de cette carte provient d'un scan IGN, avec une couche délimitant les différentes communes. Quatre couches ont été créées pour répondre à l'objectif grâce aux coordonnées Lambert II des installations. Les PAC/CLIM représentées provenant de l'inventaire effectué par les bureaux d'étude Horizon et Burgeap correspondent aux puits de réinjection des installations fonctionnant au moins en climatisation une partie de l'année.

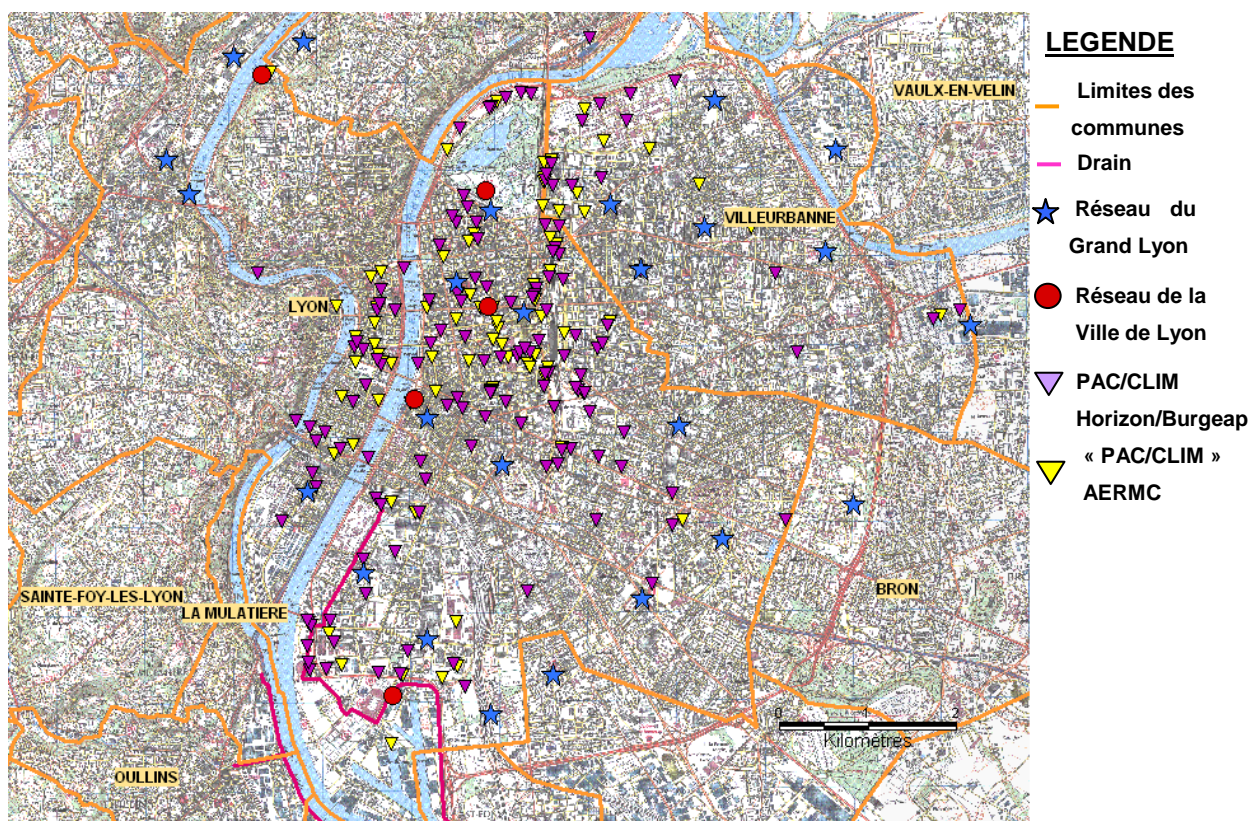


Figure 8 : Cartographie des PAC inventoriées et des points des réseaux de mesure de la température des eaux souterraines

Deux démarches ont été envisagées :

- La première consiste à se baser sur les zones à forte densité de PAC/CLIM et à remonter aux mesures de température les plus proches, afin d'essayer de mettre en évidence l'impact de leur présence.
- La seconde consiste, au contraire, à essayer de détecter sur les courbes de température des anomalies qui pourraient être recoupées avec la proximité de PAC/CLIM.

Au vu de la complexité d'interprétation des données de température, la première démarche semble offrir plus de chance de mettre en évidence un éventuel impact. Pour identifier ces impacts locaux, les données de température des deux réseaux sont utilisées sur la période allant d'avril 2008 à avril 2009. Afin d'homogénéiser le format des données, les moyennes sur chaque mois des données horaires issues du réseau du Grand Lyon ont été utilisées, les données de la Ville de Lyon étant mensuelles. Trois secteurs semblent intéressants à étudier. Il s'agit :

- Du quartier de la Tête d'Or,
- Du quartier de la Part Dieu,
- Du quartier de Gerland.

Les ouvrages à proximité du Rhône ont été exclus, car nous avons vu précédemment que l'influence du fleuve était trop importante pour mettre en évidence d'autres facteurs. Les courbes de température sont disponibles en annexe 7.

Au niveau de la Tête d'Or (figure 1 de l'annexe 7), les forages de suivi ne sont pas situés à proximité immédiate de PAC/CLIM, et l'influence de celles-ci pourrait ne pas être perceptible. Ils sont cependant en aval hydraulique de zones à fortes concentrations (limite Lyon-Villeurbanne le long du parc). Les deux mesures, distantes d'environ 250m, sont très différentes. L'amplitude du point le plus proche du lac de la Tête d'Or, appartenant à la Ville de Lyon, est d'environ 10°C, alors que celle du réseau du Grand Lyon est de 2°C. De plus, pour le premier puits, les températures maximales sont observées entre juillet et septembre, contrairement au second où elles se produisent vers le mois de novembre. Le décalage par rapport aux saisons n'est pas le même. Cela montre que l'ouvrage de la Ville de Lyon est influencé thermiquement, mais il est impossible d'y voir l'influence directe de PAC/CLIM.

Le secteur de la Part-Dieu est une des zones où la densité de PAC/CLIM est la plus forte et était déjà signalé en 2000 par le rapport Horizon. L'évolution des deux courbes (figure 2 de l'annexe 7) issues des données du Grand Lyon est semblable en termes d'amplitude de variation, même si la température du point situé en aval hydraulique est plus faible de 1 à 2°C en moyenne. Au contraire, le point de la Ville de Lyon, situé entre les deux autres, varie différemment, notamment pendant la saison chaude, période de fonctionnement des PAC/CLIM. La température maximum relevée est

de 19°C et l'amplitude de variation est plus grande (3°C contre un peu plus de 1°C). L'amplification de la tendance à un réchauffement estival mesuré sur ce puits pourrait totalement être expliquée par la proximité de PAC. Ces dernières seraient donc à l'origine des 2 à 3°C supplémentaires observés sur ce point.

Gerland (figure 3 de l'annexe 7) correspond à une des zones les plus industrielles de Lyon. Certaines de ces activités utilisent des groupes froids tout au long de l'année. La grande différence entre les allures des deux courbes est probablement due à la présence de facteurs d'influence locaux. Le puits de la ville de Lyon semble subir d'importantes variations, de l'ordre de 8°C, en faible décalage avec les saisons, avec un maximum vers le mois de septembre. Le niveau de température relevé par le piézomètre du Grand Lyon est élevé tout au long de l'année, allant de 19 à 23°C. Un pic de température est observé en octobre, et la température minimale est relevée en août, ce qui pourrait correspondre à une période de fermeture ou de ralentissement des activités. Ainsi la présence de PAC/CLIM en usage en continu à proximité de la mesure du Grand Lyon pourrait expliquer ce niveau élevé de température.

Il est ainsi possible d'observer de manière locale l'impact occasionné par les PAC/CLIM sur l'aquifère, caractérisé par une température plus élevée.

3.3.2 Interprétation et besoins de données complémentaires

Tout d'abord, au vu de l'impossibilité de superposer les différentes données de température extérieure, du Rhône et de la nappe, leur exploitation reste assez superficielle et mériterait d'être effectuée avec l'ensemble des données brutes de température de l'eau, particulièrement en ce qui concerne les puits situés à proximité du Rhône et du drain afin de vérifier la corrélation des variations de température. Cependant ces informations permettent de tirer les grandes tendances d'évolution de température. Sur certains puits, un léger réchauffement est observable, mais la température de base observée est parfois déjà élevée par rapport aux températures estimées normales. Il serait également plus pertinent d'utiliser uniquement des températures du Rhône relevées à Lyon.

L'influence de la température atmosphérique sur la température de la nappe dépend de la profondeur de celle-ci. Ainsi la profondeur à laquelle les mesures de température ont été faites peut conditionner la valeur de la température mesurée. Cependant, sur la nappe de Lyon, l'influence de ce paramètre pourrait être discutée au vu des importantes vitesses d'écoulement.

Par ailleurs, les températures relevées dépendent fortement des modalités de mesure. Cet aspect concerne la fiabilité du résultat : la température mesurée doit correspondre réellement à celle de la nappe. Ce problème ne se pose pas dans le cas des

piézomètres du Grand Lyon car ils sont équipés d'une sonde relevant la température dans la nappe. Dans le cas du réseau de suivi de la Ville de Lyon, il faudrait vérifier que les mesures soient effectuées sur des puits en fonctionnement ou dans des conditions assurant que la température dans l'ouvrage soit la même que celle de l'aquifère.

Le périmètre de cette étude inclut un nombre très limité de bassins d'infiltration d'eaux de pluie, trois ou quatre d'après le service Eau du Grand Lyon. Leur impact étant restreint dans le temps et l'espace, il semblerait que le rôle de ces ouvrages dans le réchauffement de la nappe sur le territoire de Lyon soit très limité. Les différents impacts de ces ouvrages sont étudiés par l'OTHU et leur rôle dans l'infiltration de polluants de la nappe semble plus marqué. A l'échelle du Grand Lyon, les bassins d'infiltration devraient avoir un rôle plus important. Par ailleurs, des infiltrations diffuses des eaux de pluies ne peuvent pas être exclues, notamment dans l'enceinte des espaces verts. Une comparaison de la température de la nappe avec celle des eaux de pluies pourrait ainsi être intéressante.

Ainsi les principaux facteurs de réchauffement influençant la température de la nappe sont les **saisons**, le **phénomène d'îlot de chaleur**, la **présence du Rhône** et **celle des PAC/CLIM**. Le rôle des PAC/CLIM dans le réchauffement peut être observé au niveau local, mais sa participation à une échelle plus générale est difficile à évaluer. Les puits de suivis n'ont pas été réalisés pour répondre spécifiquement à ces questions. Ainsi, certaines zones disposant de PAC/CLIM n'ont pas de suivi de température exploitable, par exemple le secteur de la Presqu'île. Il semblerait intéressant de suivre quelques points supplémentaires dans les zones à forte densité de PAC, de manière à disposer de températures en amont, à l'intérieur et en aval de ces zones. Les mesures à proximité des PAC/CLIM pourraient être obtenues en collectant celles fournies grâce à l'obligation de suivi de la température imposé aux nouvelles installations. L'exploitation plus généralisée des données de températures de prélèvement et de rejet sur chaque installation donnerait également l'image fiable des phénomènes occasionnés. Une implication des gestionnaires et des exploitants de PAC/CLIM est nécessaire à la réussite de ce suivi.

Pour assurer le maintien des possibilités d'exploitation thermique de la nappe, il est nécessaire que l'inventaire des PAC soit régulièrement actualisé, de manière à connaître l'ensemble des installations en cours de fonctionnement. Cela permettrait de déterminer s'il existe des zones où les capacités d'accueil de PAC/CLIM sont dépassées et inversement de délimiter des secteurs où leur développement est possible.

4 Effets indirects des PAC/CLIM

Le terme d'effet indirect désigne les conséquences résultant d'une modification (augmentation dans notre cas) de la température de l'aquifère, elle-même en lien avec la

présence de PAC/CLIM. Cette partie s'attachera à étudier les documents disponibles sur les comportements possibles des contaminants en cas de hausse de la température et à analyser les éventuelles données disponibles. Ces effets ayant été jusqu'à présent fort peu étudiés, l'approche de ces aspects sera théorique. On parlera ainsi des effets sur le chimisme des eaux, sur la remobilisation de polluants issus de sources anthropiques et sur le développement bactérien.

4.1 Impact d'un réchauffement sur la physico-chimie des eaux

La température influe de manière importante sur différents paramètres dont la solubilité des gaz dans l'eau, le pH et les équilibres de dissolution/précipitation.

La **solubilité des gaz dans l'eau diminue avec l'augmentation de la température**. Ceci est notamment caractérisé par l'inverse de la constante de Henry, définie comme le rapport à l'équilibre entre la concentration dans la phase aqueuse et la pression partielle d'un gaz, pour des solutions suffisamment diluées et des pressions faibles. Ce paramètre augmente rapidement avec la température. Pour cette étude, la diminution de l'oxygène dissous serait la plus préoccupante et tendrait à rendre le milieu plus réducteur. Or, du fait de la nature superficielle de l'aquifère lyonnais, de ses recharges naturelles et sa forte vitesse de circulation, l'oxygène peut relativement bien arriver à la nappe et éviter tout phénomène d'anoxie. La diminution du CO₂ dissous modifie les conditions de l'équilibre calcocarbonique et participe au changement de pH.

Le **pH diminue avec l'élévation de la température**, ce qui peut entraîner une solubilité plus importante de certains éléments (ions métalliques par exemple) (Jaudin, 1988).). Normalement, la seule élévation de température ferait augmenter le potentiel redox d'un système (d'après la relation de Nernst). Néanmoins, ici du fait de l'épuisement des oxydants du milieu (oxygène, nitrate, ..), **la tendance observée pour le potentiel redox correspondrait globalement à une baisse**. La réduction du milieu serait plus spécialement marquée en cas de forte concentration en matière organique, ce qui n'est pas le cas pour l'aquifère étudié. Le pH et le potentiel redox jouent un rôle fondamental dans les équilibre de précipitation /dissolution des éléments chimiques.

La **solubilité dans l'eau de nombreuses substances organiques et minérales augmente avec la température**. Ainsi, les eaux réchauffées auront tendance à présenter une augmentation de la concentration en ions dissous (sauf pour les espèces carbonatées) non sans conséquence pour l'installation. A l'inverse, la proximité d'un rejet froid pourra favoriser des processus de précipitations (Jaudin, 1988). Les cas de minéraux carbonatés, notamment CaCO₃, (Mg, Ca)CO₃, FeCO₃ etc., constituent des exceptions notables à cette tendance, puisque leur solubilité dans l'eau diminue avec le réchauffement de celle-ci, en lien avec la diminution du CO₂ dissous. Les problèmes

rencontrés seraient alors plus de l'ordre du colmatage des forages et de l'aquifère par de minéraux carbonatés.

Il semblerait cependant que la gamme de variation de la température observée sur Lyon ne soit pas suffisante pour que des modifications du pH et de la conductivité soient détectées. En effet, aucune variation des paramètres physicochimiques mesurés, parmi lesquels le pH et la conductivité, n'a pu être corrélée à une augmentation de température comparable dans d'autres aquifères (Sowers *et al.*, 2006 ;Brielmann *et al.*, 2009).

Dans le cadre de la recherche des effets de l'injection d'eau chaude, il est possible d'exploiter des systèmes occasionnant également des variations de températures et qui ont été plus étudiés, même si les niveaux d'énergie en question sont très différents. C'est le cas du système de stockage souterrain de chaleur (Aquifer Thermal Energy Storage ou ATES), qui permet d'exploiter un aquifère à faible vitesse d'écoulement pour utiliser en hiver de la chaleur injectée à la période chaude, ou le contraire, une utilisation d'eaux plus froides pour les besoins en climatisation l'été. Le principe est l'injection de chaleur à la période chaude, à des températures comprises entre 50 et 100°C (Winters, 1992) pour la récupérer en période de besoin de chauffage. Les impacts d'un tel système sur l'aquifère seraient donc de la même nature que ceux attendus pour les PAC/CLIM, mais d'une intensité plus forte (Hicks and Stewart, 1988).

Les problèmes d'exploitation identifiés sont la présence de dépôts pouvant conduire à une réduction du débit d'exploitation et de pertes de charge et dans certains cas à un colmatage total du système. Dans le cas du stockage de chaleur, ces problèmes sont dus à la précipitation de carbonates et d'oxydes de fer et de manganèse au niveau du puits d'injection, à son voisinage et au niveau de l'échangeur thermique.

Les principales études sur les bassins d'infiltration des eaux de pluie se concentrent sur l'étude de leur régime thermique (OTHU fiche technique n°10 ; Côme, 2008) et sur l'impact de l'infiltration de l'eau de pluie sur la nappe en dehors de l'impact de la température (Datry, 2003). Il ressort de cette dernière étude que le paramètre prédominant sur la concentration en oxygène dissous serait la quantité de carbone organique dissous (COD). En effet, la température joue sur la quantité maximale d'oxygène pouvant être solubilisé dans la nappe, alors que le COD influe sur la consommation de cet oxygène dissous par les microorganismes en stimulant leur métabolisme et donc leur respiration.

4.2 Interactions avec les pollutions anthropiques

4.2.1 Nature des effets potentiels sur la pollution anthropique

La température étant l'un des principaux paramètres en thermodynamique, son augmentation aura des répercussions sur les équilibres chimiques et donc sur les réactions.

Les réactions chimiques sont caractérisées par leur constante d'équilibre K , définie de la manière suivante pour une réaction $aA + bB \rightleftharpoons cC + dD$; avec A, B, C et D les composés réagissant et a, b, c et d leurs coefficients stœchiométriques dans la réaction :

$$K = \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b}$$

Dans la relation ci-dessus, [X] représente l'activité de la substance X. La constante d'équilibre étant dépendante de la température, toute modification de la température va induire une modification des équilibres chimiques qui peut être décrite à l'aide de l'équation de Van't Hoff ci-dessous.

$$\log K_{T_1} - \log K_{T_2} = \frac{-\Delta H_r^0}{2,303R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right)$$

Avec

T : température en Kelvin ($t^\circ\text{C} + 273,15$)

ΔH_r^0 : enthalpie standard de réaction à 25°C

R : constante des gaz parfaits

D'autre part, si l'on tend à modifier les conditions d'un système à l'équilibre, celui-ci réagit de façon à s'opposer, en partie, aux changements qu'on lui impose, jusqu'à ce qu'on obtienne un nouvel équilibre.

Ainsi les réactions endothermiques, c'est-à-dire celles nécessitant de la chaleur, seront plus rapides lorsque la température sera plus élevée, alors que les réactions exothermiques, qui dégagent de la chaleur, seront plus lentes.

Ainsi un changement de température affectera ces équilibres. Cette approche permet notamment de décrire les réactions de dissolution/précipitation, d'adsorption/désorption, les réactions acido-basiques, les équilibres entre phases...

La température joue également un rôle important sur la vitesse des réactions, encore appelée cinétique. La variation de la vitesse d'une réaction chimique en fonction de la température est décrite par la loi d'Arrhenius, décrite ci-dessous.

$$k = Ae^{\frac{-E_a}{R.T}}$$

Avec : k : constante de vitesse de la réaction

R : la constante des gaz parfaits

Ea : l'énergie d'activation d'Arrhenius

A : facteur pré-exponentiel (appelé aussi facteur de fréquence) tenant compte de la fréquence des collisions et des effets stériques

D'après la loi de Van't Hoff, la vitesse de certaines réactions peut ainsi être multipliée par un facteur de deux à quatre avec une augmentation de la température de 10°C (Jaudin, 1988).

4.2.2 Etat de la nappe et évaluation des effets

Les analyses effectuées sur la nappe et disponibles pour cette études sont celles de la base ADES. En classant les micropolluants organiques présents à des concentrations supérieures au seuil de quantification, les groupes les plus fréquents sont celui des composés organiques halogénés volatils (COHV) puis celui des dérivés du benzène, dont une partie est également volatile. L'article 2 de la Directive 1999/13/CE du Conseil du 11 mars 1999 définit un composé organique volatil (COV) comme « tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 293,15 K ou ayant une volatilité correspondante dans les conditions d'utilisation particulières » (Le Cloirec, 1998).

Le niveau général de contamination de la nappe de Lyon en solvants chlorés est bas, mais des niveaux non négligeables peuvent être présents à proximité des sites pollués. La volatilisation d'un composé est définie par sa pression de vapeur saturante. Ce paramètre correspond à la pression à laquelle la phase gazeuse est en équilibre avec la phase solide ou liquide de la substance, soit la pression maximale de la vapeur dans ces conditions. Il dépend fortement de la température.

Pour exemple, le tableau 4 présente les pressions de vapeur saturantes de quelques uns des principaux COHV présents dans la nappe à plusieurs températures. Un tableau recensant les principales caractéristiques des COV mesurés dans la nappe est disponible en annexe 8.

Nom	Numéro CAS	Pression de vapeur saturante	Point d'ébullition (°C)	Sources des données
Trichloroéthylène	79-01-6	8,6 kPa à 20°C 9,08 kPa à 25°C	87°C	Fiches INERIS et INRS
Tétrachloroéthylène	127-18-4	1,9 kPa à 20 .C 2,46 kPa à 25 .C	121°C	Fiche INERIS
1,1,1-trichloroéthane	71-55-6	8 kPa à 9,5°C 13,3 kPa à 20°C 26,6 kPa à 36°C	74°C	Fiche INRS +ATSDR

Tableau 4 : Caractéristiques de la volatilité de quelques COHV présents dans la nappe

Ainsi il est possible de constater qu'un réchauffement de quelques degrés a des répercussions importantes sur la volatilité, et donc sur les quantités de polluant pouvant passer dans l'air. Les rejets de PAC pouvant augmenter localement la température de la nappe de 10 à 15°C, il paraît donc nécessaire de prendre en compte ce phénomène à proximité des ICSP et de l'étudier.

4.2.3 Interprétation et besoins d'informations complémentaires

Ainsi un réchauffement des eaux souterraines pourrait avoir pour conséquence :

- une **augmentation de la réactivité** de certains composés (dégradation de polluants et synthèse de composés),
- un **changement de solubilité** (baisse ou augmentation) de substances,
- une **désorption** d'éléments adsorbés au substrat de l'aquifère (métaux notamment),
- la **volatilisation** de composés volatils.

Dans l'état actuel des connaissances et au vu du nombre considérable de molécules présentes dans ces eaux, l'impact de la température sur les COV est le plus aisé à mettre en évidence.

Pour mieux caractériser les modifications du milieu, un suivi devrait avoir lieu. Celui-ci se concentrerait sur les principaux paramètres permettant de comprendre ce qui se passe. En plus de la température, il faudrait suivre le pH, le potentiel redox, la conductivité et les concentrations de quelques espèces ioniques pouvant apporter des connaissances sur les conditions du milieu et les formes des molécules pouvant être présentes.

4.3 Impacts sur la microbiologie

Les aquifères sont structurés en une grande variété d'habitats, avec des espaces vides de très petite taille dans lesquels peuvent vivre des microorganismes et parfois aussi des invertébrés. La présence et l'activité de ces organismes sont déterminantes pour la qualité des eaux, ceux-ci ayant un impact important sur les cycles du carbone, de l'azote, du soufre, du fer et du manganèse en accélérant un grand nombre de réactions ayant naturellement lieu dans le milieu (Chapelle, 2001).

Les bactéries représentent une grande partie de ces êtres vivants et présentent une grande diversité de métabolisme, permettant une bonne adaptation aux conditions du milieu. En absence de lumière, la source d'énergie est d'origine chimique, ce sont des organismes chimiotrophes. Selon la source de carbone utilisée, il peut s'agir d'organismes hétérotrophes, c'est-à-dire d'organismes utilisant la matière organique comme source de carbone et source d'énergie (chimioorganotrophes), ou d'autotrophes, organismes

utilisant l'oxydation de substrats minéraux comme source d'énergie et le CO₂ comme source de carbone (chimolithotrophes).

Les bactéries jouent ainsi un rôle très important dans la dégradation de la matière organique, réducteur le plus fort du milieu, et dans le recyclage des éléments inorganiques, ainsi que dans l'atténuation naturelle de nombreux polluants. Elles peuvent être regroupées selon les voies métaboliques qu'elles utilisent, par exemple la dénitrification ou encore la sulfato-réduction.

4.3.1 Facteurs de variabilité

Différents facteurs influent sur l'abondance, l'activité et la biodiversité des microorganismes dans les nappes. Les principaux sont la température, le pH, l'oxygène dissous pour les organismes aérobies, l'alcalinité, la présence de matière organique, la disponibilité en nutriments et la porosité. Le potentiel redox et la teneur en oxygène déterminent les conditions de vie de ces microorganismes (Jaudin, 1988).

Avec la température, la teneur en nutriments du milieu est l'un des principaux paramètres contrôlant le développement et les activités des microorganismes, puisqu'il s'agit souvent du facteur limitant à leur croissance (Brielmann *et al.*, 2009).

Les bactéries subissent également des pressions dues à l'anthropisation de la zone, notamment du fait de la présence de polluants pouvant être toxiques pour elles. Certains contaminants pouvant être dégradés par des bactéries, ces dernières sont alors favorisées. L'utilisation de produits chimiques, tels que des bactéricides (inhibiteurs de corrosion), pour traiter les puits de réinjection a aussi un effet négatif sur les populations.

4.3.2 Evaluation des effets

Les microorganismes s'organisent généralement en biofilms. Ces derniers sont définis comme des édifices structurés comprenant des communautés microbiennes associées à une surface et enchâssées dans une matrice de polymères (Donlan, 2002). Ce mode de vie, majoritaire chez les microorganismes dans la plupart des écosystèmes, présente de nombreux avantages parmi lesquels une meilleure résistance aux variations du milieu, une mise en réserve de nutriments, possibilité de transfert de matériel génétique élevée...

Il est ainsi possible de les trouver dans l'eau à une densité de population estimée à entre 10⁴ et 10⁶ cellules par millilitre d'eau souterraine (Goldscheider *et al.*, 2006) et adsorbés à une densité entre 10⁵ et 10⁷ microorganismes par gramme de sédiments (Hicks et Stewart, 1988). Les microorganismes sont naturellement présents à ces concentrations. Des apports se produisent généralement par le biais de l'infiltration d'eau

depuis la surface. Les populations indigènes sont bien adaptées à leur environnement, l'équilibre entre les populations est régulé par la compétition.

La température est un facteur déterminant pour l'écologie des bactéries. Chaque espèce est caractérisée par une gamme de températures qui permet sa croissance et détermine son activité, bornée par des températures maximale et minimale. Elles disposent également d'une température optimale de croissance, correspondant à la température pour laquelle elles se multiplient le plus rapidement. Ces caractéristiques définissent différents groupes de bactéries : les **psychrophiles**, qui possèdent une température optimale de croissance située aux environs de 10°C et pouvant se développer à 0 °C, les **psychotrophes** dont l'optimum de croissance se situe vers 20-25°C mais pouvant néanmoins croître à 0°C, les **mésophiles** dont l'optimum de croissance est compris entre 20 et 30°C et les **thermophiles** et **hyperthermophiles**, pouvant se développer au-delà de 50°C.

Les eaux souterraines abritent principalement des microorganismes psychrophiles et psychrotolérants (Briemann *et al.*, 2009).

Ainsi, dans le contexte étudié des PAC/CLIM à très basse , il paraît fort probable que la proportion de bactéries mésophiles augmente, puisque leur température optimale de croissance est proche de celle des eaux près du puits d'injection.

Si la modification de température in situ n'était pas trop importante, jusqu'à 40°C, et si le système était isolé, les modifications à petites échelles pourraient être réversible et les conséquences faibles, voire nulles. En revanche, en présence d'une forte densité de puits d'injection, il est possible que la diversité microbienne dans l'écosystème diminue en raison d'une prolifération de quelques espèces plus compétitives pour s'approprier les ressources à une température plus élevée. La capacité de l'aquifère à s'adapter alors à d'autres perturbations, telle qu'une pollution accidentelle, pourra être modifiée.

Des modifications des espèces de bactéries sont à attendre en cas de variation de la température de plusieurs degrés, surtout si elle accompagne une modification de la teneur en oxygène dissous (Jaudin, 1988) .Plusieurs études suggèrent de tels changements des communautés bactériennes en lien avec des températures dans la gamme qui nous intéresse, sans pour autant avoir détecté de modification de pH ou de conductivité.

Dans un cas, le nombre total de bactéries a diminué avec l'augmentation de température (Sowers *et al.*, 2006). Une autre étude a montré une augmentation de la biodiversité dans un aquifère oligotrophe, c'est-à-dire pauvre en matière organique, dont les températures étaient comprises entre 8,5 et 17,8°C en utilisant des techniques moléculaires pour identifier les taxons (Briemann *et al.*, 2009). L'étude suggère également qu'une augmentation de l'activité microbienne pourrait être possible. Couplée

à l'accroissement des vitesses de réactions géochimiques, ceci pourrait augmenter la capacité auto-épuratrice de la nappe, en particulier dans le cas d'un aquifère pollué. D'une manière plus générale, il est considéré que des développement bactériens peuvent être favorisés par des températures de 30 à 40°C (Sauty *et al.*, 1988).

Sur le champ d'application des PAC/CLIM, il paraît ainsi fort probable que les communautés bactériennes soient affectées par les changements de température. Cependant, les résultats variables obtenus dans des conditions différentes tendent à montrer qu'il n'est pas possible de les généraliser. **Pour réellement connaître l'impact des modifications thermiques sur l'abondance, la biodiversité et l'activité des bactéries sur l'aquifère lyonnais, il est nécessaire de mener des études avec une méthodologie appropriée.**

Il a été constaté qu'une prolifération de microorganismes avait eu lieu au niveau du puits de captage d'une PAC/CLIM utilisée pour une patinoire située près de la confluence entre le Rhône et la Saône, occasionnant son colmatage et l'abandon du système. Il semblerait que les organismes mis en cause soient des bactéries filamenteuses (Burgeap, 2007) qui se seraient développées notamment grâce à la température plus élevée des eaux.

4.3.3 Comparaison avec d'autres systèmes

Les conclusions d'une étude sur le stockage souterrain de chaleur (ATES) montrent clairement une modification des populations indigènes de bactéries aux températures présentes dans la nappe, qui ne provoquerait cependant pas d'effets négatifs sur le système (Winters, 1992). Il est cependant précisé qu'une surveillance est vivement souhaitable car un impact environnemental plus important n'est pas exclu. D'après ces travaux, il semblerait que les températures à partir desquelles un effet important se fait sentir se situent aux alentours de 45-50°C. Cependant, les observations effectuées à des températures inférieures sont biaisées par l'utilisation des techniques inappropriées à l'heure actuelle, qui peuvent conduire à une sous-estimation de l'effet de la température.

4.3.4 Interprétation et besoins

Les seuls paramètres biologiques mesurés sont les indicateurs de contamination fécale, qui entrent dans une problématique correspondant aux responsabilités des collectivités locales. En absence d'un état initial, il est difficile d'étudier les variations des populations de microorganismes dans la nappe lyonnaise. De plus, un grand nombre de facteurs pouvant exercer une pression de sélection sur les microorganismes sont présents dans la nappe et il paraît impossible de déterminer la part attribuable à la température dans ces changements. Par ailleurs, le carbone organique total (COT)

mesuré dans la nappe est faible, entre 0,3 et 0,7mg de C/L, ce qui limiterait le développement de la microfaune et des bactéries hétérotrophes.

Un des principaux aspects à discuter au sujet des études sur la microbiologie concerne les méthodes utilisées. En effet, la plupart des publications disponibles sur ce thème donnent les résultats d'analyses utilisant des méthodes de microbiologie classiques, comme les dénombrements et isolement de colonies sur milieu solide (Winters, 1992 ; Sowers *et al.*, 2006) Or, ces méthodes sous-estiment la richesse et l'abondance de la diversité bactérienne dans les milieux naturels, puisque la majorité des microorganismes ne sont pas cultivables. Ainsi, la fraction cultivable serait selon les conditions de 10% à moins de 0,1% des bactéries présentes pour des eaux souterraines (Ultee *et al.*, 2004, Goldscheider *et al.*, 2006).

Les mesures réalisées avec ces méthodes pourraient ainsi manquer de fiabilité et de représentativité par rapport aux concentrations des microorganismes dans le milieu naturel. Cela est particulièrement valable pour les aquifères pauvres en nutriments qui peuvent contenir un nombre non négligeable de bactéries capables de se développer uniquement en milieu pauvre, ou encore des bactéries autotrophes auxquelles il faudrait alors fournir les substances minérales qu'elles utilisent comme sources de carbone et d'énergie. Les résultats des études doivent alors être discutés à la lumière des techniques utilisées, notamment dans le cas où aucune perturbation n'est mise en évidence.

Compte tenu de l'organisation préférentielle des microorganismes en biofilms, il paraît important d'effectuer à la fois des prélèvements en eau et en sédiments pour caractériser la microflore de manière plus fiable (Griebler *et al.*, 2002).

Ainsi, dans le champ d'étude des PAC/CLIM, **l'effet de la température sur les bactéries indigènes n'est pas connu de manière fiable**. Il semblerait que les **températures de rejet des PAC/CLIM** ne soient **pas assez élevées** pour occasionner des modifications importantes et immédiates. Des **études supplémentaires** sont donc nécessaires pour tirer des conclusions quant à l'impact d'un réchauffement thermique des aquifères de l'ordre de 10°C sur les communautés bactériennes indigènes. Il serait également intéressant de **caractériser la flore présente** dans l'aquifère lyonnais pour mieux évaluer l'impact dans cette situation, par exemple la prédominance de la microflore anaérobie ou de la microflore aérobie.

Cela permettrait également de prendre en compte **l'impact de l'anthropisation** sur ces populations pour pouvoir étudier son poids par rapport aux variations de température de l'ordre de 5 à 15°C. Il ne paraît pas pertinent d'aller jusqu'à une identification des espèces présentes par des techniques moléculaires.

4.4 Analyse croisée des effets

A partir de ces différentes informations, il est possible d'identifier des zones « sensibles » sur lesquelles des problèmes seraient plus susceptibles d'apparaître. Il s'agit d'une cartographie croisée des PAC/CLIM, des puits de mesure de la température de la nappe et de sa qualité et des sources possibles de pollution de la nappe.

Les sources potentielles de contamination sont les ICSP, ainsi que les bassins d'infiltration des eaux de pluie. Le réseau d'assainissement, présent à la profondeur de la nappe, peut également figurer sur la carte, surtout les zones où il est plus ancien, où des fuites pourraient avoir lieu, et dans celles où il est de type séparatif. En effet, dans le cas d'un réseau unitaire, les diamètres des canalisations sont supérieurs et un drainage d'eaux de la nappe a pu être observé. Au contraire, les canalisations transportant les eaux usées dans le cas de réseaux unitaires possèdent de plus faibles diamètres, ce phénomène ne se produirait pas et des fuites seraient possibles. La présence de polluants est plus probable à proximité de ces sources.

Il sera alors possible de choisir et de localiser de manière plus précise les endroits où il serait intéressant d'effectuer des mesures, en fonction du type d'effet que l'on souhaite étudier. Par exemple, il sera ainsi possible de suivre l'impact d'un réchauffement à proximité de PAC/CLIM et de sources de contamination de la nappe.

Par ailleurs, il est déconseillé de faire du stockage de chaleur en aquifère à proximité de sites pollués, afin d'éviter tout problème en rapport avec les substances pouvant être dans la nappe. De cette manière, la localisation des sources de pollution peut également être utile dans le cadre d'une politique de prévention, en empêchant l'implantation de PAC/CLIM à proximité de sites pollués. Cela revient à établir des zones où les possibilités d'installation de PAC/CLIM seraient restreintes.

5 Enjeux sanitaires dans le contexte lyonnais

Ce travail s'intéresse aux composés organiques et microorganismes présents dans la nappe et qui pourraient changer de comportement avec la variation de température observée dans l'aquifère superficiel lyonnais, pouvant occasionner de telle manière un risque³ pour la santé humaine. Un travail a envisagé les différents impacts possibles (Burgeap, 2007)

³ Un **risque sanitaire** correspond à l'exposition de personnes à des conditions néfastes pour leur santé. Deux composants peuvent ainsi être isolés : le danger et l'exposition. Le danger correspond à la toxicité d'une substance ou à la pathogénicité d'un microorganisme, tandis que l'exposition correspond à la rencontre entre ce danger et des personnes.

Il s'agit ainsi d'une recherche des problèmes sanitaires pouvant résulter des modifications chimiques ou biologiques de la qualité de la nappe en lien avec une hausse de température.

5.1 Altération de l'environnement

5.1.1 Conséquences possibles de la modification de la physico-chimie des eaux

a. Généralités

Dans l'état actuel des connaissances, aucun danger lié à un changement d'équilibre chimique ou de réactivité n'a pu être identifié pour l'Homme, mis à part celui de la stimulation de la volatilisation de certains composés, mais cela sera vérifié au cours de l'étude des possibilités d'exposition aux eaux souterraines. Il est dans le domaine du possible que des espèces ou des métabolites potentiellement dangereux soient formés à la suite de la stimulation de certaines réactions chimiques ou microbiologiques par la hausse de température, comme par exemple la formation accrue de chlorure de vinyle, composé également volatil et étape lors de la dégradation biologique anaérobie du trichloréthylène. La remise en solution de métaux adsorbés sur le substrat de l'aquifère n'a pas été étudiée en conditions réelles et peu d'informations traitent de cette question.

La baisse de solubilité dans l'eau de gaz acides tels que le CO₂ et le H₂S, pourrait dans certaines conditions, occasionner un dégazage de la nappe avec la hausse de la température. Cependant ce phénomène ne devrait pas se produire pour la nappe superficielle de Lyon au vu de ses conditions de pH et des conditions d'oxydoréduction (absence de H₂S).

b. Potentiel de danger des COHV

La principale source potentielle de danger émergeant de ce travail est la volatilisation de COV. Dans le but d'isoler les molécules présentes dans la nappe pour lesquelles des effets sanitaires ont été mis en évidence, l'étape suivante a été de rechercher des fiches toxicologiques à leur sujet (rédigées par l'INVS ou l'INRS) ainsi que leurs valeurs toxicologiques de référence (VTR). Pour l'examen de ces dernières, le site Furetox a été consulté. Les fiches fournissent également leurs principales caractéristiques physicochimiques.

Le tableau 5 illustre la diversité des COHV recherchés dans la nappe en termes de danger pour la santé humaine, à travers des propriétés des quatre molécules les plus recherchées sur Lyon. Les effets et les VTR correspondent à ceux d'une exposition par inhalation.

Nom	Toxicité chronique	Cancérogénicité	Source
Tétrachloroéthylène	Effets neurologiques (système nerveux central ou SNC) et irritations nasales. Existence de VTR	UE : Catégorie 3 CIRC : groupe 2A US EPA : classe B/C Existence de VTR	INERIS
Trichloréthylène	Effets essentiellement sur le SNC. Existence de VTR en subchronique	UE : catégorie 2 CIRC : catégorie 2A Une VTR (OMS)	INERIS
1,1,1-Trichloroéthane	Effets sur le SNC Existence de VTR	CIRC : catégorie 3 US EPA : classe D Absence de VTR	INRS
1,2cis-Dichloroéthylène	Irritations de muqueuses, effets sur le SNC suspectés Absence de VTR pour l'isomère Cis	US EPA : classe D Absence de VTR	INERIS

Tableau 5 : Effets sur la santé des quatre COHV les plus recherchés dans la nappe

La toxicité chronique correspond à une exposition à des concentrations limitées pendant une période de temps relativement longue, entre plusieurs années et la vie entière. Sur ces quatre substances, trois ont pour principale cible le système nerveux central et des VTR sont disponibles pour ces effets.

Le tétrachloroéthylène et le trichloréthylène sont classés par le Centre International de Recherche contre le Cancer (CIRC) dans le groupe 2A, ce qui signifie que ces substances sont des cancérogènes probables pour l'homme. Cela correspond pour l'Agence Américaine de la Protection de l'Environnement (US EPA) à la classe B, dans laquelle est bien retrouvé le tétrachloroéthylène.

L'US EPA place le 1,1,1-Trichloroéthane et le 1,2cis-Dichloroéthylène dans la classe D, signifiant qu'il est impossible de les classer selon sa cancérogénicité. Ceci est cohérent avec le classement en catégorie 3 du 1,1,1-Trichloroéthane par le CIRC, ayant la même signification que la classe D. Quant au classement de l'Union Européenne (UE), il correspond à l'existence d'un risque que la substance induise chez l'Homme des mutations qui pourront être à l'origine de cancers, substance mutagène. Le classement comporte trois catégories. La catégorie 1 signifie que la substance est connue pour être mutagène alors que la catégorie 3 signifie que la substance est suspectée de pouvoir l'être. Ainsi, il est possible de constater que la dangerosité des COHV est variable selon la molécule.

Certaines molécules telles que tétrachloroéthylène et le trichloréthylène sont classés par l'UE en tant que substances pouvant être mutagènes et probablement cancérigènes pour l'Homme. Il s'agit donc de substances très préoccupantes, d'autant plus qu'elles ont des effets non cancérigènes chroniques sur la santé. Le 1,1,1-trichloroéthane doit être considéré au vu des ses effets systémiques chroniques. Par contre, le cas du 1,2-cis-dichloroéthylène est plus difficile à statuer, en absence de données plus fiables sur sa toxicité. L'inhalation de COHV présente donc bien un danger pour la santé humaine et il est important de la considérer dans les zones où des

expositions à des concentrations dans l'air pourraient être proches des VTR des COHV présents.

Les concentrations d'exposition aux vapeurs de COHV volatilisés depuis le sol ou la nappe peuvent être déterminées grâce à l'utilisation de modèles qui peuvent être de plusieurs types. La première possibilité est l'utilisation d'un modèle prenant en compte plusieurs modalités d'exposition à une substance. Il s'agit par exemple de modèles comme RBCA (Risk-Based Corrective Action) (Bonnard, 2002) ou HESP (Human Exposure to Soil Pollutants) (Heuzé, 2002).

En ce qui concerne l'exposition par inhalation aux gaz, ces deux modèles prennent en compte les propriétés des substances pour déterminer les concentrations dans l'air intérieur et dans l'air extérieur au droit des sites pollués. Les propriétés des substances déterminent leur volatilisation dans l'air du sol puis leur transfert du sol vers le sous-sol (caves, vide sanitaire...) ou vers l'atmosphère. Les équations décrivant les transferts dépendent fortement des valeurs des paramètres. Ainsi la valeur de la pression de vapeur saturante est déterminante pour les concentrations d'exposition aux vapeurs (Bonnard, 2002 ; Heuzé, 2002).

Le second type de modèle se concentre sur la volatilisation des solvants chlorés depuis une nappe. Ce sujet, objet de nombreux travaux, est notamment étudié par l'INERIS (Présentation Hulot et Gay, 2007).

5.1.2 Modifications au niveau des microorganismes pathogènes

L'augmentation de la température de l'aquifère pourrait contribuer à un plus fort développement de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'Homme. Ces derniers sont constitués de bactéries, de virus et de parasites de petite taille (protozoaires). Les eaux souterraines étudiées étant situées en subsurface, elles peuvent être contaminées par ces organismes. Ce travail se concentre essentiellement sur les bactéries, plus susceptibles de réagir à une hausse de la température du milieu.

En effet, contrairement aux virus et aux parasites obligatoires, les bactéries sont capables de se multiplier en dehors d'un hôte, et donc potentiellement dans le milieu extérieur. De plus, peu de données sont disponibles sur l'effet d'une hausse de la température sur la survie et l'infectiosité de virus, il semblerait cependant que les virus soient moins viables dans ces conditions.

Il n'y a aucune donnée sur les parasites pouvant être présents dans la nappe superficielle lyonnaise, mais leur présence ne peut pas être exclue contrairement au cas des eaux souterraines plus profondes. De plus, il est impossible de parler du comportement des parasites en général : le taux de survie dans l'environnement est très

variable selon l'espèce considérée et son cycle d'infection, comme le montrent les deux exemples suivants :

- Les *Cryptosporidium* peuvent survivre à 30°C, pendant un maximum de 2 semaines⁴.
- Les kystes de *Giardia* restent infectieux dans l'eau douce pendant 2 semaines à 25°C et 11 semaines à 4°C⁵.

Les bactéries pathogènes sont principalement des germes mésophiles, c'est-à-dire que leur température optimale de croissance est proche de 37°C, comme c'est le cas des entérobactéries, dont *Escherichia coli* et les coliformes. Certaines bactéries pathogènes opportunistes telles que *Pseudomonas* ou *Legionella* se développent dans des intervalles de température plus étendus, de 25 à 45°C (Hicks et Stewart, 1988). Or, la température de la nappe se rapproche de ce domaine, ce qui fait qu'il est important de déterminer si une prolifération des bactéries pathogènes est susceptible de se produire.

Les différentes études menées sur ce thème semblent montrer que les systèmes de stockage d'énergie en aquifère n'induisent pas d'augmentation de la concentration en bactéries pathogènes (Winters, 1992). Le suivi de la qualité des eaux souterraines sur site lors d'opérations-pilotes, ou dans le cas d'installations en taille réelle, n'a jamais montré une augmentation des concentrations en bactéries pathogènes. Les organismes recherchés sont soit absents, soit présents en concentration faible et constante (Winters, 1992 ; Brielmann *et al.*, 2009).

Une étude a été menée sur Lyon sur ce sujet à la demande du Grand Lyon (Lupe et Renaud, 2006). Lors de ce travail, les principaux indicateurs de contamination microbiologique ont été suivis (coliformes totaux, coliformes thermotolérants, spores sulfito-réductrices, Streptocoques fécaux, Staphylocoques, Salmonelles/Shigelles, Légionelles...). Aucune prolifération de bactéries potentiellement pathogènes n'est mise en évidence, même si les modalités de réalisation et d'interprétation des données sont contestables. En effet, les prélèvements d'eau ont été effectués en novembre, soit en dehors de la période de fonctionnement des PAC/CLIM qui semblerait la plus propice au développement de ces microorganismes. De plus, certaines hypothèses ne sont pas justifiées et certains paramètres physicochimiques ne sont pas cohérents les uns avec les autres.

Les principales sources potentielles de contamination de la nappe sont les suivantes :

- Des infiltrations depuis la surface.

⁴ <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/04-016.htm#surv>

⁵ <http://medecinetroppicale.free.fr/cours/giardiose.htm>

- Des fuites à partir du réseau de collecte des eaux usées. Sur Lyon, il s'agit d'un réseau de type unitaire situé dans la nappe. Il semblerait que ces conditions fassent de ces canalisations un réseau drainant plutôt que fuyard.
- L'injection d'eau de surface ou d'eaux usées.
- L'interaction avec des eaux superficielles.

La voie efficace d'exposition à la plupart des bactéries est l'ingestion. Cependant, certaines d'entre elles sont des pathogènes de la peau et des muqueuses. L'infection peut se faire par contact avec l'eau (Staphylocoques, Pseudomonas...).

5.2 Usages et expositions

5.2.1 Chemins d'exposition efficaces

Le passage d'une situation où il y a un danger pour la santé à celle où il y a un risque se produit quand des personnes y sont exposées d'une manière adéquate. Dans la présente situation de l'aquifère, les modalités d'exposition aux substances ou aux microorganismes sont les suivantes :

- Voie orale : ingestion d'eau (**risque chimique et microbiologique**) et ingestion d'aliments arrosés par l'eau de la nappe (**risque chimique et microbiologique**);
- Inhalation de gaz ou de vapeurs (**COV**), qui peut être ponctuelle au moment de l'utilisation de l'eau ou chronique avec une remontée depuis la nappe ;
- Inhalation de gouttelettes contaminées (notamment les **Légionelles**) ;
- Contact cutané avec l'eau (baignade dans lacs/fontaines...) (**risque chimique en France métropolitaine et quelques bactéries**).

Selon les usages de la nappe, des personnes pourront ou non entrer en contact par une de ces voies avec l'eau potentiellement contaminée.

5.2.2 Usages de la nappe et possibilités d'exposition

Les usages de l'eau de la nappe ont été recensés avec l'aide de plusieurs services de la Ville de Lyon (Hygiène et Santé, Espaces Verts et Sports) et du Grand Lyon (Mission Ecologie Urbaine et Nettoyement). Ce recensement comprend les principales utilisations, en particulier celles effectuées par la Ville de Lyon. Les usages privés de la nappe seraient identifiés, mais leur localisation n'est pas connue, compte tenu de la difficulté de cette tâche et l'absence de réglementation pour des forages de moins de 10m de profondeur et des débits de prélèvement inférieurs à 10 000m³/an (seuil de la redevance de prélèvement pour l'agence de l'eau).

Les usages avérés de l'eau de la nappe par le service des Espaces Verts sont l'**arrosage des jardins publics** et l'alimentation de certaines **fontaines** (cf carte en Véronique LEPICIER - Mémoire de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique - 2009

annexe 9 L'arrosage est toutefois dimensionné de façon à ce que les gouttelettes soient trop grosses pour être inhalées. De plus, il est principalement effectué en dehors des heures de fréquentation (soirée...). Avant d'être utilisée pour les fontaines, l'eau pompée est chlorée. Compte tenu des contraintes liées à cette utilisation, un entretien très régulier est nécessaire pour assurer la propreté des bassins en évitant la prolifération d'algues. De l'eau de Javel est en outre utilisée pour nettoyer les bassins entre une et deux fois par mois.

Les **jardins partagés** peuvent également être concernés par l'utilisation d'eau de la nappe pour l'arrosage. Une activité de maraîchage a lieu dans un certain nombre des différentes formes prises par les jardins partagés (jardins familiaux, jardins collectifs, jardins d'insertion...) (Grand Lyon, CAUE du Rhône, le Passe Jardin, 2003). Les jardins situés dans Lyon sont alimentés par de l'eau potable, comme la plupart de ceux localisés dans le territoire du Grand Lyon (association le Passe-Jardin, membre du réseau « Le Jardin dans tous ses états », association pour la promotion des jardins partagés).

Il y aurait quelques exceptions (moins de 4 sur plus de 50 jardins partagés), mais des mesures de qualité de l'eau doivent y être réalisées régulièrement. Il n'existe pas actuellement de recensement des habitations disposant d'un puits et pouvant l'utiliser à des fins sanitaires ou d'arrosage de jardin potager individuel. Il s'agit pourtant d'un sujet à ne pas négliger, comme des jardins potagers privés arrosés grâce à un pompage ont été identifiés dans le sud de Lyon lors d'une étude réalisée à la demande de la mairie (ANTEA, 2008). Des analyses ont été réalisées lors de ce travail sur des légumes arrosés avec de l'eau de la nappe contenant des solvants chlorés et aucun résultat n'a été positif.

Aucune demande de raccordement au réseau n'a été récemment faite sur Lyon pour un bâtiment existant. Cela pourrait y indiquer une faible vraisemblance quant à la possibilité d'une alimentation pour un usage sanitaire. Il semblerait cependant que ce type d'usage soit présent dans le territoire du Grand Lyon. Ces informations doivent être recoupées avec la proximité de sites potentiellement polluants et celle de PAC/CLIM qui devraient se développer d'après la volonté du Grand Lyon.

Seule une piscine est alimentée par un captage d'eau de la nappe. N'étant pas aux normes, son remplissage s'effectue la nuit, permettant à l'eau d'être filtrée plusieurs fois avant d'entrer en contact avec des personnes. En plus des filtres, l'eau est chlorée. Par ailleurs, en cas de détection d'une pollution de la nappe, l'alimentation est basculée sur le réseau d'eau de ville.

Pour information, seule l'eau de ville est utilisée pour le nettoyage des voiries et pour les usages de brumisation.

5.2.3 Bilan sur les risques sanitaires

Dans la situation du réchauffement de l'aquifère superficiel lyonnais, l'existence d'un risque sanitaire est contrôlée par les possibilités d'exposition.

L'ingestion d'eau peut ainsi se produire au niveau des fontaines. Or, il paraît peu vraisemblable que cette eau soit consommée, d'autant plus qu'il est signalé qu'elle n'est pas potable. A ce niveau le risque est de nature chimique puisque l'eau est chlorée. Ainsi l'ingestion d'eau de la nappe paraît peu probable compte tenu des usages recensés. Il s'agissait de la voie efficace pour la plupart des contaminants concernés.

La connaissance des lieux où il y a un arrosage de jardins potagers est nécessaire à la surveillance de la qualité des eaux utilisées, afin de garantir leur innocuité. Quand ils utilisent de l'eau pompée dans une nappe, les jardins partagés doivent effectuer un suivi de sa qualité. Ce système permet de s'assurer de l'absence de problèmes. Les mesures réalisées sur des légumes provenant de jardins potagers privés à proximité d'un site pollué aux solvants chlorés dans le secteur de Gerland n'ont montré aucune trace de polluants (ANTEA, 2008).

L'augmentation de la température ne devrait pas occasionner de changement sur un risque d'exposition par la voie cutanée. De plus, en absence de molécule identifiée, il est impossible de se prononcer sur ce risque.

Le risque de volatilisation de solvants chlorés n'est actuellement pas pris en compte par les autorités en charge de la sécurité sanitaire, compte tenu du fait que les concentrations retrouvées dans la nappe n'occasionneraient pas un risque d'exposition par inhalation d'après une modélisation effectuée à Lyon. La pression de vapeur saturante augmentant fortement avec la température, le réchauffement de la nappe risque d'augmenter la quantité de COV pouvant se volatiliser dans ces conditions.

L'impact de la température sur les conditions de transfert de ces gaz dans le sol jusqu'à la surface doit être étudié. En effet, en absence de modification des paramètres de transfert, la quantité de vapeur pouvant passer dans l'air du sol augmente et le transfert est effectué dans les mêmes conditions. Si le changement de la température joue également sur les conditions du transfert dans le sol, ces dernières devront être étudiées pour y adapter les modèles.

L'augmentation du risque d'inhalation de COV à proximité des sites pollués peut être déterminée en utilisant une modélisation, pour peu que les paramètres précis des conditions étudiés soient connus. La connaissance des concentrations dans la nappe ou dans le sol est nécessaire pour faire tourner le modèle et des mesures des concentrations dans l'air seraient utiles pour vérifier la pertinence de ce questionnement puis dans ce cas pour caler le modèle.

Dans tous les cas, le risque d'inhalation de ces vapeurs est circonscrit aux zones à proximité immédiate des sites pollués par des COV. Les conditions d'expositions seraient sans doute limitées à des environnements spécifiques tels que les caves, milieux confinés dans lesquels une accumulation des vapeurs pourrait se produire, ou à des situations particulières comme au moment de l'utilisation de l'eau de la nappe.

5.3 Approche intermédiaire des risques

Une évaluation des risques ne peut pas être menée de manière plus approfondie avec les données disponibles et il est ainsi impossible de démontrer une absence de risque. Il en résulte la nécessité d'établir une surveillance de manière à pouvoir réagir dans la situation où un problème apparaît.

L'exposition étant déterminée en grande partie par les usages de l'eau, il semble intéressant de prendre en compte cet aspect dans une cartographie plus complète de la zone. Les sites à localiser sont les fontaines et les jardins ayant une activité de maraîchage et utilisant l'eau de la nappe, qu'ils soient collectifs ou privés, ainsi que les sites pollués localisables grâce aux bases de données BASOL et BASIAS, disponibles sur internet, ou par le recensement des ICSP.

Une telle carte constituerait un outil de réflexion et d'orientation, d'une part au sujet des zones où une surveillance des eaux souterraines pourrait être utile ou renforcée, d'autre part au sujet de l'implantation de nouvelles PAC/CLIM ou de l'autorisation de pompages dans la nappe pour des usages sensibles. Il s'agit de relier les aspects de danger et d'exposition, c'est à dire d'effectuer un recoupement entre les sources potentielles de contaminations de la nappe aux lieux où celle-ci est utilisée et à la température de l'eau. Les conditions d'écoulement doivent également être prises en compte

6 Perspectives

6.1 Encadrement du développement des PAC sur l'agglomération

Tout d'abord, il semble essentiel qu'une référence soit établie pour désigner les PAC/CLIM et plus généralement les puits. La difficulté tient au fait que tous les ouvrages ne sont pas déclarés aux mêmes administrations. Par exemple, seuls les ouvrages d'une profondeur supérieure ou égale à 10m possèdent un code dans la banque du sous-sol (BSS), gérée par le BRGM, puisqu'ils doivent y être recensés au titre du Code minier.

Par ailleurs, un inventaire des PAC/CLIM devrait être tenu à jour, de manière à permettre une organisation concertée des autorisations d'implantation de nouvelles installations. Ce système permettrait de prévenir les risques d'interférence entre installations, principalement en évitant le risque de compromettre la viabilité d'une

installation existante par l'installation d'une nouvelle à son amont hydraulique. Une attention particulière devrait être portée à la densité des installations afin de veiller à privilégier des conditions favorables à l'atténuation de la température des rejets, ainsi qu'à la proximité de sites où la nappe est potentiellement polluée et de lieux où l'eau de la nappe est utilisée.

La possibilité d'imposer des bonnes pratiques, via les prescriptions d'utilisation accompagnant les arrêtés préfectoraux d'autorisation, est également intéressante pour encadrer le développement des PAC/CLIM.

6.2 Connaissance des impacts des PAC/CLIM sur Lyon

Des travaux de suivi de la qualité de la nappe et d'interprétation de ces données sont encore nécessaires pour caractériser les changements occasionnés par une augmentation de la température. En fait, l'absence d'informations sur l'état initial des différents paramètres mesurés fera toujours défaut. Il sera cependant plus aisé de conclure si l'on suivait plus régulièrement certains points stratégiques à partir de maintenant. Il faudrait, sans doute, réaliser des études sur le réchauffement de la nappe avec une méthodologie d'approche appropriée, multi-paramétrée et plus spécifique de PAC/CLIM que celle qui consiste à mesurer uniquement la température sur 4 – 5 points de l'aquifère. Des indicateurs de réchauffement devraient être repérés et leur mesure mise en œuvre à l'échelle d'une PAC/CLIM, mais aussi à l'échelle de l'aquifère potentiellement touché par le réchauffement.

6.3 Risques sanitaires

Le réchauffement de la nappe serait à l'origine d'une amplification des risques déjà présents plutôt qu'à la création de nouveaux risques. L'encadrement des usages de l'eau de la nappe superficielle est essentiel pour garantir la maîtrise des problèmes qui pourraient apparaître. Pour cela, il serait intéressant qu'un inventaire de ces utilisations, le plus exhaustif possible, soit réalisé.

Il ne semble pas y avoir d'enjeu majeur autour des bactéries pathogènes. Cependant, le maintien d'un suivi des indicateurs de contamination fécale paraît essentiel pour vérifier qu'il n'y ait pas de changement.

Le risque lié à la volatilisation de solvants chlorés devrait être étudié de manière plus approfondie afin d'établir sa vraisemblance. Il devrait être pris en compte dans les zones où les concentrations en solvants chlorés seraient susceptibles d'occasionner des expositions à des concentrations supérieures aux VTR pour l'inhalation.

Conclusion

Divers facteurs participent à l'augmentation de la température de l'aquifère superficiel lyonnais. L'impact des PAC/CLIM a pu être observé, mais il est difficile de déterminer sa contribution à ce réchauffement compte tenu de l'impact de la saisonnalité, du phénomène d'îlot de chaleur urbain ou encore de l'influence de masses d'eau superficielles proches des points de mesure. Il serait intéressant de lancer une étude, avec une approche méthodologique appropriée, pour différencier les effets entre eux et apprécier le véritable impact des PAC/CLIM.

Une augmentation de la température des eaux souterraines pourrait avoir pour conséquence des modifications des équilibres chimiques, notamment sur la solubilité et la précipitation de certaines substances. Au niveau des ouvrages, cela pourrait augmenter les risques de colmatage. La température influe également sur des paramètres caractéristiques des conditions du milieu, mais il semblerait que ces modifications soient peu marquées dans le cas d'une variation de température de l'ordre de 10 à 15°C au maximum, comme dans le cas des PAC/CLIM. La volatilisation des COV présents dans la nappe pourrait être augmentée de manière non négligeable.

Il semble probable que les communautés bactériennes indigènes soient impactées, au niveau de leur abondance, de leur activité ou de leur biodiversité. Cependant, les modifications pourraient être réversibles dans les gammes de températures de rejet des PAC/CLIM. Le fonctionnement de l'aquifère ne devrait pas être perturbé de manière trop importante grâce à l'adaptation de la microflore, qui continuerait d'assurer ses fonctions d'atténuation naturelle.

Les principaux usages de la nappe ont été étudiés, ainsi que les modalités d'exposition aux contaminants présents dans la nappe. Il n'est pas possible d'affirmer l'absence de risques, ni de quantifier les risques potentiels au vu des connaissances actuelles. Cependant, les usages de l'eau de la nappe superficielle sont assez bien réglementés sur Lyon, ce qui devrait permettre d'éviter les principaux risques. L'évaluation du risque accru d'inhalation de COV ou de certains de leurs métabolites gazeux (par exemple le chlorure de vinyle) au droit des sites pollués nécessite le recours à des modèles permettant de calculer les concentrations arrivant à l'atmosphère après le transfert dans le sol, et parfois même un transfert dans l'air intérieur. La pertinence de ce phénomène reste à évaluer.

Le suivi de différents paramètres est nécessaire pour comprendre ce qui se produit dans la nappe. La surveillance des usages est un autre levier d'action pour maîtriser l'apparition de problèmes sanitaires. Enfin, il paraît essentiel de mettre en place une gestion concertée des PAC/CLIM afin de garantir la durabilité des installations.

Bibliographie

Articles

Allen A, Milenic D, Sikora P. 2003. Shallow gravel aquifers and the urban 'heat island effect': a source of low enthalpy geothermal energy. *Geothermics*, Tome 32: 569–578.

Brielmann H., Griebler C., Schmidt S.I., Michel R., Lueders T. 2009. Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystem. *FEMS Microbiol Ecol*. Tome 68: 273-286.

Donlan RM, 2002. Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerg Infect Dis* [serial online]. Disponible sur internet à l'adresse suivante (dernière consultation le 19/08/2009): <http://www.cdc.gov/ncidod/EID/vol8no9/02-0063.htm>

Ferguson G. et Woodbury A.D. 2004. Subsurface heat flow in an urban environment, *J. Geophysical Research*, volume 109, B02402, doi:10.1029/2003JB002715.

Foulquier A., Malard, F., Barraud S., Gilbert, J. 2009. Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basins. *Hydrol. Process* **23**: 1701-1713.

Goldscheider N., Hunkeler D. et Rossi P., 2006. Review: Microbial biocenoses in pristine aquifers and an assessment of investigative methods. *Hydrogeology Journal*, 14: 926–941.

Griebler C, Mindl B, Slezak D et Geiger-Kaiser M, 2002. Distribution patterns of attached and suspended bacteria in pristine and contaminated shallow aquifers studied with an in situ sediment exposure microcosm. *Aquatic Microbial Ecology*, 28: 117-129.

Huang, S., Taniguchi, M., Yamano, M. & Wang, C.-H. 2008. Detecting urbanization effects on surface and subsurface thermal environment – a case study of Osaka. *Sci. Total Environ*, 407: 3142-3152.

Ignatiadis I., Amalhay M., Abou Akar A. et Cotiche C., 1998. Analyse et conséquences de la prolifération bactérienne dans les puis géothermiques du Bassin de Paris. *In* : "Biodétérioration des matériaux" C. Lemaître, N. Pébère et D. Festy (eds). Chapitre 16, pp. 231-257, EDP Sciences, Les Ulis, France.

Khalanski M., Carrel G., Desaint B., Fruget J.-F., Olivier J.-M. , Poirel A., Souchon Y., 2008. Étude thermique globale du Rhône – Impacts hydrobiologiques des échauffements cumulés. Hydroécol. Appl., Tome 16, pp. 53–108.

Rybach L., 2003. Geothermal energy: sustainability and the environment. Geothermics, Volume 32, Issues 4-6, August-December 2003, Pages 463-470.

Sowers L., York K. P. and Stiles L. 2006. Impact of thermal buildup on groundwater chemistry and aquifer microbes. Ecstock Conference on Thermal Energy Storage. The Richard Stockton College of New Jersey.

Taniguchi M., Shimada J, Fukuda Y, Yamano M, Onodera S, Kaneko S, *et al.*, 2008. Anthropogenic effects on the subsurface thermal and groundwater environments in Osaka, Japan and Bangkok, Thailand. The Science of the total environment. Apr;407(9):3153-64.

Ultee A, Souvatzi N, Maniadi K, Konig H, 2004. Identification of the culturable and nonculturable bacterial population in ground water of a municipal water supply in Germany. J Appl Microbiol 96:560–568.

Winters A. L., 1992. Summary of research on microbiological processes. International Energy Agency Subtask D Final report. Pacific Northwest Laboratory – ref. 7980.

Rapports

ANTEA et Observatoire de la nappe, Mars 2008. Evaluation de la vulnérabilité de la nappe vis-à-vis des pompes à chaleur, pour le service d'écologie Urbaine de la Communauté urbaine de Strasbourg. A 48723/C, 39 p.

ANTEA, Septembre 2008. Etude de la qualité de la nappe du secteur de Gerland et de ses impacts sur les usagers.

Bonnard R., 2002. Evaluation Détaillée des Risques pour la santé. Fiches techniques de présentation des modèles d'exposition aux sols pollués. RBCA TOOL KIT. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. INERIS DRC-02-41200/DESP-R32a, 20 p.

Côme JM., 2008. Transport de chaleur et température des nappes phréatiques à l'aplomb des bassins d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial. Programme Ecopluiés.

David A., 2003. Analyse critique de 5 campagnes de mesures thermiques réalisées entre 1999 et 2002 sur la nappe de l'agglomération Lyonnaise. BRGM/RP-52665-FR.

Heuzé G., 2002. Evaluation Détaillée des Risques pour la santé. Fiches techniques de présentation des modèles d'exposition aux sols pollués. HESP (Human Exposure to Soil Pollutants). Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. INERIS DRC-02-41200/DESP-R30a, 21 p.

Hicks R. J. et Stewart D. L., 1988. Environmental assessment of the potential effects of aquifer thermal energy storage systems on microorganisms in groundwater. Report PNL-6492, UC-94e. prepared for the U.S. Department of energy under contract DE-AC06-76RLO 1830. Pacific Northwest Laboratory. Battelle Memorial Institute.

Horizon, 1998-2002. Synthèse hydrogéologique et thermique des forages pompes à chaleur, Lyon-Villeurbanne (Novembre 1998, Janvier et octobre 2000).

Laporthe S., 2004. Petit guide des pompes à chaleur géothermales. Document de travail n°DDD/ESE-04.010 OS, 21 p., CSTB.

Lupe E. et Renaud F, 2006. Surveillance de la qualité microbiologique de la nappe phréatique de Lyon en fonction de la température : relations avec les caractères physicochimiques (DBO5, DCO, turbidité, pH, teneur en nitrates, conductivité). Rapport intermédiaire du bureau d'étude Atlas.

Montfort A., 2009. Mission Assistance et Etudes Appliquées. Impact PAC 2009. Département de l'Ecologie Urbaine (DEU), Ville de Lyon.

Nicolas J., Petit V. et Thierry P. avec la collaboration de Besse A. et Longet A., 2004. Connaissance hydrogéologique du sous-sol de l'agglomération lyonnaise (phases 1 et 2). Rapport final. BRGM/RP-53569-FR.

Sauty.J.P., Menjot.A., Ausseur.J.Y. 1988. Exploitation thermique du proche sous-sol. Manuel pour l'évaluation des projets. BRGM/86-SGN-125-EAU-IRG.

Sites internet

Fiche 6 Géoqual, 2008. Présentation de la géothermie très basse énergie (3), le forage d'eau pour alimenter une pompe à chaleur. Région Centre, DRIRE Centre, ADEME,

chambre des métiers et de l'artisanat région centre, EGEE et BRGM.
<http://www.geothermie-perspectives.fr/18-regions/cen-01.html>

Grenelle de l'environnement, 2007. Synthèse et principales mesures, Groupe I – Lutter contre les changements climatiques et maîtriser l'énergie. <http://www.legrenelle-environnement.fr/grenelle-environnement/spip.php?rubrique9>

ONEMA, AERMC, DIREN, 2007. Qualité des eaux superficielles et souterraines. Disponible sur internet [visité le 17/07/2009] :
http://www.eaurmc.fr/typo3conf/ext/dam_frontend/pushfile.php?docID=613

Conférence

Charguéron C., Canaletta B., Boisson M., Jacques F., 2007. Journées techniques du Comité français d'hydrogéologie (XIVe ; novembre 2007 ; Lyon). Utilisation thermique d'une nappe – Nécessité d'un recensement – Exemple de la ville de Grenoble.

Foulquier A., F. Malard, J. Gibert, 2007. Journées techniques du Comité français d'hydrogéologie (XIVe ; novembre 2007 ; Lyon). Régime thermique des nappes phréatiques à l'aplomb de bassins d'infiltration.

Gerinte C., 2007. Journées techniques du Comité français d'hydrogéologie (XIVe ; novembre 2007 ; Lyon). Utilisation de l'eau de nappe pour le traitement thermique des bâtiments.

Naveteur J., Bruss C., 2007. Journées techniques du Comité français d'hydrogéologie (XIVe ; novembre 2007 ; Lyon). Une expérience réussie de géothermie en région Rhône-Alpes : la CAF de Lyon, Bilan de 9 années de fonctionnement.

Thèse

Datry T., 2003. Urbanisation et qualité des nappes phréatiques – Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de l'Université Claude Bernard-Lyon 1.

Ouvrages

ADEME, BRGM, EDF, 2008. Guide technique Pompes à chaleur géothermiques sur aquifère. Éditions du BRGM, 72 pages.

Chapelle F.H., 2001. Groundwater Microbiology and Geochemistry, 2nd edition. John Wiley & Sons, New York. 477 pp.

Grand Lyon, CAUE du Rhône, le Passe Jardin, 2003. Les jardins citoyens. Disponible sur internet :

http://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/Pdf/activites/environnement/Jardins_citoyens.pdf

Jaudin F., 1988. Eaux souterraines et pompes à chaleur, guide pour l'utilisation de l'eau souterraine à des fins thermiques. Edition BRGM.

Le Cloirec P., 1998. Les composés organiques volatils (COV) dans l'environnement. École des mines de Nantes, Editeur TECHNIQUE & DOCUMENTATION, 768 pages.

ZABR, 2008. Le Rhône en 100 questions, coord. JP Bravard et A. Clemens.

Supports de communication

Burgeap, 2007. Eléments de gestion de la nappe phréatique de Lyon. Présentation au département de l'Ecologie Urbaine pour la Commission de sécurité du 29 novembre 2007.

Hulot C., Gay G, 2007. Mesures et modélisations du transfert de vapeurs depuis le sol et/ou la nappe vers l'air ambiant ; Mardi 04 décembre 2007 - Journée de restitution des travaux INERIS dans le cadre des programmes d'appui au MEDAD.

Autre

AERMC, fiche 6325 ; Fiche de caractérisation des masses d'eau souterraine, code de la masse d'eau : 6325, libellé de la masse d'eau : Alluvions du Rhône entre le confluent de la Saône et de l'Isère + alluvions du Garon.

OTHU Fiche technique n°10. Autoépuration des rejets urbains en temps de pluie par les bassins d'infiltration.

Liste des annexes

- Annexe 1 : Description du fonctionnement des PAC réversibles et des thermofrigopompes
- Annexe 2 : Carte piézométrique du secteur de Lyon
- Annexe 3 : Liste des polluants extraits de la base ADES
- Annexe 4 : Carte de localisation des PAC/CLIM sur Lyon et Villeurbanne
- Annexe 5 : Chronique des températures de Lyon et du Rhône entre 1993 et 2009
- Annexe 6 : Analyse des températures de la nappe superficielle mesurées par le réseau de la Ville de Lyon entre 1993 et 2009
- Annexe 7 : Evolution de la température de la nappe par secteur entre Avril 2008 et Avril 2009
- Annexe 8 : Tableau des principales propriétés des composés organiques volatils (COV) recherchés dans l'aquifère superficiel lyonnais.
- Annexe 9 : Carte de localisation des puits utilisés par le Service Communal des Espaces Verts de la Ville de Lyon

ANNEXE 1 : Description du fonctionnement des PAC réversibles et des thermofrigopompes.

Les PAC réversibles et les thermofrigopompes permettent un fonctionnement en climatisation et en chauffage. Cependant leurs modalités sont très différentes.

Une **PAC réversible** peut fonctionner alternativement en refroidissement (figure 1) ou en chauffage (figure 2). Un processus d'inversion permet de changer le sens de circulation du fluide frigorigène, occasionnant un échange des fonctions entre le condenseur et le détendeur.

Les figures suivantes illustrent le fonctionnement de ce système en été et en hiver.



Figure 1 : Schéma de fonctionnement d'une PAC réversible en Été.

Source : Guide technique ADEME-ARENE-BRGM, mars 2008

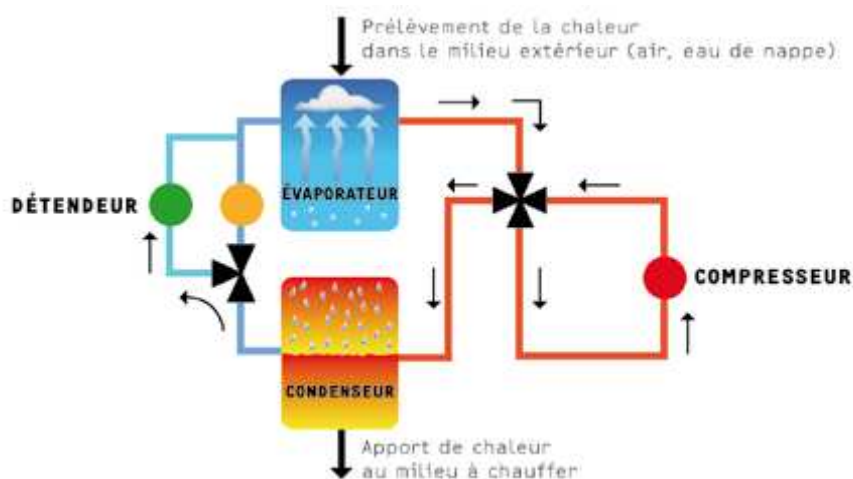


Figure 2 : Schéma de fonctionnement d'une PAC réversible en Hiver

Source : Guide technique ADEME-ARENE-BRGM, mars 2008

Le second système est appelé **thermofrigopompes**. Elles permettent la production simultanée de froid et de chaud et sont ainsi adaptées aux bâtiments ayant des besoins simultanés de chaud et de froid à satisfaire, tels que les hôpitaux, les centres commerciaux au encore des immeubles du secteur tertiaire.

L'énergie qui n'a pas été utilisée (chaude en été et froide en hiver) est évacuée via l'aquifère. Cinq modalités de fonctionnement sont possibles selon les besoins :

- Chaud seulement ;
- Chaud et froid avec un besoin en chaud supérieur, rejet froid ;
- Chaud et froid sans rejet ;
- Chaud et froid avec un besoin en froid majoritaire, rejet chaud ;
- Froid seulement.

Le schéma suivant (figure 3), issu du guide ADEME/BRGM, montre ces différents types de fonctionnement.

Schéma chaud seulement :
la chaleur prélevée au niveau de l'aquifère (via l'évaporateur) est transférée via le condenseur au milieu à chauffer.

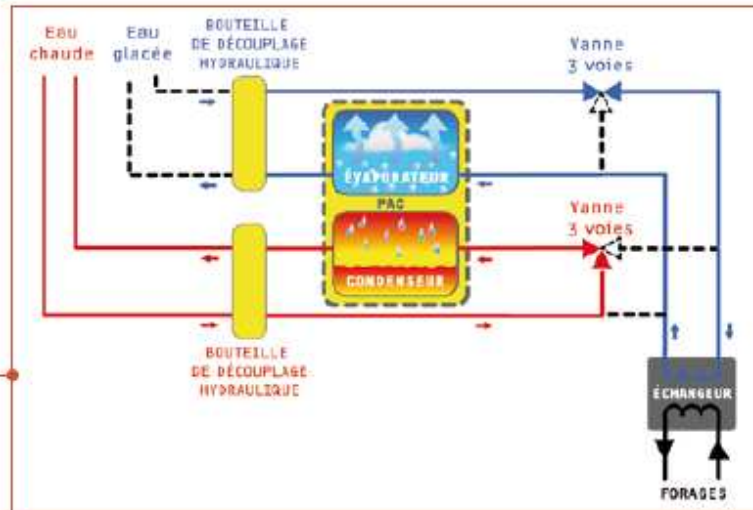


Schéma chaud et froid (chaud > froid) :
le froid produit est excédentaire dont une partie est réinjectée dans l'aquifère.

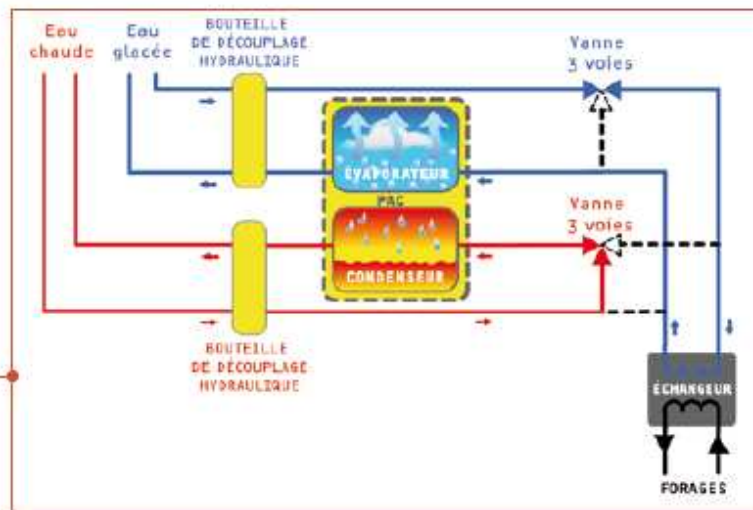
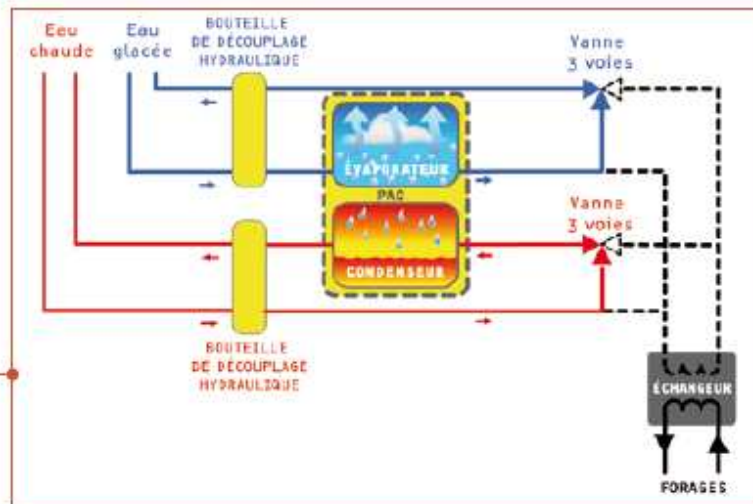


Schéma chaud et froid sans rejet (chaud = froid) :
l'équilibre entre chaud et froid étant réalisé, les forages ne sont pas utilisés.



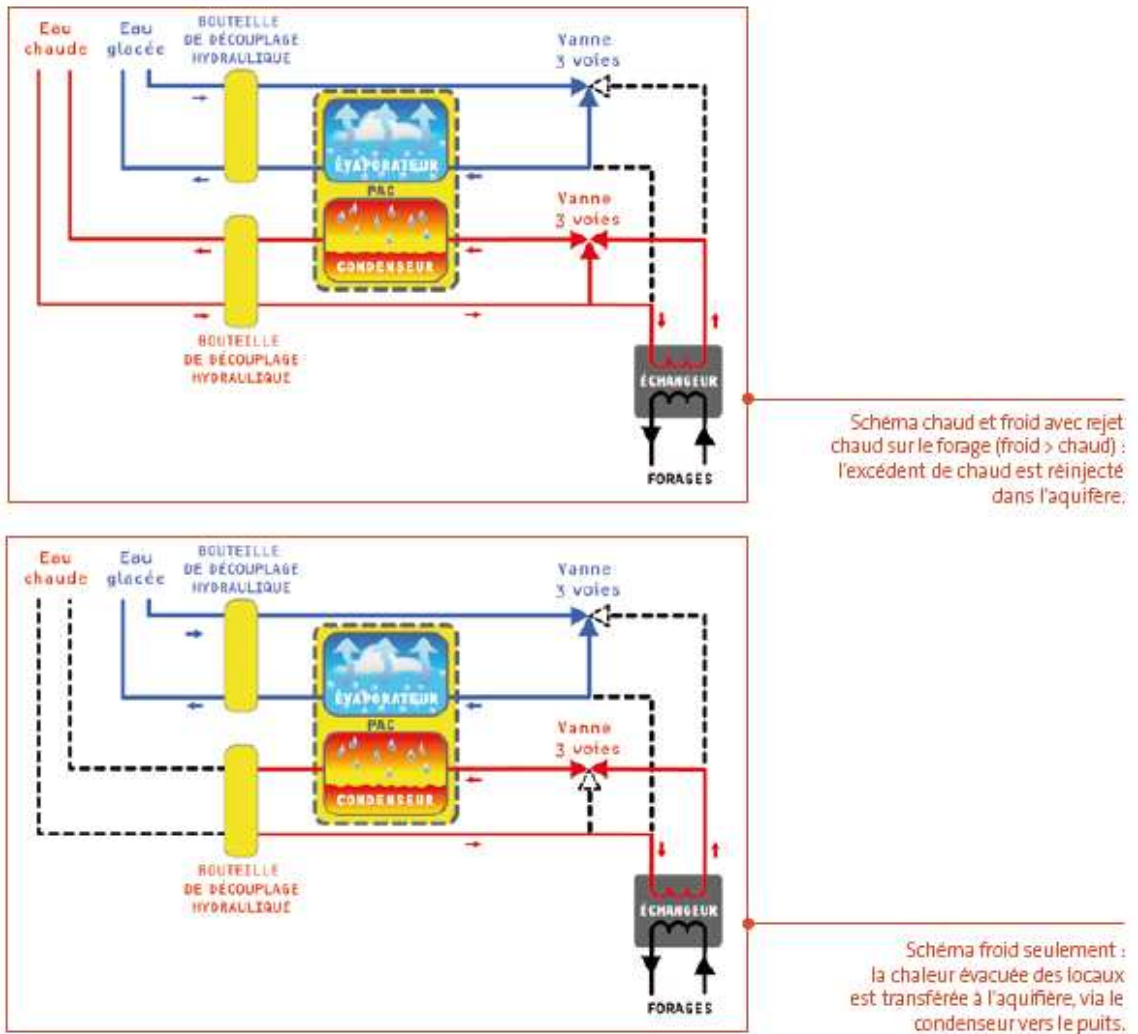


Figure 3 : Schéma présentant les cinq modalités de fonctionnement des thermopompes

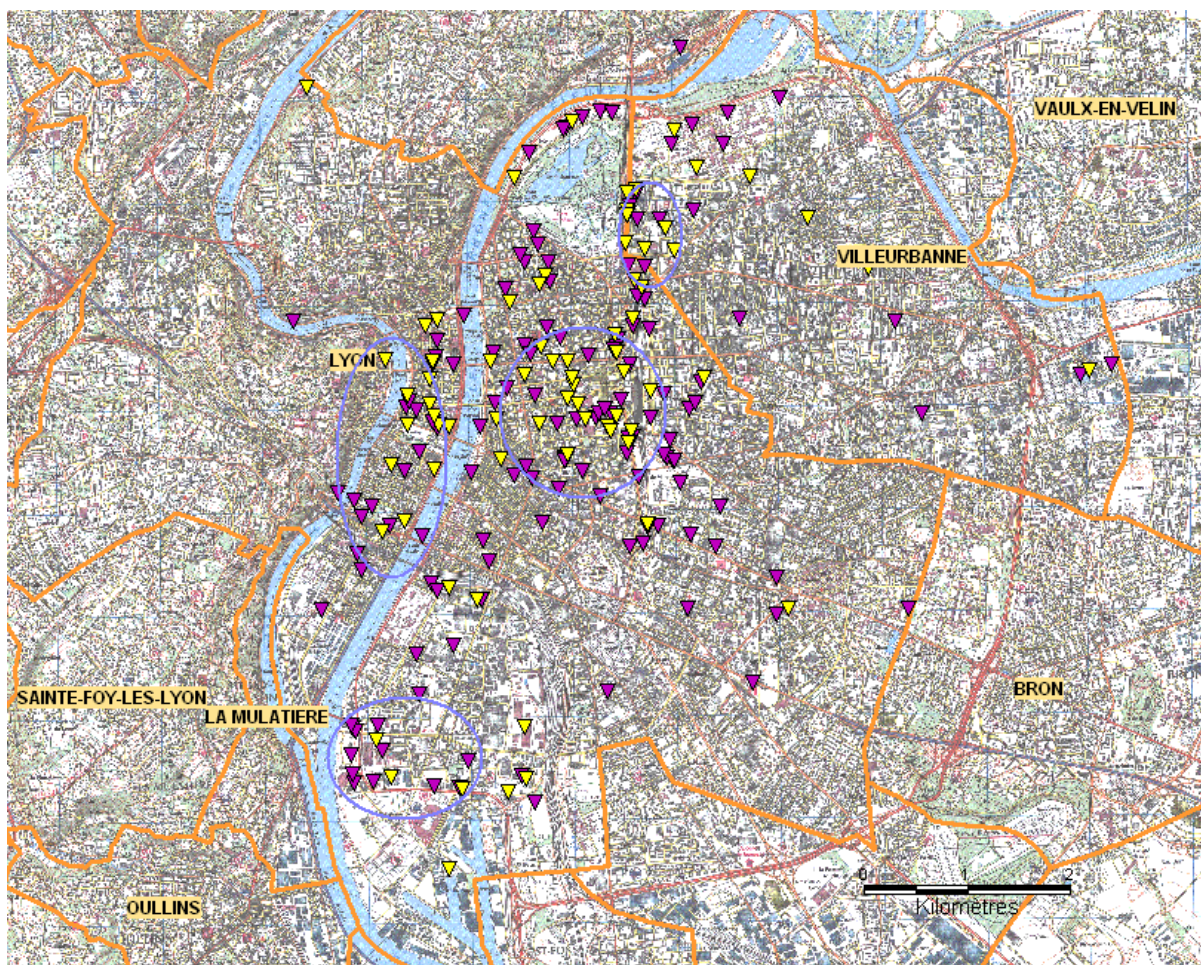
**ANNEXE 3: Liste des polluants extraits de la
base ADES**

Nom du paramètre recherché	Nombre d'analyses	Nom du paramètre recherché	Nombre d'analyses
1-Hexanol	1	Chrome hexavalent	19
2,4-MCPA	1	Chrysène	67
2-Butanol	6	Cobalt	7
2-Hexanone	1	Cuivre	70
Acénaphène	96	Cyanures libres	26
Acénaphthylène	62	Cyanures totaux	36
Acétone	11	Cyclohexane	13
Agents de surface anioniques	11	Cyclohexanone	3
Agents de surface cationiques	2	Dibenzo(a,h)anthracène	30
Aluminium	11	Dibromomonochlorométhane	1
Ammonium	1	Dichlorobenzène-1,2	41
Anhydride carbonique libre	1	Dichlorobenzène-1,3	34
Anthracène	86	Dichlorobenzène-1,4	41
AOX	6	Dichloroéthane-1,1	120
Arsenic	29	Dichloroéthane-1,2	13
Baryum	27	Dichloroéthène-1,1	84
Benzène	99	Dichloroéthène-1,2	9
Benzène, 1-ethyl-2-methyl-	10	Dichloroéthylène-1,2 cis	212
Benzo(a)anthracène	69	Dichloroéthylène-1,2 trans	48
Benzo(a)pyrène	50	Dichlorométhane	36
Benzo(b)fluoranthène	60	Diéthyl phtalate	6
Benzo(g,h,i)pérylène	42	Diméthylphénol-2,4	1
Benzo(k)fluoranthène	55	Diméthylphénol-2,5	1
Biphényle	38	Dureté totale	14
Bore	6	Etain	7
Bromoforme	1	Ethyl hexyl phthalate	12
Butylbenzène sec	10	Ethylbenzène	119
Butylbenzène tert	9	Ethylmethylbenzene	3
C10-C12-Coupes hydrocarbures	11	Fer	10
C10-C16-Coupes hydrocarbures	1	Fluor	10
C12-C16-Coupes hydrocarbures	5	Fluoranthène	96
C12-C20-Coupes hydrocarbures	6	Fluorène	102
C16-C20-Coupes hydrocarbures	3	Formaldehyde	2
C16-C22-Coupes hydrocarbures	1	Fréon 113	1
C20-C24-Coupes hydrocarbures	1	HAP somme(4)	2
C20-C30-Coupes hydrocarbures	7	HAP somme(6)	27
C24-C28-Coupes hydrocarbures	1	Heptane	26
C28-C32-Coupes hydrocarbures	5	Hydrogénocarbonates	1
C30-C40-Coupes hydrocarbures	7	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	42
C32-C36-Coupes hydrocarbures	2	Indice Hydrocarbure	356
C36-C40-Coupes hydrocarbures	1	Indice Phénol	1
Cadmium	25	Isopropyl alcool [USAN]	2
Calcium	3	Isopropylbenzène	25
Chlorates	1	Lithium	2
Chlorobenzène	50	Magnésium	3
Chloroforme	94	Manganèse	5
Chlorophénol-2	1	Mercuré	6

Chlorure de vinyle	81
Chlorures	22
Chrome	87
Méthyl tert-butyl Ether	9
Naphtalène	93
N-butylbenzène	8
n-Hexane	36
Nickel	84
Nitrates	10
N-propylbenzène	10
Octane	21
Orthophosphates (PO4)	4
Oxyde de biphenyle	73
PCB 138	1
PCB 153	1
PCB 180	1
P-cymène	9
Phénanthrène	111
Phosphore total	7
Plomb	23
Polychlorobiphényles totaux	2
Potassium	3
Pyrène	87
Silice	8
Sodium	3
Styrène	15
Sulcotrione	13
Sulfates	39
Tétrachloréthène	282
Tétrachloroéthane-1,1,2,2	1
Tétrachlorure de carbone	27
Toluène	135
Trichlorobenzène-1,2,3	33
Trichlorobenzène-1,2,4	35
Trichloroéthane-1,1,1	220
Trichloroéthane-1,1,2	13
Trichloroéthylène	263
Triméthylbenzène-1,2,4	27
Xylène	54
Xylène méta + para	107
Xylène-ortho	98
Zinc	87

Mésitylène	21
Méthyl éthyl cétone	12
Méthyl isobutyl cétone	11

**ANNEXE 4 : Carte de localisation des PAC/CLIM
sur Lyon et Villeurbanne**



LEGENDE

— Limites des communes

▼ PAC/CLIM
Horizon/Burgeap

▼ « PAC/CLIM »
AERMC

ANNEXE 5 : Chronique des températures de Lyon et du Rhône entre 1993 et 2009

Les figures suivantes présentent les chroniques des températures de l'air (figure 1) et du Rhône (figure 2). La figure 1 correspond à la température maximale mesurée à la station météorologique de Lyon-Bron, située à 8 km à l'est de Lyon, entre 1993 et 2008⁶. Dans un souci de couverture de la période 1993-2009, la courbe de température représentée en figure 2 a été réalisée à partir de mesures effectuées sur trois sites⁷ : Lyon (1995-1996), Vernaison (1997-2001 et 2006-2008) et Solaize (2002-2006), situées à 13 km au sud de Lyon.

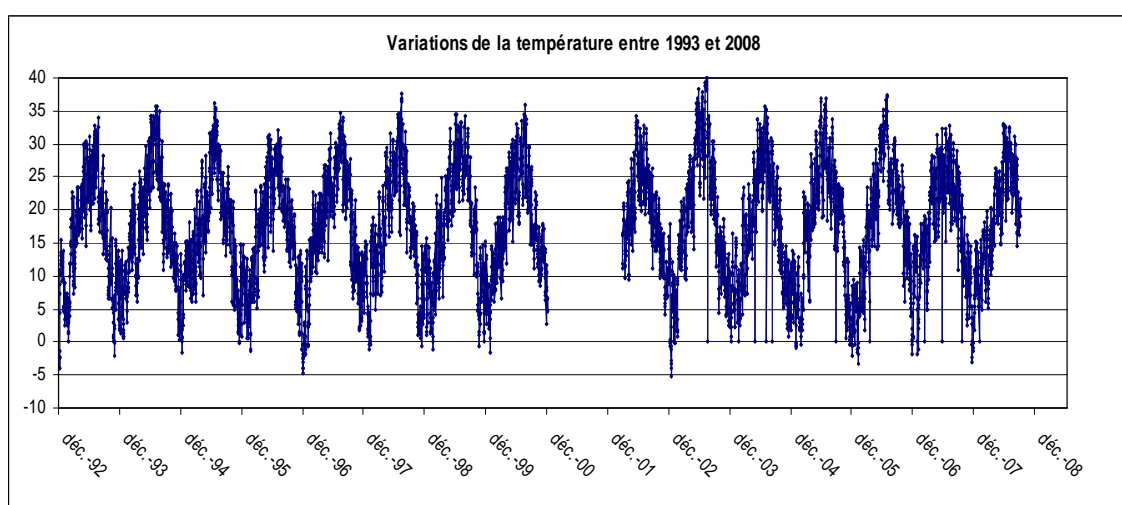


Figure 1 : Chronique de la température maximale mesurée à Lyon-Bron entre 1993 et 2008

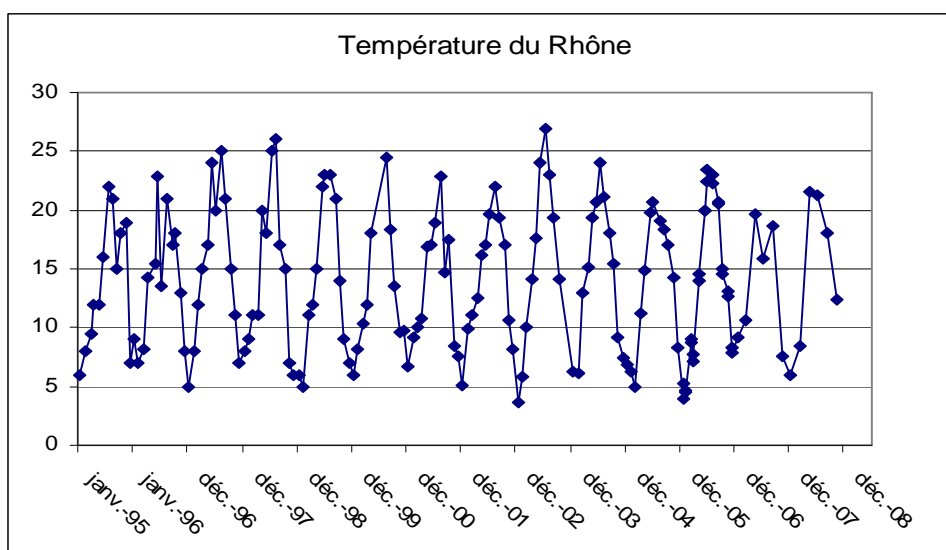


Figure 2 : Chronique de la température du Rhône entre 1994 et 2008

⁶ Source : <http://www.meteo-paris.com/chronique/?d=1997>

<http://www.meteociel.fr/climatologie/villes.php?code=7480&mois=6&annee=2002>

⁷ Source : <http://sierm.eaurmc.fr/eaux-superficielles/index.php?donnees=brutes>

ANNEXE 6 : Analyse des températures de la nappe superficielle mesurées par le réseau de la Ville de Lyon entre 1993 et 2009

Les cinq courbes suivantes présentent les températures de l'aquifère lyonnais mesurées dans le cadre de la surveillance de la qualité des eaux souterraines de Lyon. Chacune correspond à un quartier différent de Lyon : Lyon-plage au secteur de Vaise, à proximité de la Saône (figure 1), le quartier de la tête d'Or (figure 2), le quartier de la Part-Dieu (figure 3), le CNR à proximité du Rhône (figure 4) et le quartier de Gerland (figure 5). Il semble important de remarquer que les courbes de tendance figurées ne sont pas toujours pertinentes.

La première chronique de température étudiée est celle de la nappe dans le quartier de **Vaise** à proximité de la **Saône** (figure 1 de l'annexe 6). Les variations de température sont généralement comprises dans la gamme de 14-15°C, avec des pics estivaux pouvant monter entre 17 et 19°C et un pic hivernal en 2000. L'amplitude de variation est supérieure à 7°C. Cette courbe est difficilement interprétable. Il s'agit d'un secteur particulier, en proximité de la Saône, avec peu de PAC présentes. Il ne paraît pas pertinent de le prendre en compte dans l'étude sur les autres facteurs de réchauffement.

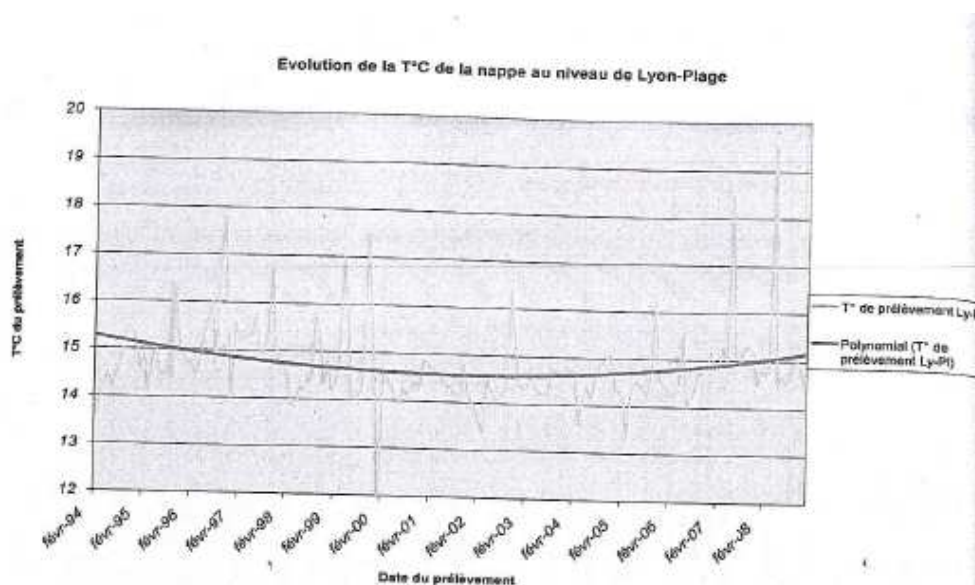


Figure 1 : Température mesurée dans le secteur de Vaise-Saône par le réseau de la Ville de Lyon

En ce qui concerne le puits situé au niveau de la **Tête d'Or** (figure 2 de l'annexe 6), la saisonnalité y est très marquée, avec une amplitude thermique de 14°C pour un maximum de 23°C et un minimum de 9°C. Cette température minimale est assez basse pour une nappe à cette latitude, ce qui laisse présager l'existence des phénomènes contribuant au refroidissement de la nappe, dont l'infiltration d'eaux de pluie. Le lac du parc de la Tête d'Or est alimenté à partir d'eaux pompées dans la nappe qui s'infiltrent alors naturellement dans le sol jusqu'à la nappe. La fluctuation de température dans les plans d'eau peut être sensiblement supérieure à celle observée dans les rivières ou les fleuves, selon la profondeur de ces masses d'eau et la vitesse d'écoulement, notamment du fait du contact direct avec l'atmosphère. L'influence du lac du parc de la Tête d'Or pourrait donc être un facteur de fluctuation thermique prédominant dans ce secteur, mais en absence de connaissance de la température du lac, il n'est pas possible de l'affirmer. Le Rhône paraît trop loin pour affecter ce point d'une telle manière. L'impact des PAC pourrait ne pas pouvoir y être mis en évidence compte tenu de ces variations. La tendance montrerait une augmentation de la température de la nappe d'environ 1,5°C en 15 ans, ce qui est proche de l'élévation observée sur le Rhône depuis 1992 (Khalanski *et al.*, 2008).

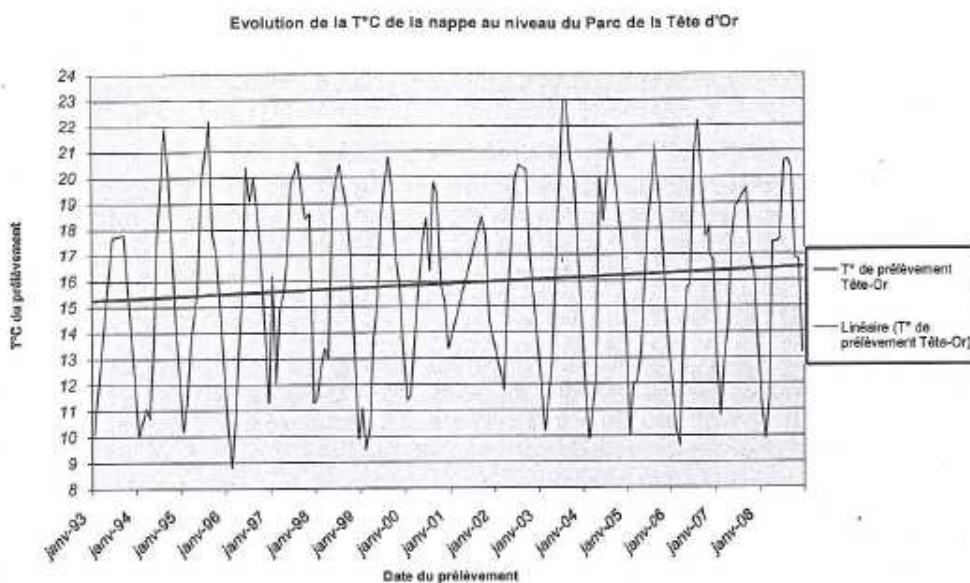


Figure 2 : Température mesurée dans le secteur de la Tête d'Or par le réseau de la Ville de Lyon

Le troisième puits se situe dans le quartier de la **Part-Dieu**, le suivi de la température est présenté à la figure 3 de l'annexe 6. L'amplitude de variation de la température de la nappe est supérieure à 4°C, avec un maximum proche de 19°C et un minimum inférieur à 15°C. Cette gamme de fluctuation de la température semble normale et assez équilibrée dans un aquifère superficiel, malgré une température maximale très élevée pour un aquifère. La tendance tracée serait une augmentation de moins de 1,5°C en 15 ans, qui reste difficile à interpréter, mais ne paraît pas négligeable au vu de la faible amplitude thermique. La saisonnalité est plus ou moins marquée avec une montée des températures en été et une baisse en hiver (minimum proche du mois de février sur le graphique).

Il existe une anomalie dans cette évolution entre 2000 et 2002 au cours de laquelle la température de la nappe reste supérieure à 17°C en hiver. Il est impossible de comparer cela à la température extérieure, indisponible pour cette période, et la température du Rhône ne présente pas une telle anomalie. Cette valeur haute indiquerait donc la présence de rejets chauds à proximité. L'influence du Rhône sur ce secteur peut être considérée comme négligeable, comme il draine la nappe et que la distance entre quartier et le fleuve est importante. Les variations de température observées sont donc attribuables à d'autres facteurs, parmi lesquels figurent les PAC/CLIM.

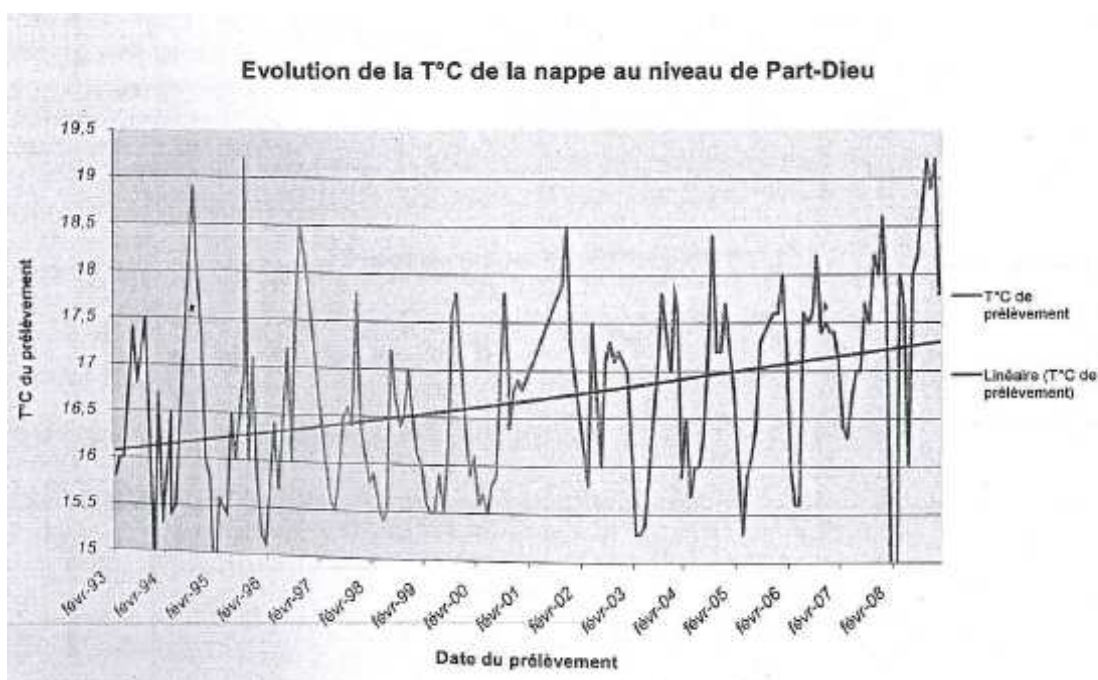


Figure 3 : Température mesurée dans le secteur de la Part-Dieu par le réseau de la Ville de Lyon

Le quatrième forage est situé à **proximité du Rhône**, les températures mesurées sont représentées sur le graphique en figure 4 de l'annexe 6. Deux périodes peuvent être isolées d'après l'allure de cette courbe. Entre 1996 et 2003, il est possible que le relevé de la température ait été effectué de manière irrégulière et non pas mensuelle comme pour les autres suivis. Un suivi mensuel semble avoir été mis en place depuis 2003. Les variations saisonnières y sont cette fois-ci bien marquées. L'amplitude de température est de 17°C, avec un minimum de 7°C et un maximum à 24 °C. Ceci indique une influence très forte du Rhône, qui éventuellement cachera celle d'autres facteurs.

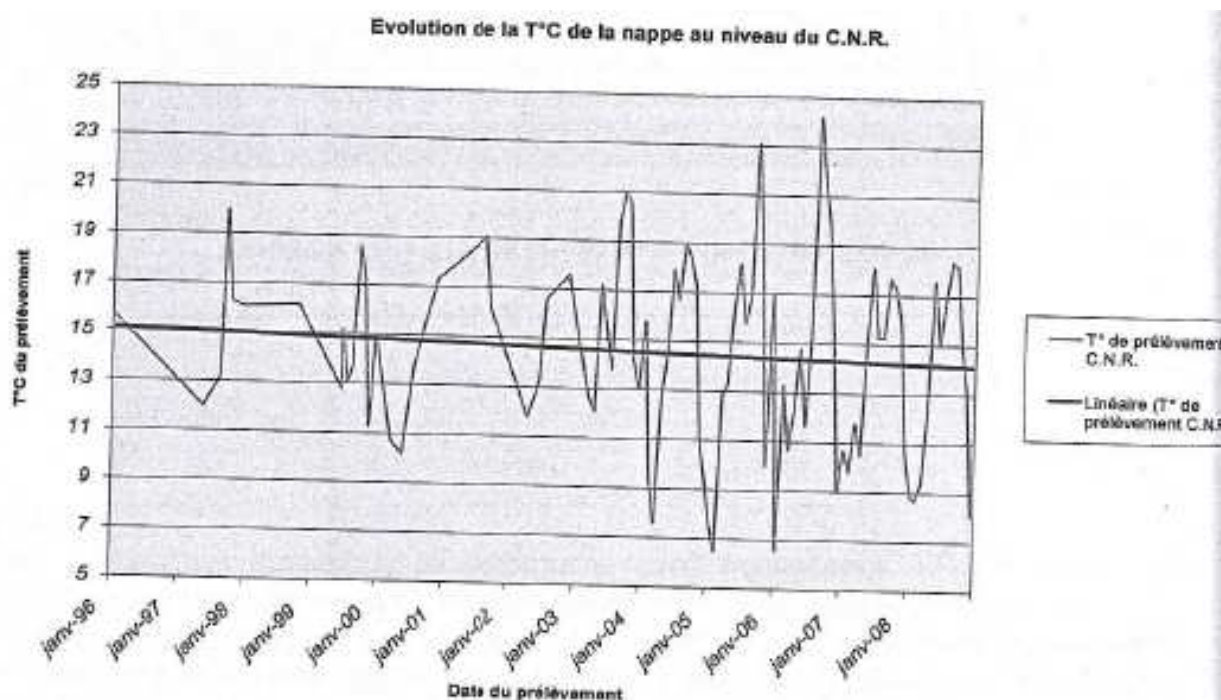


Figure 4 : Température mesurée au Centre Nautique du Rhône (CNR) par le réseau de la Ville de Lyon

L'évolution des températures mesurées dans le secteur de **Gerland** est présentée en figure 5 de l'annexe 6, elle reste néanmoins difficilement interprétable. Plusieurs phases peuvent être isolées.

Entre 1993 et 2004, la saisonnalité n'est pas marquée ou présente une amplitude faible avec des pics de températures (20°C en période chaude en 1993, 12,5°C en période froide en 1998 et en 2000). La température fluctue autour de 15°C, ce qui correspond à celle généralement considérée comme température « naturelle » de la nappe. Les pics semblent indiquer la présence de facteurs de perturbation thermiques, pouvant être des PAC. Cependant, l'amplitude des pics est variable et ne correspond pas

aux fluctuations saisonnières de la température extérieure qui conditionne la climatisation pour les utilisations saisonnières.

La période suivante, entre 2000 et 2004, se caractérise par une stabilisation de la température, avec moins de 1°C de variation. Entre 2004 et 2009, il est possible d'observer des variations saisonnières de forte amplitude. Ainsi, il y a environ 9°C entre le maximum, supérieur à 18°C, et le minimum, inférieur à 9°C. La température de la nappe reste plus élevée que celle du Rhône en hiver, de l'ordre de 4°C, et plus faible en été, mais de l'ordre de 2°C.

L'amplitude de variation tendrait à montrer un impact dû aux eaux superficielles, notamment en lien avec la proximité du drain aménagé par la Compagnie Nationale du Rhône. Une déstabilisation du système est nettement observable sur le graphique, mais elle ne peut pas être expliquée en absence de la totalité des informations sur l'historique du secteur. La mesure a pu être effectuée à une profondeur différente ou les conditions locales à proximité du point de prélèvement ont pu être modifiées, par exemple par l'installation de nouvelles PAC ou infrastructures, de nouveaux pompages.

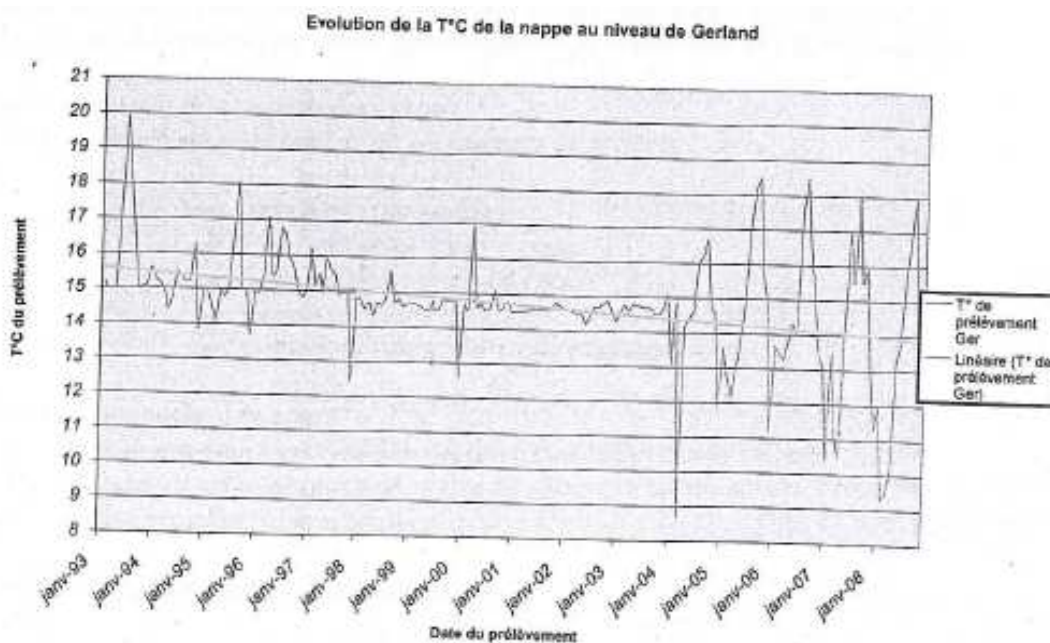


Figure 5 : Température mesurée dans le secteur de Gerland par le réseau de la Ville de Lyon

ANNEXE 7 : Evolution de la température de la nappe par secteur entre Avril 2008 et Avril 2009

Chacune des trois figures suivantes présentent les températures de la nappe mesurées dans un secteur de Lyon. Les courbes bleues foncées correspondent aux mesures mensuelles effectuées par le réseau de suivi de la Ville de Lyon. Les autres données, marquées avec les initiales GL, sont les moyennes sur un mois des températures horaires relevées par le réseau du Grand Lyon.

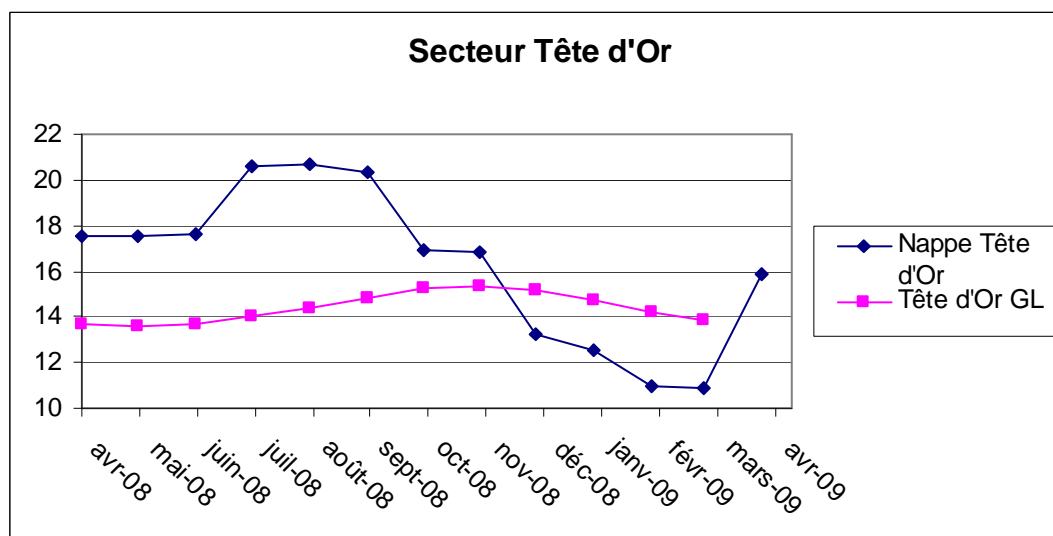


Figure 1 : Evolution de la température de la nappe dans le secteur de la Tête d'Or entre Avril 2008 et Avril 2009

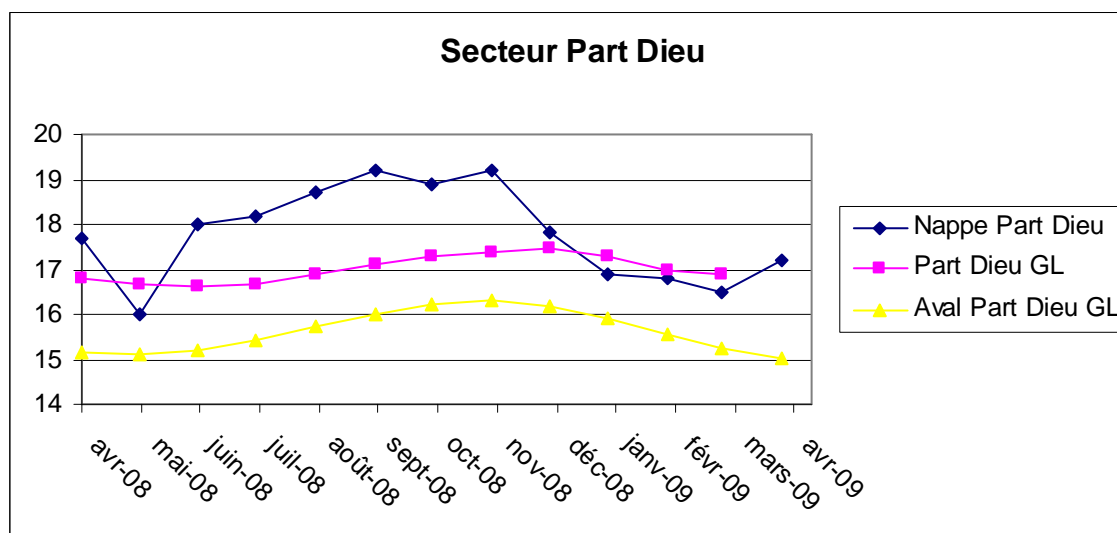


Figure 2 : Evolution de la température de la nappe dans le secteur de la Part-Dieu entre Avril 2008 et Avril 2009

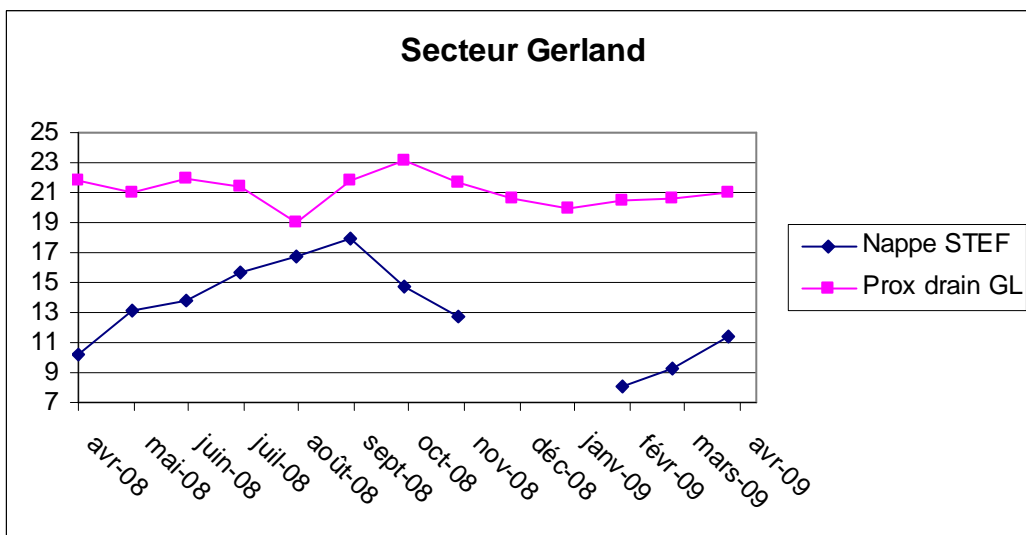


Figure 3 : Evolution de la température de la nappe dans le secteur de Gerland entre Avril 2008 et Avril 2009

ANNEXE 8 : Tableau des principales propriétés des composés organiques volatils (COV) recherchés dans l'aquifère superficiel lyonnais.

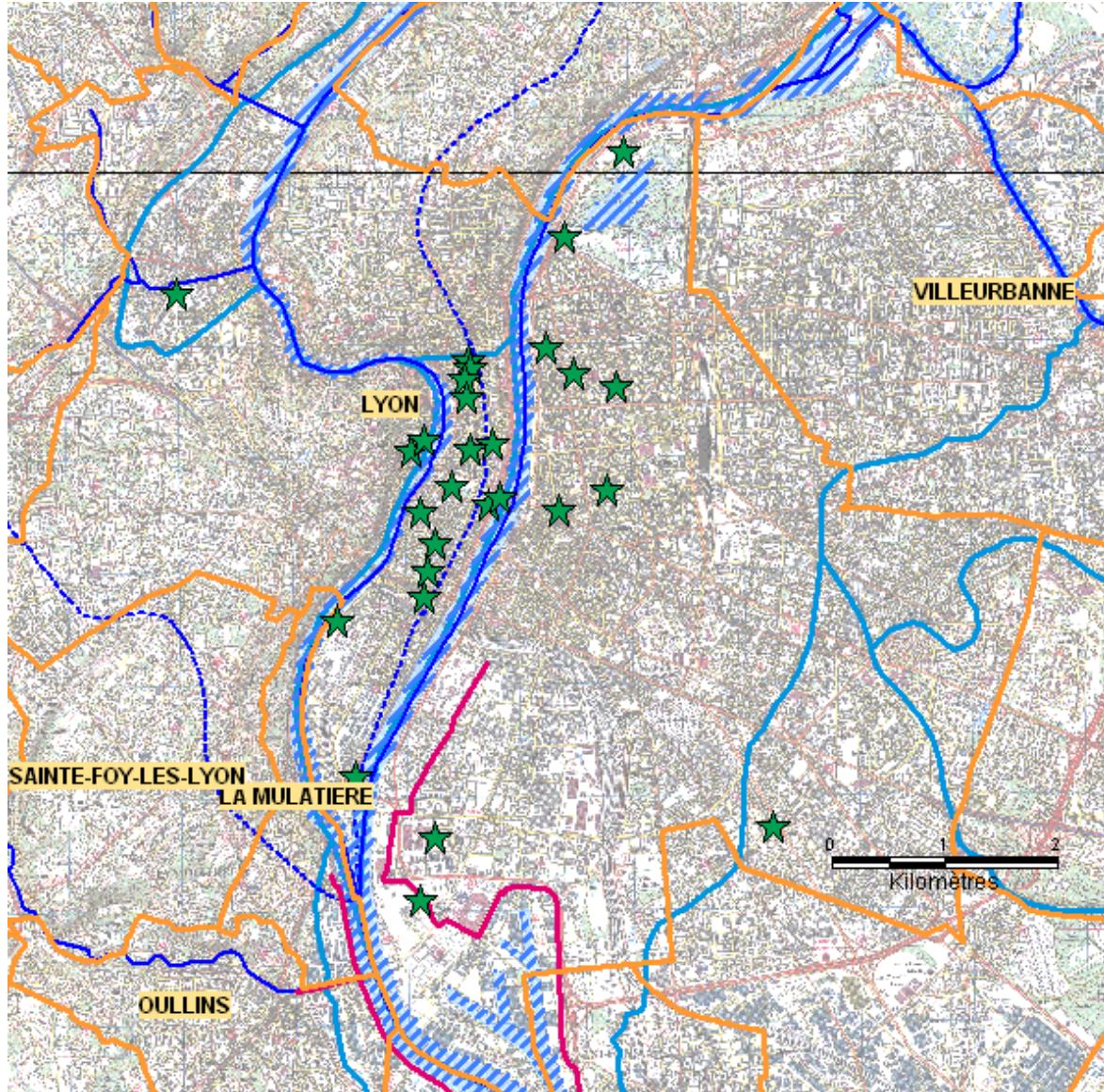
Nom	Synonymes	Numéro CAS	Pression de vapeur saturante	Point d'ébullition (°C)	Densité	Densité de vapeur (air = 1)	Solubilité à 20°C	Sources des données
1,1,1-trichloroéthane	Méthylchloroforme	71-55-6	8 kPa à 9,5°C 13,3 kPa à 20°C 26,6 kPa à 36°C	74°C	1,32	4,6	1,3 g/L	Fiche INRS
1,1-dichloroéthane	1,1-dichloroethane 1,1-dichloréthane 1,1-Ethylidene dichloride Dichloroethane, 1,1- Chlorinated hydrochloric ether Ethylidene Dichloride Ethylidene Chloride Ethane, 1,1,-dichloro-(9CI) 1,1-DCE alpha alpha-Dichloroethane asymmetrical dichloroethane S-dichloroethane Dutch oil	75-34-3	24,3 kPa à 20°C 30,7 kPa à 25°C	57,3°C	1,17		5,5g/L	ATSDR, Fiche données économiques INERIS

1,1-Dichloroéthène	dichloro-1,1-éthylène dichloro-1,1-éthène chlorure de vinylidène 1,1-dichloroéthylène 1,1-dichloroéthène 1,1-DCE asym-dichloroethylene vinylidene chloride VDC Vinylidene dichloride	75-35-4	66,5 kPa à 20°C 78,8 kPa à 20°C	31,7°C	1,21	3,34	2,2 g/L	Fiche INERIS
1,2-dichloroéthane	ethane,1,2-dichloro sym-dichloroethane	107-06-2	8,43 kPa à 20°C	83,5°C	1,25	3,42	8,5 g/L	Fiche INERIS
1,2-dichloroéthylène	Dichlorure d'acétylène	540-59-0 156-59-2 cis 156-60-5 trans	24 kPa (cis) et 35 kPa (trans) à 20°C 33 kPa (cis) et 54,7 kPa (trans) à 30°C	60°C cis 48°C trans	1,29 cis 1,26 trans	3,4	3,5 g/L cis 6,4 g/L trans	Fiche INRS
1,3-Dichlorobenzène		541-73-1	0,29 kPa à 20°C	173 °C	1,288		125 mg/L à 20 °C	ATSDR, fiche INERIS données technico- économiques
Benzène		71-43-2	9,97 kPa à 20°C 12,6 kPa à 25°C	80,1°C	0,879	2,7	1,8 g/L à 25°C	Fiche INRS
Chlorobenzène	chlorure de phényle monochlorobenzene benzene chloride benzene chloro phenyl chloride	108-90-7	1,17 kPa à 20°C 1,58 kPa à 25°C	132	1,1	3,88	442 mg/L à 20/25 °C	Fiche INERIS
Chloroforme	Trichlorométhane	67-66-3	21,3 kPa à 20°C 26,3 kPa à 25°C	61,3°C	1,48	4,12	8,2 g/L	Fiches INERIS et INRS

Chlorure de vinyle	chloréthène chloroéthène chloroéthylène chloroéthylène monochloroéthène monochloroéthylène vinyl chloride ethylene monochloride monovinyl chloride	75-01-4	330 kPa à 20°C 350 kPa à 25°C	-13,7°C	0,91	2,15	1,1 à 2,7 g/L	Fiches INERIS et INRS
Dichlorobenzène-1,2		95-50-1	0,14 kPa à 20°C	180,5°C	1,30	5,07	0,13 g/ L à 20°C	Fiche INRS
Dichlorobenzène-1,4	p-dichlorobenzène	106-46-7	0,16-0,17 kPa à 20°C	173-174°C	1,25-1,46	5,07	0,06-0,07 g/L à 20°C	Fiche INRS
Dichlorométhane	Chlorure de méthylène DCM CFC 30	75-09-2	30,7 kPa à 10°C 46,5 kPa à 20°C 68,1 kPa à 30°C	40°C	1,33	2,9	13,2 g/L	Fiches INERIS données technico- économique et INRS
Ethylbenzène	Benzene ethyl- Phenylethane	100-41-4	0,94 kPa à 20 °C 1,27 kPa à 25 °C	136,2°C	0,867	3,66	0,152 g/L	Fiche INERIS
n-Hexane		110-54-3	16 kPa à 20°C 25 kPa à 30°C	68,7°C	0,66	2,97	10 mg/L à 20°C	Fiche INRS
Tétrachloroéthylène	Tétrachloroéthène Perchloroéthylène Chlorure de carbone 1,1,2,2- Tétrachloroéthylène	127-18-4	1,9 kPa à 20 .C 2,46 kPa à 25 .C	121°C	1,6	5,8	0,14 à 0,2 g/L	Fiche INERIS
Toluène	Méthylbenzène	108-88-3	3 kPa à 20 °C 3,8 kPa à 25 °C	110,6°C	0,867	3,14	0,5 g/L	Fiches INRS et INERIS données technico- économiques

Trichloroéthylène	Trichloroéthène Trichlorure d'éthylène	79-01-6	8,6 kPa à 20°C 9,08 kPa à 25°C	87°C	1,46	4,5	1,07 g/L	Fiches INERIS et INRS
Xylène (meta, ortho et para)		1330-20-7 95-47-6 ortho 108-38-3 meta 106-42-3 para	~0,8 kPa à 20 C	144°C (meta) 139°C (ortho) 138°C (para)	0,87		175 mg/L ortho 151 mg/L meta 177 mg/L para	Fiche INERIS données technico- économiques

**ANNEXE 9 : Carte de localisation des puits
utilisés par le Service Communal des Espaces
Verts de la Ville de Lyon**



LEGENDE

- Limites des communes
- Drain
- ★ Puits et forages utilisés par le Service Communal des Espaces Verts

A b s t r a c t

Thermal impacts of the water-source heat pumps used for cooling on the Lyons groundwater

Lyon city and its suburbs are characterized by an important density of heat pumps on aquifer (HPA) used for heating and air-conditioning of buildings. An apparent increase in the groundwater temperature has also been observed for few years, what has been partially attributed to groundwater heat pumps which can reject water from 20 to 30°C in the aquifer in summer.

Few studies were performed on the relationship between HPA development and temperature increase or other related consequences. Concerns on this subject emerged in particular on environmental and even human health risks.

The present study aims at: 1) determination of human health risks relevancy in relation to the heating of the aquifer and 2) identification of areas where a groundwater quality monitoring should be set-up.

The work consisted with the collection and the interpretation of data related to the aquifer hydrology and quality, the HPA spatial distribution and its properties, the groundwater temperatures, the potential thermal factors and the types of groundwater uses.

It finally appears that, even if local effects are observed, no significant chemical or microbiological effects occurred in the aquifer for the observed range of temperatures.

A regulation of groundwater uses exists in Lyon. It thus, limits the likelihood of water ingestion to happen as well as associated health risks. However the increase in the volatile organic compounds (VOC) volatilization has to be studied in order to deeply evaluate the risk of human exposition to such compounds.

LEPICIER	Véronique	Septembre 2009
Ingénieur du Génie Sanitaire Promotion 2009		
Impacts thermiques des pompes à chaleur utilisées en climatisation sur les eaux souterraines de la ville de Lyon		
<p>Résumé :</p> <p>L'agglomération lyonnaise présente une densité importante de pompes à chaleur sur aquifère, le plus souvent utilisées en climatisation (PAC/CLIM) et pouvant alors rejeter dans la nappe de l'eau chaude (de 20 à 30°C). Une augmentation de la température est observée depuis quelques années, à laquelle les PAC/CLIM contribuent localement. Peu de travaux existant sur l'impact des PAC/CLIM sur le milieu, des inquiétudes à ce sujet ont émergées, notamment sur des risques pour la santé humaine. Cette étude vise ainsi à déterminer s'il existe des risques sanitaires liés au réchauffement de la nappe et à localiser des zones où un suivi de la qualité serait pertinent.</p> <p>Le travail a consisté au recueil et à l'interprétation d'un maximum de données sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> - les caractéristiques et la localisation des PAC/CLIM ; - l'hydrogéologie et l'état de qualité de l'aquifère lyonnais ; - les températures de la nappe, les facteurs pouvant l'influencer et les impacts possibles; - les usages de l'eau de la nappe. <p>Il est difficile de déterminer la part attribuable à chaque facteur de réchauffement de la nappe, parmi les saisons, le phénomène d'îlot de chaleur urbain, l'influence des eaux de surface et les PAC/CLIM. L'impact des PAC/CLIM a été observé localement en été.</p> <p>Pour les températures observées, il semblerait que les modifications des principaux paramètres physicochimiques soient minimes et que les modifications des communautés de microorganismes ne devraient pas menacer l'équilibre de l'aquifère. La possible augmentation de la volatilisation de composés organiques volatils semble plus problématique, notamment pour les solvants chlorés.</p> <p>La majorité des problèmes sanitaires envisagés, liés à une ingestion d'eau, sont évités grâce à l'assez bon encadrement des utilisations des eaux de la nappe. Le risque d'inhalation de vapeurs de COV peut être quantifié à partir de modélisation du phénomène. Il n'est pas possible de conclure sur sa pertinence.</p> <p>Une étude des modifications des paramètres physicochimiques serait intéressante pour mieux connaître les impacts des rejets des PAC/CLIM sur leur milieu et une surveillance des usages semble nécessaire pour assurer une absence de problèmes.</p>		
<p>Mots clés :</p> Pompes à chaleur, climatisation, nappe phréatique, aquifère superficiel, Lyon, température, impacts sanitaires		
<i>L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.</i>		