



Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives

Rapport final

**J. Casanova, M. Cagnimel, N. Devau, M. Pettenati, P.
Stollsteiner (BRGM)**

Septembre 2013

Document élaboré dans le cadre de :
Appui aux politiques publiques

- **AUTEURS**

Joel CASANOVA, ingénieur (BRGM), J.casanova@brgm.fr

Marion CAGNIMEL, stage de fin d'études ENSG-Nancy

Nicolas DEVAU, ingénieur (BRGM), n.devau@brgm.fr

Marie PETTENATI, ingénieur (BRGM), m.pettenati@brgm.fr

Philippe STOLLSTEINER, ingénieur (BRGM), p.stollsteiner@brgm.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema : Bénédicte AUGÉARD, Benedicte.Augeard@onema.fr

MEDDE/DEB : Sarah BONNEVILLE, bureau des eaux souterraines et de la ressource en eau, sarah.bonneville@developpement-durable.gouv.fr

Partenaire : Laurence GOURCY, correspondante Onema (BRGM), l.gourcy@brgm.fr

Droits d'usage : Accès libre

Niveau géographique : National

Couverture géographique : Métropole

Citations locales : Masses d'eau souterraines

Niveau de lecture : Professionnels, experts

- **RESUME**

La recharge artificielle des nappes est une pratique qui vise à augmenter les volumes d'eau souterraine disponibles en favorisant, par des moyens artificiels, son infiltration jusqu'à l'aquifère ; elle fait partie, avec l'utilisation de l'eau de pluie, des eaux usées retraitées et du dessalement de l'eau de mer, des ressources en eau non conventionnelles les plus souvent citées participant à une gestion de l'eau optimisée. La recharge artificielle est une des mesures qui peut être mise en œuvre pour sécuriser l'approvisionnement en eau, compenser certains effets du changement climatique et plus généralement aménager la pression quantitative et qualitative sur les masses d'eau souterraine. Elle ne doit pas remplacer une gestion basée sur la réduction des prélèvements et l'adaptation de ceux-ci à la disponibilité de la ressource. Ce rapport présente une synthèse des connaissances sur le sujet (typologie des dispositifs de recharge artificielle, contraintes hydrogéologiques et réglementaires, risques sanitaires et environnementaux) et propose des préconisations concernant le choix des sites, la faisabilité technique et les moyens de surveillance à mettre en œuvre. Des exemples de dispositifs de recharge artificielle en France et à l'étranger sont présentés en annexe.

- **MOTS-CLES : RECHARGE ARTIFICIELLE, EAUX SOUTERRAINES, FRANCE**

- **SYNTHESE**

La recharge artificielle des nappes est une pratique qui vise à augmenter les volumes d'eau souterraine disponibles en favorisant, par des moyens artificiels, son infiltration jusqu'à l'aquifère ; elle est une des mesures qui peut être mise en œuvre pour sécuriser l'approvisionnement en eau, compenser certains effets du changement climatique et plus généralement aménager la pression quantitative et qualitative sur les masses d'eau souterraine. Elle ne doit, toutefois, pas remplacer une gestion basée sur la réduction des prélèvements et l'adaptation de ceux-ci à la disponibilité de la ressource.

Ce rapport présente une synthèse des connaissances sur le sujet : typologie des dispositifs de recharge artificielle par objectif, par origine de l'eau ou par technique de recharge, contraintes hydrogéologiques et réglementaires, risques sanitaires et environnementaux. Il propose des préconisations concernant le choix des sites, la faisabilité technique et les moyens de surveillance à mettre en œuvre. Il s'appuie en partie sur une analyse des sites recensés en France et à l'étranger présentés en annexe.

Le recensement de sites de recharge artificielle, qui vient actualiser un rapport du BRGM de 2008, permet de dénombrer 75 dispositifs sur le territoire national. L'état actuel de 48 d'entre eux est connu avec certitude, sans certitude pour 8 autres et enfin, l'état de 19 sites n'a pas pu être identifié. Deux tiers des sites dont l'état est connu sont situés dans les régions Nord-Pas-de-Calais, Midi-Pyrénées et PACA et seule une vingtaine d'entre eux sont encore en activité aujourd'hui. Les abandons sont souvent dus au fait que les communes trouvent une autre source d'eau pour leur alimentation en eau potable. Dans certains cas le recours à la recharge artificielle n'était plus utile ou bien la qualité de l'eau de recharge ne permettait plus au système de fonctionner correctement. Suite à cet inventaire, une sélection d'une douzaine de sites a permis d'illustrer cette diversité sous forme de fiches détaillées (annexe).

Objectifs de la recharge artificielle

Dans la majorité des cas recensés en France, le but premier de la recharge artificielle est le soutien à une nappe souterraine surexploitée ; le deuxième objectif poursuivi est l'amélioration de la qualité des nappes avec une baisse significative des concentrations en certains éléments chimiques par dilution (i.e. nitrate, pesticides), permettant ainsi la mise en œuvre de traitements de potabilisation finaux plus simples et plus économiques. En parallèle, la contamination des eaux infiltrées est réduite naturellement si le procédé de recharge mis en œuvre intègre l'identification de zones réactives et/ou de zones tampons ainsi que des zones favorables au développement des microorganismes. En effet, les minéraux argileux, les hydroxydes de fer et de manganèse ainsi que les microorganismes présents dans ces différentes zones ont des capacités importantes de contribuer à la décontamination (i.e. biodégradation des composés organiques, etc.) et de fixer les polluants métalliques et métalloïdes. Cette géo-épuration est utilisée dans beaucoup de pays pour parfaire le traitement d'eau usée traitée et s'en servir comme eau de recharge.

Eaux utilisées pour la recharge artificielle

Le premier critère fondamental concernant la faisabilité d'un projet de recharge artificielle est la disponibilité de l'eau de recharge à proximité du site d'injection afin d'assurer un apport régulier et limiter des coûts potentiels de transport. Un aquifère peut ainsi être réalimenté à partir de plusieurs types d'eau. On distingue en général deux types d'eau utilisés pour la recharge : les eaux de surface issues de cours d'eau et les eaux usées traitées.

En raison de leur disponibilité, les eaux de surface issues de cours d'eau sont généralement utilisées si l'objectif de la recharge artificielle est principalement quantitatif. Il est toutefois difficile d'utiliser ce type d'eau en période déficitaire sans dégrader le débit du réseau hydrographique.

L'analyse des différents dispositifs de recharge artificielle actuellement en activité en France montre que la quasi-totalité de ces dispositifs emploient des eaux de surface notamment en raison de la disponibilité de cette ressource. En effet, les eaux de surface sont abondantes dans les pays tempérés dans lesquels les précipitations compensent correctement les pertes par évapotranspiration et la décharge en mer. Cette prédominance des eaux de surface peut également être expliquée par trois autres raisons. Premièrement, ces eaux ont une qualité chimique et microbiologique correcte même en absence de prétraitement, ce qui permet de les utiliser pour des objectifs quantitatifs et/ou qualitatifs. Deuxièmement, les eaux de surface peuvent être employées dans le cadre de différents dispositifs de recharges artificielles existantes allant des techniques d'infiltration ou d'injection indirecte jusqu'aux techniques d'injection directe. Troisièmement, le cadre législatif permettant l'utilisation des eaux de surface au sein de dispositifs de recharge est déjà établi.

Le deuxième type d'eau utilisé pour la recharge artificielle est l'eau usée traitée (actuellement interdite en France). Les enjeux diffèrent de ceux de la recharge artificielle par eau de surface. A l'échelle mondiale, les pressions exercées sur les ressources en eaux sont appelées à s'intensifier. Ces pressions viennent notamment de l'accroissement démographique associé à la concentration de la population dans les zones urbaines, en particulier en zone littorale, et induisent une dégradation qualitative et quantitative des nappes d'eau, plus marquée sur le littoral où cela se traduit notamment par l'intrusion progressive d'eau de mer. Les efforts considérables de mobilisation des ressources en eau atteignant à plus ou moins long terme leurs limites tant physiques qu'économiques, les efforts à mener au cours des prochaines décennies doivent se focaliser sur une gestion plus efficace de la ressource, assurant à la fois sa protection et l'optimisation de son exploitation.

Dans ce contexte, la recharge artificielle des nappes d'eaux souterraines par infiltration d'eaux usées traitées peut être envisagée comme l'une des solutions visant à recycler l'eau dans son milieu tout en permettant, par exemple, de soutenir les nappes surexploitées, de lutter contre l'invasion saline des nappes littorales ou de stocker l'eau, sans perte par évaporation comme dans un réservoir à l'air libre, pour la rendre disponible pendant les périodes de fortes demandes. A ce titre, les eaux usées traitées constituent une ressource alternative disponible tout au long de l'année et plus particulièrement en période d'étiage, au moment où les ressources conventionnelles sont fortement sollicitées voire indisponibles. Elle prend un intérêt particulier lorsque la ressource naturelle est rare, notamment en zone littorale et en milieux insulaires. De plus, l'infiltration à travers une zone non saturée d'eaux usées traitées pour recharger

une nappe, bénéficie des capacités épuratoires du sous-sol dans lequel des processus se produisent naturellement permettant la dégradation ou la filtration d'un certain nombre de polluants de l'eau.

Dispositifs de recharge

Les méthodes d'infiltration consistent à faciliter l'infiltration de l'eau jusqu'à la nappe dans des bassins, tout en améliorant la qualité de l'eau de recharge grâce aux capacités géo-épuratrices du sol et de la zone non saturée de l'aquifère. Elles sont généralement utilisées pour réalimenter les nappes libres ou dans certains cas pour mettre en place des barrières hydrauliques. Un des principaux avantages de ces méthodes est qu'elles sont peu coûteuses et relativement faciles à mettre en œuvre et à entretenir.

Les méthodes d'injection directe via des forages sont les méthodes les plus utilisées à travers le monde. Elles permettent de recharger des nappes captives et/ou de créer des barrières hydrauliques afin de repousser certaines contaminations d'aquifères destinées à la consommation, notamment les intrusions salines. Elle nécessite un bon contrôle de la qualité de l'eau utilisée.

La recharge artificielle indirecte, aussi appelée «la réalimentation artificielle induite» consiste à augmenter le transfert d'eau entre un cours d'eau et une nappe alluviale en mettant en place des sites de pompage à proximité des berges de celui-ci. Lors de ce transfert, l'eau du cours d'eau est filtrée grâce au pouvoir épurateur des berges.

Enfin, la recharge artificielle est parfois « passive ». C'est le cas, par exemple, lorsque des fuites sont présentes dans le réseau d'eau urbain, ou lorsque l'irrigation des cultures est trop intense. Ce type de dispositif n'est pas discuté dans ce rapport, même si certaines recommandations notamment sur la qualité de l'eau infiltrée restent valables.

Contraintes hydrogéologiques et réglementaires

La faisabilité d'un dispositif de recharge artificielle dépend largement des conditions hydrogéologiques locales. La zone non saturée doit être en mesure de laisser l'eau s'infiltrer vers la nappe et l'aquifère doit pouvoir stocker l'eau reçue, privilégiant ainsi les sites pour lesquels on identifie une diffusivité plutôt faible, c'est-à-dire une perméabilité pas trop élevée et un bon coefficient d'emmagasinement. Ces conditions peuvent être trouvées dans les formations aquifères à porosité d'interstices (formations sableuses, gréseuses, ...) ou à double porosité d'interstice et de fissures, comme la craie. Concernant la qualité de l'eau, le choix d'un site de recharge artificielle implique de s'assurer de la compatibilité entre la qualité de l'eau de recharge et les performances réactives du sol et surtout de la zone non saturée.

Côté réglementaire, un dispositif de recharge artificielle est soumis à une obligation d'autorisation préalable au titre de l'article R. 214-1 du code de l'environnement et doit faire l'objet d'une étude d'impact (annexe de l'article R. 122-2). Il doit respecter la législation française et européenne sur l'eau, en particulier l'arrêté du 17 juillet 2009 modifié qui concerne la prévention et la limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines. Dans le cas particulier des dispositifs de recharge impliquant l'utilisation des eaux usées, l'article R.211-23 du code de l'environnement sert de base à l'interdiction de l'utilisation des eaux usées traitées dans le cadre d'activité de recharge artificielle. En 2013, l'ANSES a rassemblé un groupe d'experts afin de travailler sur l'évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraines. Un rapport est prévu pour 2015.

Risques sanitaires et environnementaux

Selon la qualité et l'efficacité des traitements réalisés sur les eaux de recharge, ces eaux peuvent contenir à un degré plus ou moins important différents contaminants tels que des métaux traces, des nutriments ainsi que des micro-organismes, y compris des micro-organismes pathogènes et des molécules dites « émergentes ». L'utilisation d'eau d'origine et de qualité variées, notamment d'eaux usées traitées, dans le cadre de dispositifs de recharge artificielle est donc susceptible de présenter des risques sanitaires élevés. La complexité des modalités de transferts réactifs en zone non saturée met en évidence deux des principaux points de blocage à prendre en considération dans l'hypothèse d'un recours à la recharge artificielle des eaux souterraines étendu au territoire national avec des eaux de diverses qualités : un premier verrou d'ordre scientifique souligne le besoin de disposer de simulations numériques permettant d'intégrer l'ensemble des processus hydro-biogéochimiques impliqués dans le transfert réactif alors qu'une deuxième difficulté d'ordre plus opérationnelle, consiste à disposer de caractérisations « eau-roche » spécifiques à chaque site de recharge.

Faisabilité d'un dispositif de recharge artificielle et moyens de surveillance

Une fois identifié le site de recharge artificielle en tenant compte des contraintes de disponibilité d'eau, des caractéristiques hydrogéologiques et de la réglementation (rappelées ci-dessus) cinq étapes sont en général nécessaires :

- l'évaluation préliminaire de la faisabilité d'un dispositif de recharge sur le site sélectionné à partir des données existantes ou d'outils de modélisation,
- la conception du dispositif de recharge,
- la réalisation d'une étude détaillée sur site afin de valider ou compléter les résultats obtenus lors de l'étape 1,
- la construction d'un pilote ou dispositif expérimental à une échelle permettant l'extrapolation suivie de la réalisation d'essais préliminaires,
- l'agrandissement du site de recharge à une échelle opérationnelle.

Pour limiter les risques sanitaires et environnementaux, la caractérisation "eau-roche" de la zone non saturée doit être menée. Les critères pouvant affecter les processus géochimiques et microbiologiques favorisant l'épuration des eaux de recharge sont : (i) le pH, (ii) le potentiel d'oxydoréduction, (iii) la concentration en matière organique et (iv) la minéralogie. Les moyens de surveillance de la qualité de l'eau recommandés par Ollivier et al. (2013) pour caler un modèle de transfert réactif en zone non saturée comprennent les dispositions suivantes :

- mesures de paramètres physico-chimiques : saturation en eau, pression de l'eau, température, conductivité, potentiel redox, pH des eaux d'infiltration,
- échantillonnage et analyse des gaz de la zone non saturée,
- échantillonnage et analyse des eaux de la zone non saturée,
- échantillonnage des sols pour une analyse minéralogique et microbiologique,
- tests de perméabilité sur les sols et sous-sols du site de recharge.

Dans le cas de recharge artificielle par infiltration d'eaux usées traitées, si elle est autorisée, il sera par ailleurs nécessaire de caractériser la qualité des effluents en cherchant à intégrer sa variabilité probable au cours de l'année (nombre de personnes rattachées variant au cours de l'année, température différente pouvant affecter l'activité des microorganismes présents dans le bac à boue...). A partir de là, en fonction des grandes familles de polluants (notamment polluants émergents) représentées et s'il est possible d'identifier une ou plusieurs molécules « traceurs », un monitoring ciblé pourra être mis en place. Si un large screening est nécessaire à plusieurs dates, un suivi plus

restreint mais bien ciblé pourra probablement être initié. Le suivi pourra concerner à la fois l'évolution de la qualité des eaux souterraines mais aussi le transfert des substances dans le sol et/ou la zone non saturée plus profonde via des profils de concentrations dans le sol ou la zone non saturée (après carottage ou par des dispositifs de type bougies poreuses et/ou plaques lysimétriques). Le choix du dispositif est conditionné par la durée de l'expérimentation, le type de sol, la profondeur à investiguer etc.

Recharge artificielle des eaux souterraines : Etat de l'art et perspectives

Rapport final

BRGM/RP-61821-FR
septembre 2013

Étude réalisée dans le cadre de la convention Onema-BRGM 2012

J. Casanova

Avec la collaboration de

M. Cagnimel, N. Devau, M. Pettenati, P. Stollsteiner

Vérificateur :

Nom : L. Gourcy

Date : 16/09/2013

Signature :



Approbateur :

Nom : N. Dorfliger

Date : 30 octobre 2013

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique,
l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.

Mots-clés : Recharge artificielle, eaux souterraines, France

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012) – Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l’art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p., 16 ill., 18 ann.

Sommaire

1. Contexte de la recharge artificielle.....	11
1.1. POURQUOI LA RECHARGE ARTIFICIELLE, EN PARTICULIER EN FRANCE ?	12
1.2. PNACC (MESURES DE LUTTE CONTRE LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RESSOURCES EN EAU)	12
1.3. LES OBJECTIFS DE QUALITE ET DE QUANTITE DES EAUX SOUTERRAINES	14
2. Recharge artificielle : typologie par objectifs	15
2.1. RESTAURATION D'UNE NAPPE SUREXPLOITEE PAR EXCES DE POMPAGE ET DONT LE RABATTEMENT EST PREJUDICIABLE.....	15
2.2. PROTECTION DES AQUIFERES COTIERS CONTRE L'INTRUSION D'EAU SALEE	16
2.3. STOCKAGE DES EAUX POUR UNE UTILISATION DIFFEREE.....	17
2.4. AMELIORATION DU NIVEAU DE TRAITEMENT DE L'EAU EN UTILISANT LE POUVOIR D'AUTOEPURATION DU SOL.....	18
Comment fonctionne la géo-épuration dans les formations du sous-sol ?	19
2.5. PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT PAR CONTROLE DU NIVEAU DE POLLUTION DANS LES MILIEUX RECEPTEURS SENSIBLES.....	19
3. La recharge artificielle : typologie par technologies mises en oeuvre	21
3.1. PRINCIPALES TECHNIQUES DE RECHARGE ARTIFICIELLE	21
Les bassins d'infiltration	22
Les méthodes d'injection directe	26
Recharges artificielles indirectes	29
3.2. COMPARAISON DES METHODES	30
4. La recharge artificielle : Typologie par origine de l'eau.....	33
4.1. EAUX DE SURFACE.....	33
4.2. EAUX DE DESSALEMENT	35
4.3. EAUX URBAINES USEES TRAITEES	36

4.4. RETOURS D'EXPERIENCES	39
5. Contraintes hydrogéologiques et réglementaires à la recharge artificielle	41
5.1. CONTRAINTES ASSOCIEES A LA NATURE DE L'AQUIFERE.....	41
5.2. CONTRAINTES ASSOCIEES A LA CAPACITE GEO-EPURATOIRE DU SOL ET DU SOUS-SOL	43
5.3. CONTRAINTES ASSOCIEES A LA CAPACITE DE STOCKAGE.....	45
5.4. CONTRAINTES DE PROTECTION DES CAPTAGES	46
5.5. CONTRAINTES REGLEMENTAIRES (EN APPLICATION OU EN ELABORATION).....	47
Obligation d'autorisation préalable.....	47
La réutilisation des eaux usées.....	47
Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (Afssa) sur l'utilisation des eaux usées traitées.....	49
Evolution des principes directeurs de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) concernant l'utilisation des eaux usées	50
6. Evaluation des risques sanitaires et environnementaux	53
6.1. MOBILITE ET LA PHYTO-DISPONIBILITE DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES	53
Présence de métaux traces dans les eaux de recharge.....	53
Mécanismes géochimiques régulant la mobilité des métaux traces	54
Facteurs contrôlant la mobilité des métaux traces	55
Phyto-mobilité.....	56
6.2. MODALITES DE TRANSFERTS REACTIFS EN ZONE NON SATUREE.....	57
6.3. MICROBIOLOGIE / MICROORGANISMES PATHOGENES	59
Microbiologie et microorganismes pathogènes	59
Virus	59
Bactéries	60
Protozoaires	60
Helminthes	60
6.4. MOLECULES EMERGENTES.....	61
Produits pharmaceutiques	61
6.5. MECANISMES GEOCHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES REGULANT LA MOBILITE DES MICRO-ORGANISMES ET DES MOLECULES EMERGENTES	62

Biodégradation	62
Adsorption	63
6.6. PERFORMANCE ECO GLOBALE	65
7. Mise en place d'un site de recharge artificielle	67
7.1. HYDROGEOLOGIE	68
Piézomètres d'observation	68
Tensiomètre et sondes Time Domain Reflectometry (TDR).....	69
7.2. MONITORING	69
7.3. GEOCHIMIE ET MICROBIOLOGIE.....	70
7.4. QUEL EST LE NIVEAU DE CONTAMINATION ACCEPTABLE? ACCEPTABILITE SOCIALE DE LA RECHARGE ARTIFICIELLE.....	71
7.5. QUEL COUT ASSOCIE ? PERFORMANCE ECONOMIQUE GLOBALE	73
8. Recharge artificielle des eaux souterraines : Verrous technologiques/réglementaires et perspectives d'évolution	77
8.1. PRECONISATIONS POUR EVALUER SUR UN SITE L'INTERET EN TERME DE VOLUMES D'EAU. QUELS SONT LES VOLUMES A PRENDRE EN CONSIDERATION : USAGES/CONSOMMATIONS.....	77
8.2. PRECONISATIONS SUR LA FAISABILITE TECHNIQUE, PAR RAPPORT AUX PROPRIETES GEO EPURATOIRES DES SOLS.	77
pH	78
Potentiel d'oxydoréduction	78
Teneur et nature de la matière organique.....	79
Minéralogie.....	79
8.3. PRECONISATIONS SUR LES CONTROLES DE SURVEILLANCE A METTRE EN PLACE DANS LE CADRE D'UN PROJET DE RECHARGE ARTIFICIELLE DIRECTE OU INDIRECTE DES EAUX SOUTERRAINES PAR DES EAUX DE QUALITE MEDIOCRE.....	81
Principe et potentiel des capteurs à bas coût	81
Préconisations spécifiques aux produits émergents	82
9. Conclusions	85
10. Bibliographie.....	89

Liste des illustrations

Illustration 1: Variation de la recharge entre temps présent (1960-1990) et temps futur (2045-2065), projet Explore 2070	13
Illustration 2: Schéma présentant une partie des différents types de recharges artificielle dans différents environnements hydrogéologiques (d'après Gale et al., 2002, Pettenati, 2007).....	22
Illustration 3: Schéma simplifié de la technique de recharge par bassin d'infiltration (d'après Pettenati, 2007, Eusseuff et Lansey, 2004).....	23
Illustration 4: Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise différée dans le temps (D'après Saint-Jones River Water Management District, 2004, Pyne, 1995) ...	27
Illustration 5 : Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise différée dans le temps et l'espace (D'après Department Water Affairs and Forestry, Republic of South Africa, Artificial recharge Strategy)	28
Illustration 6: Schéma simplifié d'un dispositif de recharge artificielle indirecte (Pyne, 1995)	29
Illustration 7: Tableau récapitulatif avantages/inconvénients des dispositifs de recharge type bassins d'infiltration.	30
Illustration 8: Tableau récapitulatif avantages/inconvénients des dispositifs de recharge d'injection directe.	31
Illustration 9: Tableau récapitulatif avantages/inconvénients des dispositifs de recharge d'injection indirecte.	31
Illustration 10 - Les projets de réutilisation de l'eau usée traitée en France © Afsset 2010	37
Illustration 11 : Recharge artificielle des aquifères profonds et transfert de masse entre zones (atmosphère – sols – zone vadose (ZNS) – aquifères).	44
Illustration 12 : Prévention des risques de pollution à l'échelle de l'aire d'alimentation du captage (Vernoux et al., 2010).....	46
Illustration 13 : Niveau de qualité sanitaire des eaux usées traitées servant de base pour définir les contraintes sur les cultures à irriguer, sur le terrain et sur la distance minimale à des activités à protéger dans le cas de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation (annexe de l'arrêté du 2 août 2010).....	48
Illustration 14: Concentrations en métaux traces dans les effluents secondaires de stations d'épuration d'Ile-de-France (Cauchi et al, 1996).	54
Illustration 15: Transfert de molécules d'eau (a) à l'échelle porale pour un écoulement à vitesse constante et unidirectionnelle (convection-diffusion), (b) à l'échelle multiporale, et (c) à l'échelle macroscopique (advection-dispersion) (D'après Limousin, 2006; Pettenati, 2007).	57
Illustration 16 : Comparaison des coûts d'agrandissement de différents sites de recharge artificielle aux Etats-Unis en prenant en compte ou non l'utilisation de techniques d'injection de type ASR (d'après Pyne, 1995).....	75

Liste des annexes

Annexe 1 La recharge artificielle : présentation de sites en activité en France et dans le monde.....	99
Annexe 2 Crépieux-Charmy (Rhône).....	107
Annexe 3 Donzère – Mondragon (Vaucluse).....	115
Annexe 4 Grenade (Haute-Garonne).....	121
Annexe 5 Lavelanet-de-Comminges (Haute-Garonne)	127
Annexe 6 Croissy-sur-Seine – Le Pecq (Yvelines)	133
Annexe 7 Miremont (Haute-Garonne).....	139
Annexe 8 Flammerans (Côte d’Or)	143
Annexe 9 Vauvert (Gard)	149
Annexe 10 Verneuil-sur-Seine - Vernouillet (Yvelines).....	155
Annexe 11 Contigny (Allier)	161
Annexe 12 Flins-sur-Seine – Aubergenville (Yvelines) : le système Bi'Eau.....	167
Annexe 13 Houlle - Moulle (Pas-de-Calais).....	173
Annexe 14 Plaine de Millegrand, Trèbes (Aude)	179
Annexe 15 Site de Salisbury – Nord d’Adélaïde - (Australie)	185
Annexe 16 Sites de Catalogne – Barcelone- aire métropolitaine (Espagne)	193
Annexe 17 Site de Phoenix– Arizona - (USA)	203
Annexe 18 Site de Shafdan – Région d’El Dan - Tel Aviv (Israël).....	209

1. Contexte de la recharge artificielle

D'après Todd (1959), la recharge artificielle est «l'augmentation de la quantité d'eau bénéficiant aux réservoirs d'eau souterraine via des dispositifs artificiels». Flint et al. (2002) la définissent comme étant « l'introduction des eaux dans une formation aquifère par leur transit dans la zone non-saturée à travers des bassins d'infiltration, puits, aménagement des cours d'eau, etc. ».

Les objectifs recherchés par la recharge artificielle sont multiples dont les plus importants sont (Bouwer, 2002) l'amélioration de la ressource en eau tant sur le plan quantitatif que qualitatif, la sauvegarde des nappes côtières sous l'effet de l'intrusion du biseau salé en créant une sorte de barrière hydraulique ainsi que la conservation de l'intégrité de l'environnement.

La recharge artificielle des nappes est une pratique qui vise à augmenter les volumes d'eau en favorisant par des moyens artificiels son infiltration jusqu'à l'aquifère ; elle fait partie, avec l'utilisation de l'eau de pluie, des eaux usées retraitées et du dessalement de l'eau de mer, des ressources alternatives en eau les plus souvent citées participant à une gestion économe de l'eau. La recharge artificielle est une des mesures qui peut être mise en œuvre pour sécuriser l'approvisionnement en eau, lutter contre les effets du changement climatique et plus généralement contribuer à l'amélioration de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine. Elle ne doit pas remplacer une gestion basée sur la réduction des prélèvements et l'adaptation de ceux-ci aux ressources. Elle vise cependant potentiellement à compléter les mesures d'économie d'eau.

La recharge artificielle des aquifères par des eaux naturelles (pluies, rivière, eaux souterraines) présentent des difficultés techniques très largement discutées dans la littérature.

La recharge artificielle des nappes d'eau souterraine par des eaux usées traitées peut jouer un rôle central dans la gestion des ressources en eau. C'est en effet une façon simple de restituer l'eau dans son milieu tout en permettant, par exemple, de soutenir les nappes surexploitées, de lutter contre l'invasion saline des nappes littorales ou de stocker l'eau, sans perte par évaporation comme dans un réservoir à l'air libre, pour la rendre disponible pendant les périodes de fortes demandes. En effet, la ressource en eau souterraine est disponible tout au long de l'année ce qui est particulièrement intéressant en période d'étiage, au moment où les ressources en eau de surface sont fortement sollicitées voire indisponibles. Une recharge supplémentaire des nappes prend tout son intérêt lorsque la ressource naturelle est rare ou trop fortement sollicitée en période estivale.

Le recyclage des eaux usées pour la recharge artificielle de nappes est en train de devenir une piste pour lutter contre les effets de certaines surexploitations de nappes. Mais plusieurs obstacles restent cependant à surmonter pour que cette technique se généralise et que les conditions de recours à ces techniques soient bien cernées et maîtrisées. Dans le cas de la recharge artificielle par infiltration d'eaux usées traitées, un des principaux enjeux concerne les performances épuratoires de la zone de percolation de l'eau avant son arrivée dans la nappe sous-jacente. Il est en effet important de pouvoir qualifier et quantifier l'impact environnemental de cette technique sur les sols et les nappes réceptrices, mais aussi son impact sanitaire, d'autant plus, si l'eau de recharge est destinée à pallier une pénurie de l'eau et à l'alimentation en eau potable. Démontrer l'innocuité environnementale et sanitaire de ces techniques est également indispensable pour accompagner les mesures de gestion.

1.1. POURQUOI LA RECHARGE ARTIFICIELLE, EN PARTICULIER EN FRANCE ?

Si les eaux souterraines sont présentes sur les deux tiers du territoire (on compte en France environ 200 aquifères importants et 6 300 petits aquifères), pas moins de 6 milliards de mètres cubes sont puisés par an, dont 59 % pour l'eau potable, 19 % les besoins agricoles (irrigation) et 22 % des besoins industriels (non compris les prélèvements des centrales nucléaires) (SOeS, 2012).

Dans le cas de plusieurs années successives de déficit pluviométrique (ex. période 2006 – 2011) ou lors de périodes de sécheresse estivale prolongée, le territoire national a connu une baisse significative du niveau des nappes, en particulier celles qui sont proches de la surface et les grands aquifères du bassin de Paris. En général, les périodes de crise sont localisées dans le temps et dans l'espace.

La France est potentiellement exposée aux risques associés aux trois types classiques de sécheresse :

- la sécheresse météorologique ou atmosphérique : elle survient lorsqu'il existe une période prolongée de précipitations anormalement faibles par rapport à la normale,
- la sécheresse agricole : elle signifie qu'il n'existe pas assez d'humidité dans les sols pour les cultures. Ce type de sécheresse peut se produire même lorsque les précipitations sont normales, à cause des techniques agricoles ou d'un choix de plantes inadaptées (par exemple, le maïs ou le riz sont de gros consommateurs d'eau en été),
- la sécheresse hydrologique : elle survient lorsque les réserves d'eau disponibles dans les aquifères, lacs et réservoirs sont inférieures à la moyenne. Cela peut se produire dans trois cas de figure : 1) lorsque la consommation d'eau dépasse les capacités de la nappe ou des réservoirs à se renouveler, 2) lorsque l'eau est détournée pour une autre zone géographique ou 3) lorsque les conditions d'alimentation des nappes (perméabilité du sol...) ne sont plus réunies.

La gestion intégrée de la ressource en eau par bassin doit être vécue comme une gestion globale qui tient compte des différents besoins en eau, y compris environnementaux. Elle vise actuellement, dans le cadre des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux approuvés en 2009 pour la période 2010-2015, à atteindre les objectifs de la directive cadre européenne sur l'eau (bon état, non dégradation, zones protégées...). Les impacts attendus du changement climatique affecteront en premier lieu des régions qui sont confrontés actuellement à des tensions sur la ressource en eau. Il est donc nécessaire de prévenir dès à présent toute situation de rareté de la ressource en eau et de promouvoir une stratégie d'économie d'eau et d'optimisation de son usage. La recharge artificielle est un des outils mobilisables pour une gestion quantitative (et/ou qualitative) intégrée des ressources en eau de surface et souterraine.

1.2. PNACC (MESURES DE LUTTE CONTRE LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RESSOURCES EN EAU)

Le plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC), conformément à l'article 42 de la loi du 3 août 2009 sur la programmation du Grenelle de l'environnement, a pour objectif de présenter des mesures concrètes et opérationnelles pour préparer, pendant les cinq années à venir, de 2011 à 2015, la France à faire face et à tirer parti de nouvelles conditions climatiques (MEDDE, 2011a).

La question de la ressource en eau est un point crucial dans l'analyse des impacts du changement climatique et des réponses adaptatives qui peuvent y être apportées. En effet, le changement climatique se traduit directement par une modification dans la dynamique du cycle de l'eau, sur les plans spatial et temporel. Par ailleurs, l'eau, en plus d'être une ressource vitale pour les hommes et les écosystèmes, est au cœur de nombreux enjeux (agriculture, énergie, tourisme, ...). La sécheresse connue au printemps 2011 pourrait préfigurer des événements futurs (MEDDE, 2011a).

Les impacts du changement climatique sur la ressource en eau seront multiples, tant sur l'offre (quantité et qualité) que sur la demande. Les projections des scientifiques indiquent une baisse des écoulements de surface sur la quasi-totalité des bassins versants. En particulier, la baisse des écoulements serait plus forte dans les zones qui sont déjà concernées aujourd'hui par des déficits structurels. Ainsi, l'un des principaux défis à relever sera de faire converger une offre qui va diminuer avec une demande qui, déjà par endroits, n'est pas satisfaite et va encore augmenter du fait du réchauffement climatique.

Le projet Explore 2070 a eu pour objectif de connaître les impacts du changement climatique sur les milieux aquatiques et la ressource en eau à échéance 2070, pour anticiper les principaux défis à relever et hiérarchiser les risques encourus (MEDDE, 2013). En ce qui concerne l'hydrologie souterraine, les résultats de ce projet font ressortir une baisse quasi générale de la piézométrie associée à une diminution de la recharge comprise entre 10 et 25%, avec globalement deux zones plus sévèrement touchées : le bassin versant de la Loire avec une baisse de la recharge comprise entre 25 et 30% sur la moitié de sa superficie et surtout le Sud-Ouest de la France avec des baisses comprises entre 30 et 50%, voire davantage (Illustration 1).

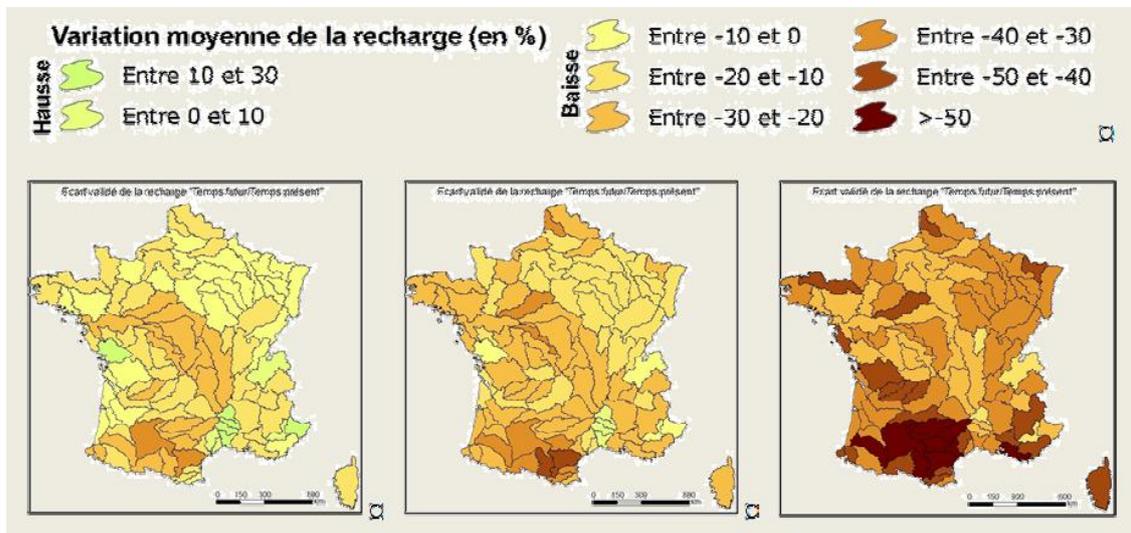


Illustration 1: Variation de la recharge entre temps présent (1960-1990) et temps futur (2045-2065), projet Explore 2070

Le PNACC prévoit d'encourager la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation, en particulier dans les régions déficitaires et dans le respect strict des précautions sanitaires et environnementales, à travers des aides des agences de l'eau.

Cette réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures ou des espaces verts est encadrée depuis 2010. Or, un des dispositifs possibles de réutilisation des eaux usées consiste à réinjecter cette eau vers une couche aquifère libre, permettant ainsi une géo-épuration

supplémentaire. Ce type de recharge artificielle, bien que peu répandu en France, sera discuté dans ce rapport.

1.3. LES OBJECTIFS DE QUALITE ET DE QUANTITE DES EAUX SOUTERRAINES

D'un point de vue quantitatif, l'article L.211-1¹ du Code de l'environnement impose une gestion équilibrée de la ressource. L'usage de la recharge artificielle de nappe peut avoir un rôle à jouer afin d'atteindre cette gestion équilibrée, ceci tout en imposant un gage de qualité de ces masses d'eau.

Si l'usage de la technique de la recharge artificielle des eaux souterraines s'explique par une volonté d'augmenter significativement la quantité d'eau disponible, elle doit également maintenir et voir améliorer la qualité des eaux de destination (notion de barrière hydraulique dans le cas d'aquifères côtiers). Les législations françaises (voir ci-dessous) et européenne (directive cadre sur l'eau et sa directive fille sur les eaux souterraines) ont été renforcées dans ce domaine ces dernières années. La préservation des eaux souterraines est désormais encadrée par des dispositions qui contrôlent et veillent à leur bon état.

La loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques contribue ainsi à atteindre le « bon état chimique d'ici 2015 ». Elle impose désormais au SDAGE de fixer des objectifs de qualité et de quantité des eaux (Art. L 212-1).

Afin de réaliser l'objectif de la DCE consistant à prévenir ou à limiter l'introduction de polluants dans les eaux souterraines, le SDAGE doit également respecter les « dispositions qui interdisent l'introduction directe ou indirecte de substances dangereuses ou qui limitent l'introduction directe ou indirecte de polluants non dangereux dans les eaux souterraines par suite de l'activité humaine » (article R.212-9-1 du code de l'environnement), D'après l'arrêté du 17 juillet 2009, de transposition de l'article 6 de la directive fille sur les eaux souterraines (2006/118), les dispositions ci-dessus ne s'appliquent pas à l'introduction de substances dangereuses ou polluants non dangereux qui sont le résultat d'une recharge artificielle de masses d'eau souterraine (article 10.2). Cette exclusion n'est possible qu'après la mise en place d'un contrôle de surveillance des eaux souterraines concernées ou d'un autre contrôle approprié.

Le Code de la Santé publique fait le lien entre cet impératif de qualité et la santé des individus. Il est nécessaire de s'assurer de la qualité de l'eau qui va être destinée à la consommation humaine. Des précautions doivent être prises dans ce sens comme le prévoit l'Art. R 1321-2² et R 1321-3 du Code de la santé publique. Le Code de la Santé publique met également en place un dispositif de contrôle des eaux destinées à la consommation humaine aux Art R 1321-15 et suivants.

La recharge artificielle, si elle permet une amélioration de la qualité de l'eau peut permettre d'aider le gestionnaire à respecter cette réglementation. A l'inverse, si elle implique un risque de dégradation de la qualité de l'eau souterraine, le dispositif de surveillance devra veiller au respect de ces différentes réglementations. Ce dernier point est plus amplement discuté dans la partie 6.4.

¹ Modifié par la loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 dite « LEMA »

² Complété par la loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 dite «LEMA »

2. Recharge artificielle : typologie par objectifs

La recharge artificielle ou Réalimentation Artificielle des Aquifères (RAA), consiste à injecter de l'eau dans une formation aquifère en ayant pour objectif une gestion active et rationnelle de ce réservoir. Il s'agit d'utiliser un processus qui intervient naturellement (recharge naturelle) au niveau de toute retenue ou cours d'eau, des zones humides, des parcelles irriguées, des fuites de canalisations et de toute zone d'écoulement d'eau où l'eau s'infiltrerait naturellement dans le sol et augmente le niveau des nappes. Les intérêts de la réalimentation artificielle des aquifères sont multiples. En effet, cette technique permet :

- de réduire, arrêter ou même inverser la baisse du niveau d'eau de la nappe qui peut être naturelle ou due à une surexploitation des ressources, permanente ou cyclique ;
- d'améliorer la qualité de l'eau de la nappe, en créant par exemple une barrière hydraulique contre l'intrusion saline dans les aquifères des zones côtières ;
- de stocker de l'eau à moindre coût, car les infrastructures nécessaires sont, en générale, minimales en comparaison avec un stockage en réservoirs de surface, les pertes d'eau par évaporation sont évitées et l'eau est protégée des contaminations directes d'origine anthropique ainsi que des phénomènes d'eutrophisation ;
- de stocker temporairement de l'eau qui autrement s'écoulerait vers l'aval (eau de ruissellement) ;
- d'épurer l'eau de façon naturelle au cours de son infiltration vers la nappe grâce aux propriétés biologiques et physico-chimiques du sol ;
- de faciliter l'acceptation par le public de l'utilisation d'eaux usées traitées, notamment en tant qu'eau potable, grâce au passage de celles-ci par un système d'épuration naturelle : la Zone Non Saturée en eau (ZNS).

2.1. RESTAURATION D'UNE NAPPE SUREXPLOITEE PAR EXCES DE POMPAGE ET DONT LE RABATTEMENT EST PREJUDICIALE

De nombreux aquifères se vident à un rythme élevé à la fois à l'échelle régionale et mondiale. Dans une étude récente publiée dans la revue [Nature](#), Tom Gleeson (Université McGill) et ses collaborateurs ont montré que les humains surexploitaient l'eau souterraine dans de nombreux grands aquifères essentiels à l'agriculture. Presque un quart de la population mondiale, soit 1,7 milliard de personnes, vit dans des régions où on consomme plus d'eau que ce que la nature peut renouveler (Gleeson et al., 2012). En associant des données sur l'utilisation de l'eau souterraine à des modèles hydrologiques actuels, l'équipe a mis au point une nouvelle façon de mesurer l'utilisation mondiale de l'eau relativement à l'apport en eau, notion qu'ils appellent « empreinte de l'eau souterraine ». L'équipe a découvert que certains pays, y compris les États-Unis, la Chine, le Pakistan, l'Iran, l'Inde, le Mexique et l'Arabie Saoudite surexploitent gravement l'eau souterraine disponible. Cette surexploitation par quelques pays a réussi à accroître la valeur nette globale de l'empreinte de l'eau souterraine bien qu'il soit impossible de mettre une date sur le moment à partir duquel une nappe souterraine deviendrait inexploitable pour les besoins actuels.

La surexploitation est le fait d'une exploitation trop intense d'une nappe d'eau souterraine, par exemple pour l'irrigation ou pour l'exploitation de ressources énergétiques fossiles. Dans le cas de la surexploitation, le volume d'eau extrait de la nappe n'est pas compensé par le volume de la recharge, et ceci durant plusieurs années consécutives. Au final, le niveau piézométrique de la nappe est beaucoup plus bas que son niveau initial et, malgré l'arrêt de l'exploitation, la nappe peine à retrouver son niveau d'origine. En zone côtière, la réduction de la recharge des eaux souterraines entraîne des intrusions d'eau de mer dans les nappes. En zone continentale, la surexploitation des nappes peut engendrer des phénomènes de dépression à l'origine de l'affaissement des sols.

En raison d'un coût relativement élevé, la technique de recharge artificielle a surtout été mise en œuvre depuis une vingtaine d'années dans les pays développés. Elle est largement utilisée aux Etats-Unis, mais commence à émerger en Europe. Ce sont surtout les grandes villes qui développent le plus ce mode de gestion (Berlin, Banlieue de Paris, Lyon, Dunkerque, Genève). Dans les pays méditerranéens, la réalimentation des nappes a pu parfois être prise en compte dans la conception d'une retenue d'eau de façon à limiter les pertes par évaporation.

Globalement en France, l'objectif quantitatif reste l'objectif le plus souvent recherché dans les projets de recharge artificielle : plus de la moitié des expériences de recharge artificielle inventoriées dans le cadre de cette étude (48 sites analysés) ont un objectif quantitatif (un quart d'entre elles n'ont pas d'objectif clairement identifié, les autres ont un objectif d'amélioration de la qualité d'eau, certains ont des objectifs à la fois qualitatifs et quantitatifs).

2.2. PROTECTION DES AQUIFERES COTIERS CONTRE L'INTRUSION D'EAU SALEE

La préservation des ressources souterraines locales constitue un enjeu environnemental et économique dans les zones littorales et est vitale dans un contexte insulaire. La demande croissante en eau sous l'effet de l'afflux de population peut conduire à la salinisation des ressources en eau souterraine, si elles sont surexploitées de manière chronique. Limiter la salinisation des nappes côtières est cohérent avec l'objectif de la DCE d'atteindre pour les eaux souterraines un bon état qualitatif et quantitatif en 2015. L'intérêt économique de préserver ces ressources en eau menacées est, face à une demande en eau croissante, de pérenniser une ressource en eau locale et d'éviter le recours à des transferts d'eau. Ces derniers peuvent représenter des investissements 2 à 10 fois supérieurs à la maîtrise du biseau salé.

Les problèmes posés par l'exploitation des aquifères en zone littorale sont généralement délicats, car ils associent la notion de quantité à celle de qualité. Ils sont d'autant plus complexes que les zones côtières constituent souvent des secteurs où l'on observe une demande en eau généralement forte. Le développement démographique, agricole, industriel et touristique des zones littorales entraîne une évolution croissante des prélèvements de la ressource, tandis que s'accroissent les contrastes saisonniers, en liaison avec le changement climatique mondial. La dégradation qualitative et quantitative de la ressource en période d'augmentation de la demande s'accroît au fil du temps.

L'intrusion d'eau marine dans les aquifères côtiers se traduit généralement par la présence d'un biseau salé qui limite l'exploitation de ces aquifères. La forme et l'extension de ce biseau salé sont régies par des lois et des schémas hydrodynamiques qui correspondent à des cas simples théoriques et ne peuvent servir que de guide dans un contexte naturel souvent plus complexe. Dans la littérature, plusieurs approches ont été proposées, des plus simples, qui considèrent que l'eau douce et l'eau salée sont des fluides non miscibles (interface nette), aux plus

complexes, qui considèrent les deux fluides miscibles (zone de transition à salinité progressive). Ces schémas sont souvent profondément modifiés par :

- une structure géologique complexe du réservoir (variation d'épaisseur, plissement etc.),
- l'hétérogénéité de la lithologie et donc un contraste dans les valeurs des paramètres hydrodynamiques,
- de fortes variations de la recharge par les pluies littorales et donc des débits dans les fleuves côtiers entraînant des fluctuations sur les charges d'eau douce et une extension de la zone de transition,
- de fortes variations saisonnières de la demande dont les pics coïncident souvent avec les périodes d'étiage entraînant également des fluctuations sur les charges d'eau douce et une extension de la zone de transition.

Pour prévenir ce phénomène de salinisation, des moyens de gestion opérationnelle durable doivent impérativement être mis en œuvre. Les technologies de réalimentation artificielle en eau douce en amont du biseau salé sont particulièrement intéressantes. L'objectif est de passer d'une gestion passive du biseau salé (réduire les pompages pour l'alimentation en eau potable) à une gestion dynamique : optimiser les pompages et les réalimentations naturelles et artificielles en fonction des prévisions apportées par la modélisation de l'aquifère et du suivi en continu et in situ de la nappe. Dans ce contexte, la recharge artificielle a principalement pour objectif d'établir une barrière hydraulique contre les pollutions et les intrusions salines. La technique ASR (Aquifère Storage and Recovery, en français stockage d'eau en aquifères puis récupération) est une solution éprouvée pour lutter contre l'infiltration d'eau polluée ou d'eau de mer en zone côtière, qui rend les sols inexploitable ou moins fertiles (Casanova et al., 2007 ; 2008a, 2008b).

Cette pratique est utilisée en Espagne (site de l'aire métropolitaine de Catalogne) et en Israël (site de Shafdan) (voir annexes). Elle n'a pas encore été mise en œuvre de façon opérationnelle en France, même si des projets de recherche appliquée ont été menés (nappe du Bas-Gapeau). Cependant, le principe de recharge artificielle pour créer une barrière hydraulique de protection contre une pollution est utilisée sur le site de Crépieux-Charmy au bord du Rhône (voir annexes).

2.3. STOCKAGE DES EAUX POUR UNE UTILISATION DIFFEREE

Le secteur agricole, principal usager de la ressource en eau avec 48% de la consommation totale (en 2001, données SOeS), sera particulièrement affecté par l'impact du changement climatique sur la ressource. Les premiers résultats du programme Climator de l'INRA (Brisson et Itier, 2009) sur le blé et le maïs, montrent que la plus grande partie de la baisse des pluies se traduira pour l'essentiel par une sécheresse hydrologique et pour partie par une sécheresse agricole (ou édaphique) en culture pluviale (blé) comme irriguée (maïs). La disponibilité en eau pendant la période de production baissera de façon générale, avec un besoin accru d'apport en eau si les conditions actuelles de production demeurent inchangées. La réduction de la disponibilité en eau devrait en effet engendrer des contraintes de prélèvement plus importantes.

S'adapter au changement climatique, c'est surtout stocker l'eau disponible l'hiver afin de pouvoir l'utiliser l'été : le stockage de l'eau permet de sécuriser la production agricole tout en répondant aux attentes des autres usagers de l'eau. Face au problème des ressources en eau, dont l'agriculture est une grande consommatrice, le MEDDE propose parmi les mesures de

PNACC (cf §1.2), pour cet usage, le stockage en surface sous forme de retenues collinaires (MEDDE 2011b).

L'irrigation s'est surtout développée par une multiplication des pompages individuels en rivière et en nappe à partir des années 1980. Ces prélèvements ont engendré des perturbations majeures du milieu naturel et aquatique, surtout en période d'étiage. Dans les années 70 et 80, de nombreuses retenues artificielles ont été créées, notamment dans le Sud-Ouest et le Sud-Est, permettant de développer des productions diversifiées mais aussi la culture du maïs.

Les retenues situées sur les cours d'eau ne sont plus soutenues financièrement parce qu'il est désormais démontré qu'elles ont un impact fort sur les milieux du fait de la création d'un barrage en travers du cours d'eau qui entraîne une rupture de continuité écologique, la disparition d'habitats naturels, la dégradation de la qualité physico-chimique de l'eau, une modification du régime hydrologique...

Les retenues de substitution hors cours d'eau, quant à elles, ont des impacts environnementaux minimisés du fait de leur isolement par rapport au cours d'eau. Pour autant, les études d'impact sont lourdes à réaliser car ces retenues doivent être remplies en période excédentaire en eau, notion parfois difficile à cerner. De plus, l'emprise au sol est très importante, de l'ordre de 2,5 hectares pour 100 000 m³ stockés. Les procédures d'autorisation vont se compliquer du fait de la réforme sur les études d'impact des prélèvements qui entre en application.

Dans ce contexte, la recharge artificielle apparaît comme une solution permettant de stocker de l'eau en évitant les contraintes liées aux retenues. Les infrastructures nécessaires sont minimales en comparaison du coût d'un barrage sur une rivière pour créer une retenue artificielle et permettent également d'éviter les pertes par évaporation. Dans certaines régions arides, l'évaporation sur les lacs naturels ou artificiels peut atteindre 50%.

En France, il n'y a pas à notre connaissance de dispositifs de ce stockage artificiel d'eau souterraine pour usage différé.

2.4. AMELIORATION DU NIVEAU DE TRAITEMENT DE L'EAU EN UTILISANT LE POUVOIR D'AUTOEPURATION DU SOL

Les formations du sous-sol agissent généralement comme un filtre dont l'effet permet d'éliminer un certain nombre des constituants physiques, chimiques et microbiologiques des eaux usées traitées. C'est ce « pouvoir épurateur » du sous-sol qui en améliorant la qualité de l'eau constitue souvent le principal objectif de recharge artificielle par des eaux de moindre qualité : ces procédés d'épuration complémentaire constituent les systèmes de géo-épuration. Le colmatage de la partie superficielle de la zone non saturée est toutefois l'un des inconvénients de cette méthode. Il faut donc bien comprendre le type de processus épuratoires en jeu pour s'assurer de leur efficacité et éviter qu'ils entraînent une dégradation de la zone épuratrice et de l'aquifère sous-jacent.

Le pouvoir épurateur du sous-sol est ainsi utilisé dans plusieurs sites de recharge artificielle en France pour améliorer la qualité d'eau pompée en nappe alluviale pour l'alimentation en eau potable (site de Verneuil-sur-Seine et Vernouillet, site de Flins-Aubergenville, voir Annexes). Ces sites utilisent des eaux de surface mais la recharge artificielle des nappes souterraines permet théoriquement de réutiliser des eaux usées pour produire indirectement de l'eau potable si la distribution est précédée de traitements complémentaires (Kloppmann et Casanova, 2010). Le principal verrou technologique de cet objectif réside dans la difficulté à réunir les données scientifiques démontrant que le pouvoir d'autoépuration de la Zone Non Saturée (ZNS) permet

de concilier un traitement tertiaire adapté des eaux usées urbaines et l'impérieuse obligation d'innocuité sanitaire de la nappe exploitée pour la production d'eau potable.

Comment fonctionne la géo-épuration dans les formations du sous-sol ?

La zone non saturée est la première partie du système rencontrée par l'eau de recharge. L'eau d'infiltration est initialement forcément hors équilibre thermodynamique avec les minéraux des milieux poreux. Ainsi le système va réagir massivement pour essayer de retrouver l'équilibre avec l'assemblage minéralogique initial avec tendance à précipiter de nouveaux minéraux plus stables. Pour accéder à l'ampleur de ces réactions géochimiques et hydro-biogéochimiques actives, il est nécessaire de mesurer certains paramètres physico-chimiques et cinétiques à la fois pour les introduire comme conditions aux limites et/ou initiales du modèle mais aussi comme valeurs repères et de contrôle de la pertinence des approches adoptées pour étudier cette problématique. Par conséquent, il est recommandé de procéder préalablement à des expériences de laboratoire en système fermé (batch), ouvert (colonne) et pilote de tests (échelle semi-industrielle).

Les micro-organismes sont ubiquistes dans les environnements de surface et peuvent jouer un rôle crucial dans la mobilité et/ou la réactivité des polluants organiques et inorganiques. En effet, la biodégradation de composés organiques introduit au cours de la recharge artificielle dans les sols faisant intervenir des interactions microbiologiques avec les phases minérales peut jouer un rôle essentiel sur les processus de transfert de masse entre phases (minéraux – eau – gaz). Les micro-organismes indigènes sont susceptibles de voir leur croissance activée par l'apport d'éléments nutritifs et de matière organique à travers l'injection d'eau de qualité médiocre. Pour assurer leur développement et leur croissance, les communautés microbiennes (endogène et exogène) provoquent des réactions de transfert d'électrons entre les donneurs d'électrons (composés organiques notamment) et les accepteurs d'électrons (i.e., F(+2), S(+6), Mn(+7), etc.). Ces réactions redox, induisant le changement de l'état redox du carbone et des métaux, aboutissent à des réactions de dissolution/précipitation de minéraux et *in fine* modifient les propriétés pétrophysiques (perméabilité et porosité) du sol. La perméabilité des sols sera également modifiée par la biomasse générée et l'ampleur de la croissance microbienne. Les micro-organismes organisés en biofilm ainsi que les substances, polysaccharides notamment, qui permettent au biofilm d'adhérer aux surfaces solides, réduiront la porosité. La cinétique de ces réactions micro-bio-géochimiques basées sur des interactions physiques et physico-chimiques est très mal connue et nécessite l'acquisition des valeurs des paramètres cinétiques à l'aide de mesures de laboratoire et la mise en œuvre d'approches thermocinétiques ainsi calibrées.

2.5. PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT PAR CONTROLE DU NIVEAU DE POLLUTION DANS LES MILIEUX RECEPTEURS SENSIBLES

En 2009, 41,4 % des masses d'eau de surface en France sont en bon état écologique et 43,1 % en bon état chimique. Pour les eaux souterraines, 58,9 % des masses d'eau sont en bon état chimique et 89,4 % en bon état quantitatif (MEDDE 2012b). Avec 60 % de masses d'eau en bon état chimique en France et 80 % au niveau européen, la qualité des eaux souterraines est meilleure que celle des eaux de surface. Pour cette raison elles sont souvent utilisées comme source d'eau potable. Cependant, les proportions françaises de déclassements des eaux souterraines dus aux nitrates comme aux pesticides sont assez importantes (supérieures aux moyennes européennes, les causes du mauvais état étant réparties à part égales entre les pesticides et les nitrates. (MEDDE 2012a).

De ce fait, en France, la recharge artificielle est parfois utilisée pour diluer la pollution des nappes déjà exploitées pour l'eau potable. C'est le cas du site de Lavelanet-de-Comminges dont la nappe est riche en nitrates et de Miremont où la pollution est due aux nitrates et aux pesticides (voir annexes).

A l'inverse, la recharge artificielle peut également permettre de limiter la pollution des eaux de surface en infiltrant en partie les eaux polluées et en contrôlant les processus de géo-épuration.

Ainsi la recharge artificielle est utilisée pour la gestion des eaux pluviales de nombreuses villes françaises, où les eaux de ruissellement sont collectées dans des bassins d'infiltration. En effet, les rejets d'eaux pluviales constituent une des sources principales des polluants (métaux lourds, hydrocarbures et autres composés organiques) produits par les villes. Or, les techniques classiques de réseau posent aujourd'hui de nombreux problèmes techniques et environnementaux notamment vis-à-vis de la pollution des milieux récepteurs de surface (Chocat 2007). Dans ce contexte, renforcé par des exigences réglementaires croissantes et la nécessité générale de contribuer à la recharge des nappes, les techniques de rétention/infiltration des eaux de ruissellement ont fait l'objet du Programme ECOPLUIES soutenu par l'ANR afin de lever les principaux verrous technologiques s'opposant à l'amélioration des performances et au développement de ces systèmes alternatifs d'assainissement pluvial.

De même la recharge artificielle pourrait concerner les eaux usées traitées. En effet, les rejets des stations d'épuration des collectivités participent à la pollution des cours d'eau : ils contribuent environ au cinquième de la charge azotée et à la moitié de la charge phosphorée véhiculées par les fleuves français. Les systèmes d'assainissement sont à l'origine de la moitié des contaminations microbiologiques recensées dans les eaux superficielles. Les forts investissements depuis 1990 dans le traitement collectif des eaux usées des collectivités ont permis d'améliorer significativement la qualité des milieux récepteurs. En 2008, parmi les stations de mesure du Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS), 1% pour la demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO5), 7% pour l'ammonium (NH_4) et 10% pour les orthophosphates (PO_4), restent non conformes à la qualité requise (Golla et al., 2010). Avec le changement climatique, les étiages estivaux risquent d'être plus fréquents et plus sévères dans les années à venir, si bien que les rejets des STEU (stations de traitement des eaux usées) devront subir des traitements plus poussés pour être tolérés par les milieux récepteurs, avec pour conséquence directe l'augmentation des coûts de l'épuration.

D'une manière générale, la recharge artificielle recyclant des eaux usées traitées apparaît comme une pratique d'assainissement supplémentaire et de maintien ou d'amélioration de la qualité des milieux récepteurs sensibles pas exploitée en France, le cadre réglementaire ne le permettant pas. Les exigences croissantes pour la qualité de ces milieux constituent donc un contexte favorable pour des projets de recharge artificielle par REU (Réutilisation des Eaux Usées), dans les cas où le danger pour la santé publique est moindre et où la mise en œuvre respecte les normes réglementaires en vigueur. Il convient cependant, comme discuté au chapitre précédent de connaître l'efficacité des processus épuratoires en jeu et leur durabilité dans le temps, afin de ne pas détériorer la qualité de la zone d'infiltration et de la nappe sous-jacente, dont les exigences en terme de qualité peuvent également être importantes.

3. La recharge artificielle : typologie par technologies mises en oeuvre

La recharge artificielle étant une expression assez générique, ce terme englobe des méthodes différentes à appliquer selon le contexte du projet. L'objet de ce chapitre est de comparer les avantages et inconvénients des principales techniques de recharge artificielle, lesquelles peuvent être classées en quatre grands groupes: les méthodes d'infiltration, les techniques d'injection directe, la recharge indirecte et la recharge « passive ».

3.1. PRINCIPALES TECHNIQUES DE RECHARGE ARTIFICIELLE

En fonction du contexte hydrogéologique, de la qualité des eaux de recharge, des conditions du milieu (zones urbaines vs. zones rurales) et des objectifs de l'alimentation artificielle, quatre grandes méthodes de recharge artificielle peuvent être employées (Illustration 2) :

Les méthodes d'infiltration consistent à faciliter l'infiltration de l'eau jusqu'à la nappe, tout en améliorant la qualité de l'eau de recharge grâce aux capacités géo-épuratrices du sol et de la zone non saturée de l'aquifère. Elles sont généralement utilisées pour réalimenter les nappes libres ou dans certains cas pour mettre en place des barrières hydrauliques. Un des principaux avantages de ces méthodes est qu'elles sont peu coûteuses et relativement faciles à mettre en oeuvre et à entretenir (Bouwer, 2002 ; Casanova et al., 2008b).

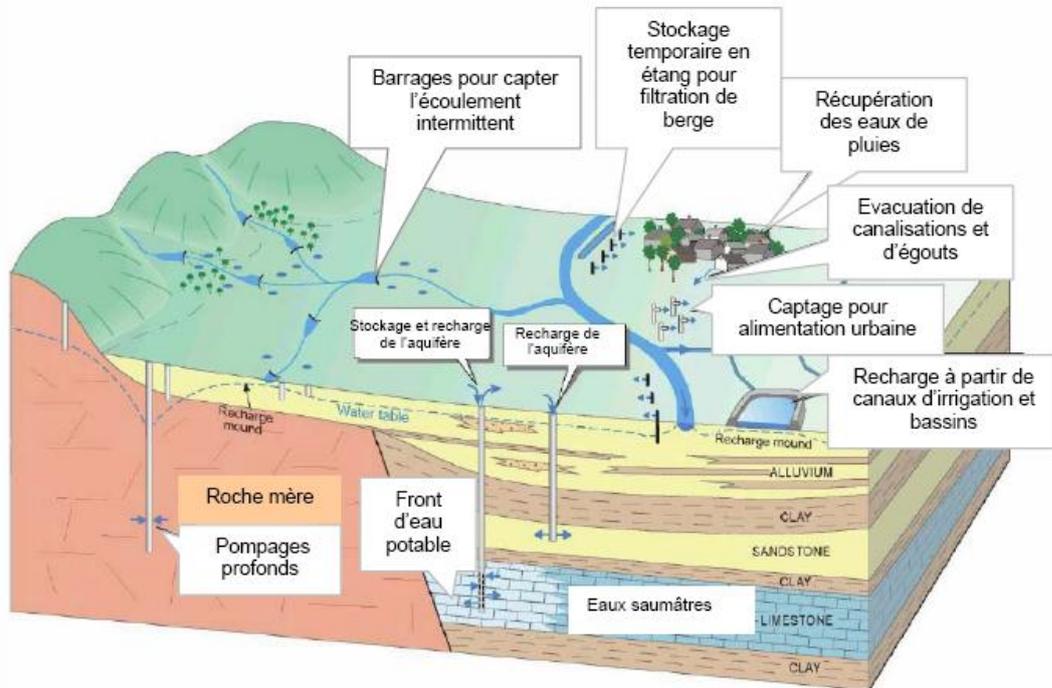


Illustration 2: Schéma présentant une partie des différents types de recharges artificielle dans différents environnements hydrogéologiques (d'après Gale et al., 2002, Pettenati, 2007).

Les méthodes d'injection directe via des forages sont les méthodes les plus utilisées à travers le monde. Elles permettent de recharger des nappes captives et/ou de créer des barrières hydrauliques afin de repousser certaines contaminations d'aquifères destinées à la consommation, notamment les intrusions salines.

La recharge artificielle indirecte, aussi appelée «la réalimentation artificielle induite» consiste à augmenter le transfert d'eau entre un cours d'eau et une nappe alluviale en mettant en place des sites de pompage à proximité des berges de celui-ci. Lors de ce processus, l'eau du cours d'eau est filtrée grâce au pouvoir épurateur des berges.

Enfin, **la recharge artificielle est parfois « passive »**. C'est le cas, par exemple, lorsque des fuites sont présentes dans le réseau d'eau urbain, ou lorsque l'irrigation des cultures est trop intense. Cette recharge n'est pas discutée dans ce rapport, même si certaines recommandations notamment sur la qualité de l'eau infiltrée restent applicables à ces cas.

Les bassins d'infiltration

La méthode, appelée bassins d'infiltration, regroupe les techniques tels que les barrages et retenues collinaires filtrants ainsi que les divers aménagements et installations réalisés pour la gestion des eaux pluviales (ou de ruissellement) ou l'assainissement individuel. Cette catégorie englobe également, les chaussées

réservoir, les fossés, les tranchées, les puits dans la zone non saturée, les noues, les tertres d'infiltrations, les filtres à sable et l'épandage souterrain.

Les petits barrages en terre utilisés pour construire des bassins filtrants, comme les digues en terre semi-circulaires ou courbées, ne dépassent souvent pas 3 mètres de haut et 60 m de long.. Le coût est donc faible et dépend de la configuration et de la nature des emplacements, des dimensions et du coût des matériaux. Les grands barrages en terre nécessitent le plus souvent des équipements puissants de terrassement et des investissements considérables, leur objectif n'est pas de recharger les nappes voisines, même si cela peut se produire. Les ouvrages urbains de rétention et d'infiltration utilisés pour le traitement des eaux pluviales sont décrits dans un guide (Debecdelièvre 2009) qui propose des améliorations pour la conception, la construction et l'exploitation (dont la gestion des sous-produits) de ces ouvrages de rétention/infiltration, de manière à les rendre plus fiables et plus performants.

Dans un contexte spécifique d'épuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation, l'Agence de l'eau Seine-Normandie (1993) a publié un état de l'art concernant cette technique d'épuration sur la base de 10 ans d'expérience acquise sur une cinquantaine de sites en France. Neuf stations y sont décrites et leurs performances analysées. Cette étude est représentative de la filtration biologique aérobie sur milieu granulaire fin mais les données d'exploitation de l'époque peuvent difficilement être extrapolées.

Pour l'ensemble de ces techniques, l'eau traverse la zone non saturée lors de son transfert vers l'aquifère (Illustration 3). L'eau peut ainsi être potentiellement épurée par son contact avec le sol qui permet l'élimination de certains agents pathogènes mais aussi de substances inorganiques et organiques potentiellement contaminantes (voir chapitre 2.4).

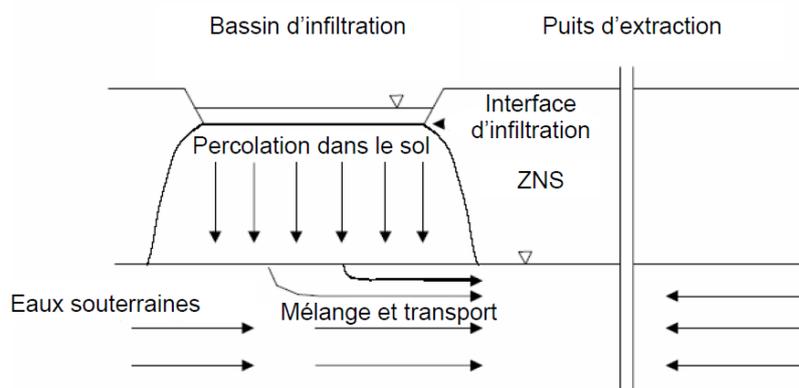


Illustration 3: Schéma simplifié de la technique de recharge par bassin d'infiltration (d'après Pettenati, 2007, Eusseuff et Lansey, 2004).

La mise en place de la méthode par bassin d'infiltration implique donc de caractériser finement les propriétés physico-chimiques de la zone non saturée pour : (i) évaluer les impacts d'une telle installation sur les propriétés physico-chimiques de cette zone tels que la diminution de la perméabilité, la mobilisation de contaminants, les conditions

redox ou le pH afin d'estimer si ces capacités d'épuration seront augmentées ou altérées et (ii) étudier la rupture d'équilibre thermodynamique entre l'eau infiltrée et la zone non saturée en cas d'arrêts définitifs ou temporaires de la recharge artificielle, pouvant entraîner des remobilisations des polluants jusqu'alors fixés.

La méthode des bassins d'infiltration est couramment mise en place dans le cadre de différents projets de recharge artificielle, notamment dans les régions du monde affectées par des pénuries récurrentes de ressources en eau. Suivant les techniques considérées, les caractéristiques des bassins peuvent être très variables et sont adaptés en fonction des objectifs locaux visés, tels que le taux d'infiltration désiré. Si le but est quantitatif, le taux d'infiltration sélectionné pourra ainsi être assez élevé (quelques mètres par jour) tandis qu'un taux d'infiltration plus faible, en moyenne $0,5 \text{ m.j}^{-1}$ sera préconisé lorsque le but de l'injection implique également une géo-épuration des eaux infiltrées. Pour la plupart des techniques listées ci-dessus, deux grands groupes de critères sont généralement considérés lors de la mise en place d'un bassin d'infiltration (Detay, 1997) : (i) les propriétés physiques intrinsèques du bassin et (ii) les propriétés physiques, chimiques et microbiologiques de l'eau d'infiltration.

Les propriétés physiques intrinsèques du bassin

Parmi ces différentes propriétés, trois sont prépondérantes : (i) la forme et la structure du fond du bassin, (ii) la surface des bassins et (iii) la nature et la forme des berges d'infiltration.

Concernant la première propriété, le fond du bassin peut être plat ou légèrement incliné, environ 1% à 2% de pendage. Dans le cas des bassins ayant un fond incliné, l'infiltration de l'eau dans une direction donnée est le plus souvent favorisée et la vidange du bassin est également facilitée. Le fond du bassin peut être nu ou recouvert d'une couche filtrante, généralement constituée d'un lit de sable dont l'épaisseur est de l'ordre de quelques dizaines de centimètres et la granulométrie est comprise entre 0,2 et 0,4 mm. Selon l'épaisseur de cette couche, le taux d'infiltration, le degré d'épuration des eaux de recharge ainsi que la durée d'activité du bassin peuvent varier.

La capacité géo-épuratoire de la couche filtrante est parfois renforcée en cultivant des végétaux sur cette couche. Les plantes permettent en effet d'améliorer l'épuration de l'eau infiltrée, en favorisant la phytostabilisation et ou la biodégradation de plusieurs substances contaminantes inorganiques et organiques. De plus, la présence de plantes au niveau de la couche filtrante protège la surface du bassin de phénomènes érosifs et de colmatage. D'après l'analyse réalisée par Wuilleumier et Seguin (2008), le fond du bassin doit, de préférence, être situé à environ 1 m au-dessus du toit de la nappe afin de conserver une zone non saturée de taille significative sous le bassin, permettant ainsi la mise en place de mécanismes géo-épuratoires, y compris lors de la création du dôme hydraulique. Cette configuration implique que l'écoulement de l'eau soit principalement contrôlé par la gravité (Illustration 4). Il est important de noter que l'écoulement de l'eau infiltrée est principalement régulé par l'écoulement propre au sein de l'aquifère lorsque le bassin et la nappe sont en connexion hydraulique directe (Bouwer, 2002). Dans ces conditions, le taux d'infiltration est susceptible de diminuer significativement.

La comparaison de différents travaux de la recharge artificielle montre, de manière évidente, que l'augmentation de la surface des bassins d'infiltration implique qu'une plus grande quantité d'eau soit infiltrée. Cette relation dépend toutefois fortement du taux d'infiltration de la zone non saturée (Wuilleumier et Seguin, 2008). La taille de ces surfaces est généralement limitée par la capacité d'emprise au sol sur le site d'infiltration. L'inventaire réalisé par Bourguet (1971) indique que la taille des sites d'infiltration varie généralement de 0,036 ha à 320 ha. Celle-ci est en général limitée par le coût des terrains. Plus cette surface est grande, plus le taux d'infiltration sera important si une zone non saturée, assez perméable, est présente entre le bassin et la nappe. L'inventaire International des Aménagements d'Alimentation Artificielle (Bourguet, 1971) fait état de surfaces allant de 0,036 à 320 ha (Detay, 1997).

Pour finir, les préconisations concernant la forme et la nature des berges semblent très variables. Les berges peuvent être perméables ou imperméables (tout dépend de l'objectif de la recharge et donc du type d'écoulement désiré). Certains auteurs estiment que la pente optimale est de 75% et qu'il faut privilégier les écoulements verticaux de l'eau soit imperméabiliser les berges. D'autres sources indiquent qu'il « *s'agit en effet d'obtenir le maximum de surface mouillée et par conséquent des pentes de 1/3 sont souvent préférées à celles de 1/2 par exemple* » (Saint-Pé, 1971).

Les propriétés physiques, chimiques et microbiologiques de l'eau d'infiltration

Parmi ces différentes propriétés, trois semblent prépondérantes : (i) l'épaisseur de la tranche d'eau, (ii) la température des eaux infiltrées et (iii) leur qualité chimique.

L'épaisseur de la tranche d'eau est un paramètre clé car il influence de manière directe le débit d'infiltration des eaux provenant du bassin vers l'aquifère sous-jacent directement (cf. loi de Darcy). L'épaisseur de la tranche d'eau est également susceptible d'affecter le débit d'infiltration en induisant une modification de la compaction des terrains ou du développement microbien sur le fond du bassin (Bouwer, 1989). Les effets indirects de l'épaisseur de la tranche d'eau sur la vitesse d'infiltration dépendant fortement des propriétés spécifiques du bassin, la hauteur est généralement optimisée pour chacun des sites. Il est toutefois possible de mettre en évidence que la hauteur de la lame d'eau est comprise entre 1,5 et 2 m.

La température de l'eau influence le taux d'infiltration. En effet, l'infiltration de l'eau est plus faible lorsque sa température diminue en raison de l'augmentation de sa viscosité. Le volume d'eau infiltrée au sein d'un bassin peut ainsi diminuer significativement lors des périodes hivernales.

Le taux d'infiltration au sein des bassins est également affecté de manière importante par les propriétés physiques, chimiques et microbiologiques des eaux utilisées (Cary et al., 2013). Il a ainsi été montré que des volumes d'eau moins importants étaient infiltrés lorsque des eaux faiblement traitées étaient employées. En effet, ces eaux possèdent des caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques favorisant la diminution de la porosité du bassin et donc son colmatage. Premièrement, ces eaux ont des teneurs élevées en particules susceptibles d'obstruer les pores des bassins

d'infiltration telles que les flottants (débris supérieur au mm) et/ou de matière en suspension (particules inférieures au mm). Deuxièmement, ces eaux possèdent une composition chimique favorisant la précipitation de nouvelles phases minérales au sein du bassin d'infiltration ainsi que dans la zone non saturée sous-jacente et donc la diminution de la porosité dans ces systèmes. Pour finir, les eaux peu traitées sont également riches en matières organiques, ce qui favorise le développement bactérien. Un tel développement est susceptible de diminuer la porosité, notamment à travers la formation de biofilms.

Pour éviter ou plutôt ralentir ce processus de colmatage, plusieurs solutions peuvent être utilisées en fonction du cas d'application (Le Coustumer 2008). La première solution repose principalement sur le prétraitement de l'eau à infiltrer. Pour ce faire, plusieurs techniques peuvent être envisagées tels que la présence de bassin de décantation ou de filtres à sables en amont du bassin d'infiltration ou la modification des propriétés chimiques de l'eau de recharge via l'ajout de différents composés chimiques, principalement inorganiques. La seconde solution consiste en un fonctionnement par alternance des bassins d'infiltration, suivant des cycles de « mise en eau-assèchement », afin de permettre la décompaction du fond du bassin et/ou son entretien.

Les méthodes d'injection directe

Les ouvrages d'injection directe sont réalisés principalement afin de répondre à deux objectifs : (i) recharger des nappes captives (ou semi-captives) et/ou (ii) créer des barrières hydrauliques. Leur utilisation peut être également préférée lorsque peu d'espace est disponible car leur emprise au sol, quelques dizaines de mètres carrés, est faible comparée à celles des bassins d'infiltration. De plus, leur périmètre de protection est peu étendu.

La mise en place et l'entretien de tels ouvrages sont assez onéreux. De plus, étant donné que l'eau est directement injectée dans l'aquifère, un traitement assez poussé (au moins jusqu'au traitement tertiaire) de celle-ci est indispensable. D'un point de vue technique, ces forages doivent être réalisés de manière à isoler l'aquifère à recharger. Cela nécessite donc l'installation de crépines placées uniquement à la profondeur de l'aquifère ciblé. L'efficacité de ces crépines est susceptible de diminuer au cours du temps du fait de leur colmatage. Comme dans le cas des bassins évoqués ci-dessus, les différents facteurs influençant le processus de colmatage sont la présence de matières en suspension dans l'eau, les réactions chimiques entre l'eau de recharge et l'aquifère ou encore le développement microbologique (Saint-Pé, 1971). Ces phénomènes peuvent être plus ou moins bien évités selon la technique de recharge appliquée.

A l'heure actuelle, deux techniques d'injection directes sont principalement utilisées : (i) le stockage et reprise différée dans le temps (« Aquifer Storage and Recovery », ASR) et (ii) le stockage et reprise différée dans le temps et l'espace (« Aquifer Storage, Transfer and Recovery », ASTR)

Stockage et reprise différée dans le temps (ASR)

Le principe de l'ASR repose sur l'injection d'eau dans un aquifère puis à sa récupération par pompage à partir du même forage à une date ultérieure (Illustration 4). Cette méthode implique donc une alternance de période d'excès de la ressource en eau et de consommation marquée (Pyne et al., 1995). Ces spécificités de la technique ASR impliquent qu'elle soit généralement mise en œuvre dans le cadre d'aquifères relativement peu vulnérables aux pollutions diffuses et au sein desquels la vitesse de déplacement de l'eau est faible tels que les aquifères captifs ou semi-captifs.

Cette méthode est principalement utilisée pour stocker de l'eau de bonne qualité (parfois potable) de manière saisonnière, sous forme d'une « poche d'eau douce », dans un aquifère contenant de l'eau non potable. La formation de cette « poche » est possible lorsque la différence de composition chimique, notamment salinité, entre l'eau injectée et l'eau de l'aquifère est suffisamment contrastée. Une différence trop forte entre l'eau injectée et l'eau de l'aquifère peut toutefois empêcher la formation de la « poche d'eau douce », en permettant, par exemple, que l'eau douce surnage sur l'eau de l'aquifère. L'eau reprise lors du pompage est ainsi un mélange d'eau de recharge et d'eau native. Des résultats obtenus dans le cadre d'un dispositif ASR en Californie montrent que 82% de l'eau prélevée possédait une concentration en chlore identique à celle de l'eau de recharge dans le cas d'une reprise équivalente à 50% du volume d'eau injecté préalablement. Il est important de préciser que seule une partie de l'eau injectée peut être reprise après un pompage.

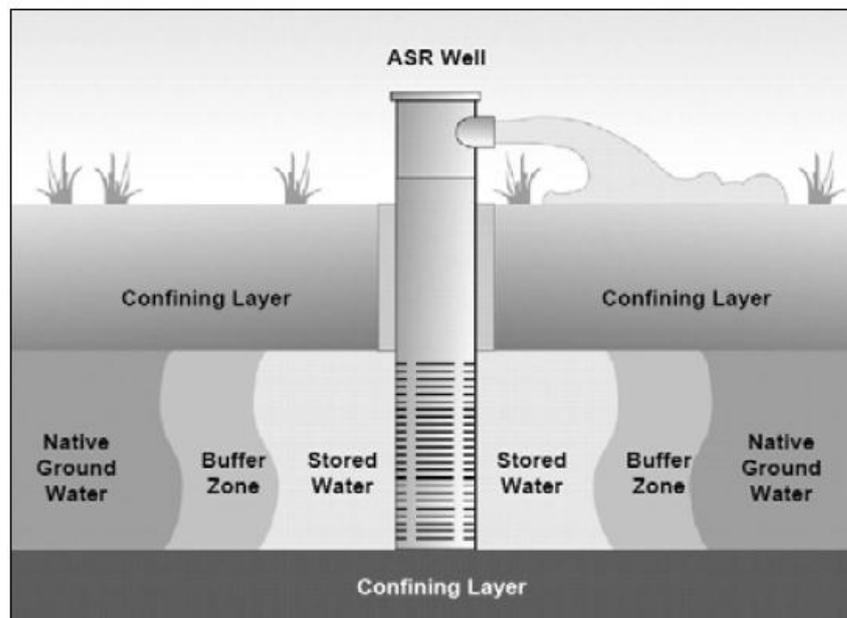


Illustration 4: Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise différée dans le temps (D'après Saint-Jones River Water Management District, 2004, Pyne, 1995)

D'un point de vue technique, l'intérêt de cette méthode est double. Premièrement, elle implique une alternance de phases d'injection et de pompage sur un même ouvrage. Ceci implique une inversion de la circulation d'eau au niveau des crépines et dans l'aquifère situé dans leurs voisinages, réduisant ainsi la vitesse de colmatage. Deuxièmement, l'utilisation d'un même ouvrage d'injection réduit les coûts d'investissement.

Il est important de signaler que plusieurs guides de mises en œuvre de ces dispositifs ASR ont été publiés (Dillon, 2006; Pyne, 1995). Ils proposent la description de sites ASR situés principalement en Australie et aux Etats-Unis ainsi que les risques d'utilisation de cette technique sur la base de la méthode HACCP (Hazard Analysis Critical Control Point).

Stockage et reprise différée dans le temps et l'espace (ASTR)

A la différence de l'ASR, l'ASTR suppose l'injection et la reprise d'eau par un point de prélèvement différent du point d'injection (Illustration 5). Plus précisément, l'eau est injectée à l'aide d'un premier ouvrage, puis est récupérée par pompage dans un second puits, situé à quelques centaines de mètres en aval hydraulique de la nappe rechargée. L'eau injectée circule donc préalablement dans l'aquifère. Les spécificités techniques de ce dispositif impliquent que l'eau de l'aquifère soit de relativement bonne qualité. L'ASTR est ainsi utilisé principalement dans le cadre d'une eau destinée à la consommation humaine.

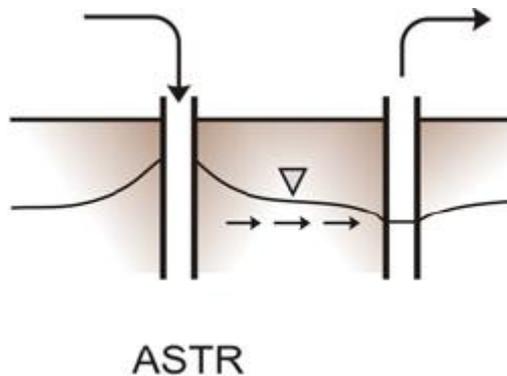


Illustration 5 : Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise différée dans le temps et l'espace (D'après Department Water Affairs and Forestry, Republic of South Africa, Artificial recharge Strategy)

Plusieurs sites de recharge artificielle ont mis en place des dispositifs ASTR. Parmi ceux-ci, deux se distinguent plus particulièrement. Le premier est le site de « Factory 1 » en Californie (Arthur 2002). Dans le cas de ce site, le dispositif ASTR a été mis en place afin de créer une barrière hydraulique dans un aquifère côtier dégradé par l'avancée d'un biseau salé, environ 8 km vers l'intérieur des terres, résultant de prélèvements mal maîtrisés depuis 1956. Ce dispositif consiste en 23 forages d'injection mis en œuvre pour la première fois à partir de 1976. Le volume d'eau injecté quotidiennement à travers ce dispositif est environ égal à 100 000 m³, avec une eau

faiblement minéralisée. Ceci a permis de faire reculer l'avancée du biseau salé et de poursuivre l'exploitation de cet aquifère pour l'AEP. Le second site est celui de Greenfields dans le sud de l'Australie dont l'objectif est de stocker des eaux de pluies dans un aquifère avant de les prélever pour l'AEP. Après avoir été décantées, aérées et partiellement filtrées en raison d'un passage dans une zone humide, les eaux de pluies sont injectées dans des forages puis prélevées après circulation dans l'aquifère. Le choix des sites d'injection et de prélèvement a été déterminé sur la base d'une simulation des mouvements hydriques au sein de l'aquifère.

Recharges artificielles indirectes

La recharge artificielle indirecte (Illustration 6), aussi appelée « la réalimentation artificielle induite » consiste à augmenter le transfert d'eau entre un cours d'eau et une nappe alluviale en mettant en place des sites de pompage à proximité des berges de celui-ci. Plus précisément, une ligne de forage parallèle et proche d'un cours d'eau est mise en place. Les pompages dans les forages induisent un rabattement de la nappe dans l'aquifère et donc une modification des écarts de pression existant entre l'eau dans le cours d'eau et la nappe. Ces pompages entraînent donc une infiltration d'eau de surface via les berges, dans la mesure où celles-ci ne sont pas colmatées et où le débit de pompage est suffisant. Ce dispositif a principalement pour but d'utiliser la capacité géoépuratoire des berges pour filtrer et purifier les eaux de recharge. En raison de la teneur élevée en matières en suspension dans les eaux de surface, un processus de colmatage de ces berges peut se mettre rapidement en place. Afin de pallier cette contrainte, il est préférable de maintenir un débit d'infiltration relativement faible et de prévoir un entretien régulier de ces zones. Ce dispositif est largement utilisé par de grands sites de recharges artificielles situés en France (Croissy-sur Seine, Flins-Aubergenville, Crepieux Charmy), en association ou non avec des bassins d'infiltration.

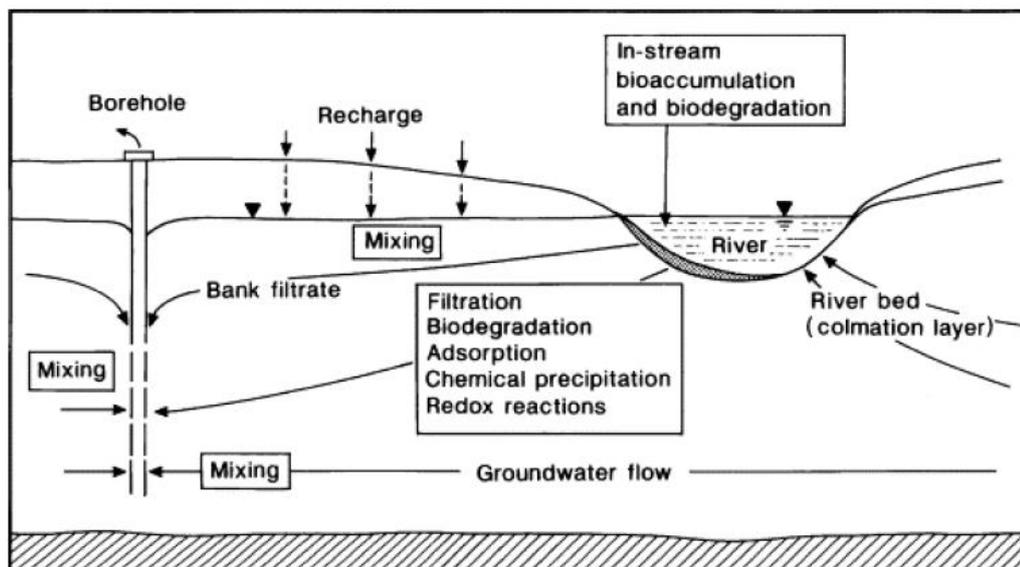


Illustration 6: Schéma simplifié d'un dispositif de recharge artificielle indirecte (Pyne, 1995)

3.2. COMPARAISON DES METHODES

Bassin d'infiltration	
Avantage(s)	Désavantage(s)
Possibilité d'utilisation des différents types d'eaux de recharge	Colmatage d'origine physique, biologique, chimique de la zone d'infiltration
Infiltration de volumes d'eau importants	Processus de colmatage quasi-irréversible
Epuration des eaux de recharge lors de leur filtration à travers la zone non saturée de l'aquifère, ce qui implique une réduction des étapes de prétraitement de ces eaux	Taux d'infiltration variable suivant la technique utilisée
Amélioration de la capacité géo-épuratoire du système via l'ajout de couches de sable et/ou la mise en place de géotextile	Besoin d'une emprise au sol conséquente
Possibilité d'inclusion de végétation augmentant la perméabilité du sol et les propriétés géo-épuratoires du dispositif	Taux d'infiltration diminuant au cours du temps
Coût de mise en place relativement faible	
Facilité d'entretien	
Diversité des sites d'installations en raison du nombre important de nappes alluviales	
Application dans le cas d'AEP	

Illustration 7: Tableau récapitulatif avantages/inconvénients des dispositifs de recharge type bassins d'infiltration.

Injection directe (ASR, ASTR)	
Avantage(s)	Désavantage(s)
Problème de colmatage réversibles et/ou ralenti du fait du cycle pompage injection	Utilisation d'eau de recharge peu dégradées

Mise en place sur un site de taille réduit, facilitant son implantation	Risque de contamination de la nappe (par la nappe sus-jacente ou eaux de surface)
Possibilité d'utiliser des nappes (captives ou semi-captives) profondes et/ou contaminés	Débits d'injection parfois difficile à maintenir
Contrôle du temps de séjour dans la nappe	Présence d'un contraste de salinité entre l'eau de recharge et celle de la nappe
	Temps de stockage limité pour éviter que le mélange des eaux ne soit trop important
	Dans le cas de l'ASTR, pompage et injection dans 2 puits différents donc plus de colmatage

Illustration 8: Tableau récapitulatif avantages/inconvénients des dispositifs de recharge d'injection directe.

Injection indirecte	
Avantage(s)	Désavantage(s)
Possibilité d'utilisation des différents types d'eaux de recharge	Colmatage élevé dans la zone d'infiltration de berge en raison du taux élevée de MES dans les eaux infiltrées
Infiltration de volumes d'eau importants	Processus de colmatage quasi-irréversible
Epuration des eaux de recharge lors de leur filtration à travers la zone non saturée de l'aquifère, ce qui implique une réduction des étapes de prétraitement de ces eaux	Taux d'infiltration souvent limité et temporaires
Coût de mise en place relativement faible	
Facilité d'entretien	

Illustration 9: Tableau récapitulatif avantages/inconvénients des dispositifs de recharge d'injection indirecte.

4. La recharge artificielle : Typologie par origine de l'eau

Comme présenté dans les paragraphes précédents, différents types d'eau peuvent être employés dans le cadre des activités de recharge artificielle des aquifères. Ces types d'eau peuvent être classés en trois grands groupes: (i) les eaux de surfaces principalement utilisées en France pour la recharge artificielle (eaux de rivières ou de fleuves, eaux météoritiques, eaux de rétention de type barrage, eaux de ruissellement...), (ii) les eaux de dessalement (utilisées dans de très rares cas pour la recharge), et (iii) les eaux usées traitées (utilisées dans plusieurs pays, mais pas en France, cf partie 4.4 ci-dessous).

En plus de posséder des origines différentes, ces types d'eau de recharge possèdent des caractéristiques différentes, ce qui implique qu'elles puissent être utilisées de manière préférentielle en fonction de l'objectif et des caractéristiques du dispositif de recharge sélectionné (voir partie 2). Leurs caractéristiques à prendre en compte sont d'ordre technique (origine et mode de transfert vers le dispositif de recharge), quantitatif (volume utilisable, évolution au cours du temps) et qualitatif (chimique et microbiologique). La qualité chimique des eaux de recharge est généralement évaluée sur la base des normes fixées par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF), ce qui implique que les teneurs en nutriments à l'origine des blooms microbiens, les teneurs en métaux traces et la présence de micro-organismes pathogènes soient évaluées. Suivant le type d'eau considéré, des critères supplémentaires de qualité seront considérés tels que la présence de pesticides, de certaines substances organiques émergentes ou d'espèces particulières de pathogènes.

4.1. EAUX DE SURFACE

Dans les pays tempérés, dont la France, où les précipitations compensent correctement les pertes par évaporation, les eaux de surfaces sont généralement abondantes et renouvelables. En conséquence, elles peuvent être utilisées dans le cadre des programmes de recharge artificielle dont l'objectif est principalement quantitatif. C'est souvent l'origine de l'eau utilisée pour la recharge artificielle en France. Ces projets peuvent impliquer des volumes d'eaux de recharge supérieurs à 30 000 m³/j. Les variabilités interannuelles et saisonnières du cycle hydrologique sont essentielles à comprendre pour ce type de projet. Connaître la variabilité interannuelle est essentiel pour estimer correctement le volume d'eau de surface potentiellement utilisable dans le cadre de programme de recharge artificielle. Cela permet de déterminer les volumes d'eau pouvant être mis en jeu dans le cadre de ces pratiques en fonction des années (sèches vs. humides), ce qui est particulièrement important dans le cadre des sites de recharge se situant dans des zones climatiques où la succession de plusieurs années sèches consécutives est possible (bassin Méditerranéen par exemple). Malheureusement, il n'est pas rare que cette analyse se

limite essentiellement au suivi du débit moyen, ce qui ne permet pas d'appréhender avec précision la variabilité du cycle hydrologique. En outre,

la variation saisonnière des ressources en eau de surface est également à prendre en compte. Ainsi, ce type de variation a été enregistré depuis 50 ans dans le cas de la rivière Peace en Floride (dispositif d'ASR, cf partie 3.1.2) Illustration 4. La forte variabilité entre les débits maximum et minimum au cours des années pour un même mois, montre que l'utilisation du débit moyen n'est pas pertinent pour gérer des dispositifs de recharge car il faut tenir compte du débit minimum en dessous duquel le prélèvement du débit de la rivière n'est pas possible. Une évaluation mensuelle de la variabilité de ce type d'eaux de surface est donc essentielle afin de pouvoir les utiliser comme eaux de recharge (Pyne, 2005).

Dans le cas des eaux de surface temporaires, le cycle hydrologique est plus aléatoire et la disponibilité des eaux dépend d'évènements climatiques qui ne se mettent en place que quelques jours ou semaines dans l'année. Il est important de noter que la durée durant laquelle ces évènements climatiques sont susceptibles de se mettre en place peut varier en fonction des années. Historiquement, ce type d'eau de surface n'était que peu utilisé dans le cadre de la recharge artificielle en raison de son caractère transitoire. Récemment des nouveaux dispositifs, notamment d'injection directe, ont été développés afin d'utiliser ce type d'eau. Ces nouveaux dispositifs correspondent principalement aux dispositifs d'ASR développés dans les zones soumises à un climat méditerranéen, semi-désertiques et désertiques.

Les eaux de surface possèdent des propriétés chimiques et microbiologiques qui impliquent que ces eaux de recharge ont en général une qualité supérieure à celles des autres types d'eau de recharge (eaux usées traitées). De ce fait, ces eaux peuvent être utilisées dans le cadre de dispositifs de recharge artificielle n'impliquant pas de phases de géo-épuration telle que les dispositifs d'injection directe ASR ou ASTR. Néanmoins, certaines eaux de surface peuvent posséder des propriétés chimiques et microbiologiques qui limitent leur utilisation dans le cadre des dispositifs de recharge (eaux de ruissellement). Dans le cas des eaux de surface permanentes et temporaires, la principale limite est liée au fait que ces eaux peuvent posséder une concentration en matières en suspension (MeS) élevée. Une eau de recharge à forte teneur en MeS présente trois risques. Le premier risque est d'ordre sanitaire et implique que les MeS fournissent un substrat aux micro-organismes, y compris pathogènes, facilitant ainsi leur développement. De plus, la présence de MeS limite l'efficacité des prétraitements potentiellement appliqués, tels que les traitements au chlore ou aux ultraviolets, pour détruire les micro-organismes présents dans les eaux de recharge. Il est en effet démontré que le maintien d'une teneur élevée en MeS limite considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes. Deuxièmement, la présence de MeS implique des risques techniques en favorisant le colmatage des dispositifs de recharge. Troisièmement, la qualité des eaux de recharge peut être fortement altérée par la présence de MeS car de nombreux contaminants et nutriments peuvent s'adsorber sur leur surface. En conséquence, l'utilisation d'eaux de surface riches en MeS comme eaux de recharge peut induire une pollution des eaux de l'aquifère ciblé.

Similairement aux critères quantitatifs, il est important de souligner que la qualité chimique et microbiologique de ces eaux de surface peut fortement varier en fonction du temps. La capacité d'utilisation de ces eaux de recharge est donc susceptible d'évoluer au cours du temps.

4.2. EAUX DE DESSALEMENT

L'eau de mer ou les eaux saumâtres dessalées, nommées ici eaux de dessalement, est une alternative développée pour la production d'eau potable, d'eau pour l'industrie ou d'eau pour l'agriculture. Ces eaux de dessalement peuvent également être utilisées en recharge artificielle de nappe. Initialement réservées aux pays énergétiquement riches, tels que l'Arabie Saoudite, les Emirats Arabes Unis ou Bahreïn qui produisent de l'eau potable à partir de l'eau de mer, les eaux de dessalement sont de plus en plus utilisées dans le monde grâce à l'amélioration des techniques de dessalement, et donc à la diminution de leur coût de production. Les procédés de dessalement peuvent être regroupés en deux grandes familles : (i) les procédés de distillation (ou d'évaporation) et (ii) les procédés membranaires (Le Guern et al., 2003).

Leur utilisation pour la recharge artificielle reste actuellement très limitée (cas du stockage souterrain pour l'alimentation en eau potable d'Abou Dhabi).

Par comparaison avec les eaux de surfaces, les volumes d'eau de dessalement sont moindres. Concernant les techniques de distillation, les volumes d'eau obtenus semblent compris entre $2000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ à plus de $50000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ (Buros, 1990). Le volume d'eau de dessalement issu des techniques de distillation peut être plus élevé lorsque celles-ci sont couplées entre elles. Il a ainsi été montré qu'un volume d'eau de dessalement égal à $250000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ pouvait être obtenu si des techniques de distillation à multiples effets et des techniques de compression mécanique de vapeur étaient couplées. Les volumes des eaux de dessalement issues des techniques membranaires sont légèrement plus faibles. En raison des volumes relativement faibles produits et de leurs coûts extrêmement élevés, les eaux de dessalement ne sont quasiment jamais utilisées dans le cadre de dispositifs de recharge artificielle dont l'objectif est d'augmenter de manière significatif le volume d'une nappe. Toutefois, la stabilité de la production de l'eau de dessalement peut être un argument dans certains pays arides en faveur de son utilisation comme une source d'eau de recharge secondaire dans le cadre des dispositifs de recharge dont l'objectif est quantitatif.

Les techniques de production des eaux de dessalement donnent à ce type d'eau des propriétés chimiques particulières. La principale est que l'eau de dessalement est très peu minéralisée. Dans le cas des eaux produits par distillation, l'eau a une teneur en sels dissous généralement compris entre 5 et $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. En raison de cette faible teneur en sel, ces eaux ne sont pas conformes aux normes de potabilité. Il est donc nécessaire de reminéraliser ces eaux, jusqu'à ce que leur teneur en sel soit proche de $300 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Cet apport peut être réalisé, par exemple, en mélangeant des eaux de dessalement et des eaux saumâtres, ce qui permet de diminuer les coûts de dessalement en augmentant les volumes de production et de valoriser les eaux saumâtres existantes. Dans le cas des techniques membranaires, les eaux de dessalement produites ont des teneurs en sels plus élevées, de l'ordre de 300 à 400

mg.l⁻¹. Concernant les techniques membranaires de type d'osmose inverse, il est important de préciser que la teneur en sel dans les eaux produites peut être ajustée en fonction de la sélectivité de la membrane. Néanmoins, une sélectivité membranaire de l'ordre de 99% est classiquement considérée, ce qui implique, par exemple, la production d'une eau ayant une teneur en sel égale à 400 mg.l⁻¹ à partir d'une eau de mer ayant une teneur en sel égale à 40 g.l⁻¹ (Maurel, 2001). Des résultats similaires sont obtenus lorsque des eaux saumâtres sont utilisées. Bien que ces eaux présentent une teneur en sel plus élevée, permettant potentiellement leur utilisation directe, ces eaux sont souvent très acides et doivent être neutralisées par l'ajout de base. Après cette étape de neutralisation, ces eaux peuvent être utilisées pour des usages domestiques ou pour des dispositifs de recharge.

4.3. EAUX URBAINES USEES TRAITÉES

A l'heure actuelle, les eaux usées traitées sont utilisées au sein de dispositifs de recharge artificielle dans de nombreux pays. Très répandue dans les pays où la ressource en eau fait le plus défaut, la réutilisation des eaux usées reste limitée en France (une quarantaine de projets développés à titre expérimental pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des golfs et les forêts et prairies, *Illustration 10*) où il n'existe pas de recharge artificielle spécifiquement en place avec de l'eau urbaine traitée. Il est important de souligner qu'en France, l'article 24 du décret n°94-469 du 3 juin 1994 et l'annexe n°86 du rapport du Sénat sur la qualité de l'eau et de l'assainissement (sous la direction de Gérard Micquel, mars 2003) précisent que l'utilisation des eaux usées pour la recharge artificielle des aquifères est prohibé.

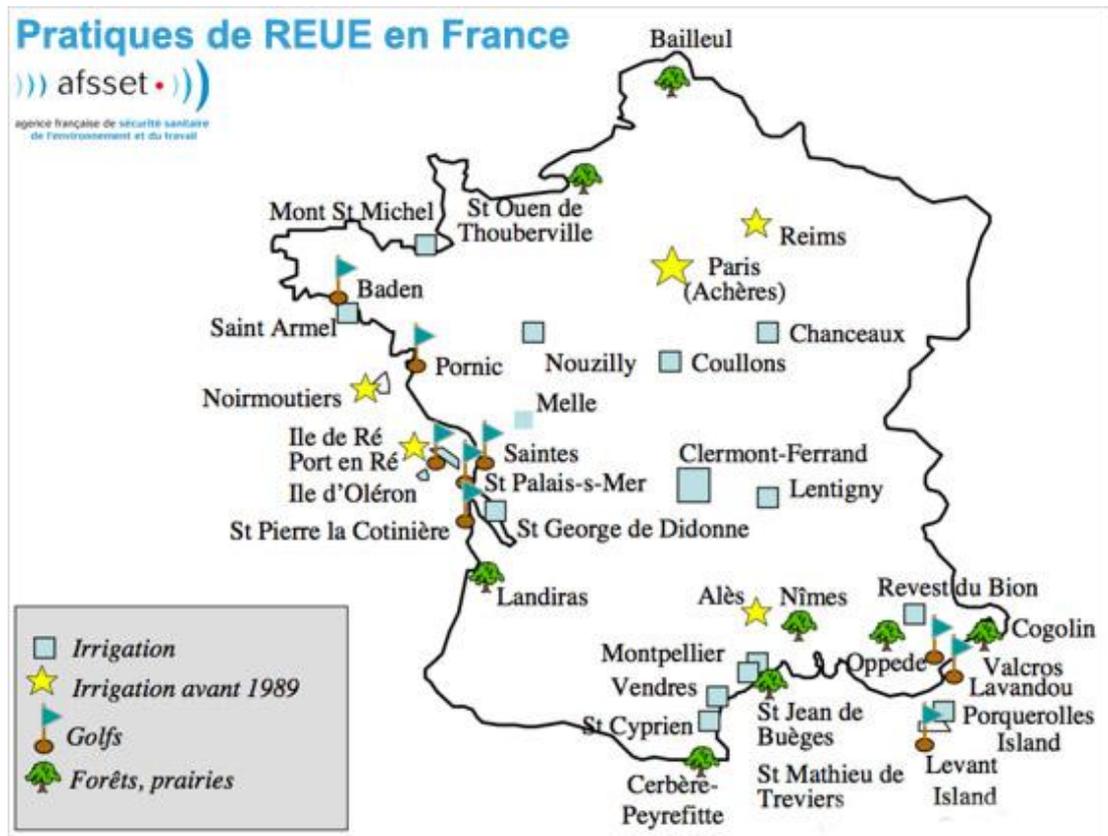


Illustration 10 - Les projets de réutilisation de l'eau usée traitée en France © Afsset 2010

Les volumes d'eaux usées traitées sont légèrement plus élevés que ceux des eaux de dessalement mais restent inférieurs à ceux des eaux de surfaces. Similairement aux eaux de dessalement, la production d'eaux usées traitées est relativement stable au cours du temps. Il est toutefois important de noter que la production d'eaux usées peut augmenter drastiquement lors des périodes touristiques dans les zones de villégiature. De ce fait, les eaux usées traitées sont généralement utilisées dans le cadre de dispositifs de recharge dont l'objectif est d'augmenter de manière significative le volume de la nappe aussi bien que dans ceux dont l'objectif est d'améliorer la qualité de l'aquifère.

Différents types d'eaux usées traitées peuvent être définies suivant la nature des traitements qui leur sont appliqués. Il est possible d'identifier deux grands groupes de traitements : (i) les traitements classiques largement utilisés par les stations d'épuration et (ii) les traitements supplémentaires qui sont généralement appliqués dans les projets de réutilisation des eaux usées traitées dont la recharge artificielle (Faby et Brissaud, 1997).

Les traitements classiques et/ou supplémentaires, lorsqu'ils sont réalisés correctement, sont largement à même d'améliorer les qualités chimique et microbiologique des eaux usées. Par exemple, les traitements primaires et secondaires sont conjointement susceptibles d'éliminer de 50 à 99 % des virus entériques et des bactéries du genre

Salmonella et des bactéries du genre *Giarda*. Si ces traitements classiques sont suivis par un traitement supplémentaire, le taux d'élimination des virus entériques, des bactéries du genre *Salmonella* et *Giarda* est proche de 100% (Asano, 1998). Ces résultats montrent donc que l'abattement des micro-organismes pathogènes au sein des eaux usées traitées est important, ce qui implique que ces eaux présentent une qualité microbiologique élevée, favorisant leur utilisation dans des dispositifs destinés à la production d'eau potable tels que les dispositifs de recharge.

Des résultats similaires sont obtenus dans le cadre de la qualité chimique des eaux usées traitées. L'analyse de 7 métaux traces et métalloïdes (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se) au sein de stations d'épuration urbaines et mixtes (i.e. impliquant la présence d'industries, de quartiers résidentiels et/ou de zones agricoles) situées en Île-de-France (Baumont et al., 2004) montre qu'en moyenne la concentration de ces métaux traces reste en dessous des normes fixées par la législation française (arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation) excepté dans le cas du Ni et du Pb dont les teneurs sont en moyenne légèrement plus élevées que les limites de qualité. Par exemple, les teneurs en Pb en sortie des stations d'épuration considérées peuvent atteindre jusqu'à $11 \mu\text{g.l}^{-1}$ alors que la limite de qualité est de $10 \mu\text{g.l}^{-1}$. L'exemple du Ni, montre que ce contaminant trace a une teneur pouvant atteindre une valeur maximum égale à $35 \mu\text{g.l}^{-1}$, qui est supérieure de $15 \mu\text{g.l}^{-1}$ à la limite de qualité. Les eaux de recharge présentent donc des teneurs en métaux traces et métalloïdes compatibles l'utilisation au sein de dispositifs de recharge pour la plupart des métaux. Les qualités chimique et microbiologique des eaux usées traitées peuvent encore être améliorées lorsque ces eaux sont employées dans des dispositifs de recharge impliquant une infiltration des eaux. En effet, la contamination des eaux par les métaux traces et les micro-organismes est encore réduite car ces dispositifs impliquent généralement l'immobilisation de ces contaminants dans la zone non saturée.

Cas particulier des eaux industrielles traitées

Les eaux usées industrielles proviennent des usines, ateliers de fabrication et des établissements agricoles. L'évacuation de ces eaux est soumise à une étude particulière et un traitement préalable est nécessaire dans la plupart des cas. Ces eaux peuvent contenir des composés organiques facilement dégradables, mais parfois aussi des substances difficilement dégradables telles que des composés organo-halogénés ou métaux lourds. Comparativement aux eaux urbaines usées traitées, les eaux usées industrielles, plus chargées en contaminants spécifiques (molécules organiques, métaux traces et molécules émergentes) sont a priori peu utilisées dans le cadre de dispositif de recharge artificielle. En effet, les entreprises possèdent souvent leur propre station d'épuration afin de traiter les effluents spécifiques issus de procédés industriels, ce qui implique que ces eaux ne soient pas systématiquement réinsérées dans le réseau collectif, limitant ainsi leur utilisation. Toutefois, l'utilisation de ces eaux dans le cadre de dispositifs de recharge artificielle est possible, sous réserve de la mise en place d'un système d'acheminement jusqu'au site de recharge artificielle et sous réserve d'un examen particulier de leur qualité chimique.

4.4. RETOURS D'EXPERIENCES

L'actualisation du rapport de Wuilleumier et Seguin (2008) et l'analyse des différents dispositifs de recharge en activité en France indiquent que la quasi-totalité de ces dispositifs emploient des eaux de surface (44 sites sur les 46 recensés comme le montre les annexes 2 à 13) en raison de l'abondance de cette ressource en France. En effet, les eaux de surface sont abondantes dans les pays tempérés dans lesquels les précipitations compensent correctement les pertes (évapotranspiration, décharge en mer). Cette prédominance des eaux de surface peut également être expliquée pour trois autres raisons. Premièrement, les eaux de surface peuvent être utilisées dans le cadre de dispositifs de recharge dont l'objectif est quantitatif et/ou qualitatif en raison, d'une part, de l'abondance de ces eaux dans la plupart des régions françaises et de la qualité chimique et microbiologique correcte de ces eaux même en absence de prétraitement. Deuxièmement, les eaux de surface peuvent être employées dans le cadre de différents dispositifs de recharge artificielle existants allant des techniques d'infiltration (bassins d'infiltration, injection indirecte jusqu'aux techniques d'injection directe (ASR, ASTR). Troisièmement, le cadre législatif permettant l'utilisation des eaux de surfaces au sein de dispositifs de recharge est déjà établi. Pour finir, il est important de souligner que certains projets de recharge existent dans les Départements et Régions d'Outre-Mer (DROM). Par exemple, des dispositifs de recharge artificielle impliquant l'utilisation d'eaux usées traitées a été envisagée à la Réunion. L'utilisation d'eau de dessalement au sein d'un dispositif de recharge artificielle est à l'étude à Mayotte.

Dans le monde, les sites de recharge artificielle sont généralement implantés dans des régions caractérisées par des pénuries de la ressource en eau en raison du fait que les précipitations sont inférieures aux pertes par évaporation et/ou décharges en mer. De ce fait, l'utilisation de type d'eau autre que les eaux de surfaces est généralement sélectionnée. Ces deux types d'eau sont employés au sein de dispositifs de recharge artificielle dont les objectifs sont d'accroître la masse de la nappe et/ou d'améliorer la qualité chimique et microbiologique de l'eau. Les eaux de dessalement sont utilisées majoritairement dans les pays énergétiquement riches, tels que l'Arabie Saoudite, les Emirats Arabes Unis ou Bahreïn (Le Guern, 2003). Les eaux usées traitées sont utilisées dans de nombreux pays. Cette technique est ainsi très développée aux Etats-Unis, en Australie, en Israël, en Turquie, à Chypre et en Chine et dans plusieurs pays européens tels que l'Espagne ou l'Italie. Ces deux derniers pays sont ceux dans lesquels la réutilisation des eaux usées traitées se développe le plus rapidement, soit sous la forme de réalisations nouvelles soit par la mise en conformité de pratiques anciennes largement répandues tels que des techniques d'infiltration indirectes utilisant des eaux usées non traitées. Israël, Turquie et Chypre développent des politiques nationales de réutilisation des eaux usées traitées. Ces eaux usées sont utilisées dans le cadre de dispositifs de recharge visant à restaurer la qualité des aquifères (Bouwer, 2002).

Dans de nombreux pays (Etats-Unis, Israël, Turquie, Italie, Espagne, Pays-Bas, voir Annexe 15, Annexe 16, Annexe 17, Annexe 18), l'emploi des eaux usées traitées est combiné à celui d'autres types d'eau de recharge. Par exemple, le dispositif de recharge installé dans la région de Phoenix (Texas, Etats-Unis) implique l'utilisation

d'eaux de surfaces (eaux des rivières Salt et Verde, d'eaux souterraines, des eaux de la rivière Colorado, d'eaux de ruissellement, des eaux agricoles résiduelles), en plus des eaux usées traitées. Les eaux des rivières Colorado, Salt et Verde sont très dépendantes des conditions climatiques, la proportion de ces eaux utilisée dans le dispositif de recharge est donc susceptible de varier fortement au cours du temps. Il est également important de préciser que les volumes d'eau de la rivière Colorado qui peut être prélevés dépendent des priorités allouées aux différents états traversés par la rivière Colorado.

5. Contraintes hydrogéologiques et réglementaires à la recharge artificielle

Les chapitres précédents ont présenté une typologie des objectifs de la recharge artificielle, des dispositifs de recharge et des types d'eau qui pouvaient être utilisés. Ce chapitre s'intéresse à la faisabilité d'un projet de recharge artificielle, et en particulier aux conditions hydrologiques et hydrogéologiques indispensables à sa réussite. Le premier de ces facteurs est l'existence d'une ressource d'eau adéquate pour fournir l'eau de recharge (cours naturel d'eau, période de crue d'une rivière, station de traitement des eaux usées ou des effluents industriels, station de désalinisation de l'eau de mer ou de l'eau saumâtre) capable de fournir les volumes d'eau de recharge durant la durée de vie d'un projet estimée généralement à 20 ans (Daher 2011) (quantité et qualité d'eau en adéquation avec le dispositif de recharge et l'objectif du projet). Ce facteur est discuté en partie dans le chapitre 4. Le deuxième facteur concerne la présence de formations géologiques aptes à favoriser un stockage dont les principales contraintes de nature hydrogéologique sont rappelées dans cette partie.

Enfin les contraintes réglementaires existantes ou en cours de préparation sont présentées en fin de chapitre, avec un zoom sur la question de l'utilisation des eaux usées traitées, dont la réglementation n'est pas finalisée.

5.1. CONTRAINTES ASSOCIEES A LA NATURE DE L'AQUIFERE

Les dispositifs de recharge artificielle, par filtration ou par injection directe, sont principalement mis en place dans le cas d'aquifères des milieux dits « continus » mais peuvent néanmoins s'appliquer dans le cas d'aquifères karstiques ou d'aquifères de socle fracturé. Afin de pouvoir bénéficier d'une recharge artificielle efficace, les aquifères des milieux dits « continus » doivent posséder trois caractéristiques, quel que soit le dispositif de recharge utilisée :

1. une perméabilité suffisamment élevée pour permettre l'écoulement de l'eau injectée.
2. un coefficient d'emmagasinement important afin de pouvoir offrir une capacité de stockage conséquente.
3. un temps de résidence de l'eau suffisamment long afin que l'augmentation de réserve de la nappe induit par la recharge soit compatible avec le délai de reprise d'eau souhaité. L'effet de l'injection ne doit pas se propager rapidement jusqu'à une limite d'émergence de la nappe, entraînant une augmentation du débit sortant. Cette condition dépend de la diffusivité de l'aquifère (D), rapport de la transmissivité (T) sur l'emmagasinement (S). Plus précisément, plus le rapport T/S est grand, plus l'effet de l'injection se dissipera rapidement.

Deux paramètres doivent être considérés dans une opération d'alimentation artificielle :

- Le transfert de la masse d'eau injectée qui est fonction de la transmissivité et du gradient hydraulique. La transmissivité étant la capacité qu'aura un aquifère à permettre l'écoulement horizontal de l'eau sur toute son épaisseur.
- Le transfert des pressions à partir du point d'injection qui est fonction de la diffusivité de la formation aquifère. La diffusivité étant la vitesse de réaction d'un aquifère lors d'une perturbation (injection d'eau dans notre cas). Elle est égale au rapport de la transmissivité par le coefficient d'emménagement. Une valeur élevée de la diffusivité caractérise un transfert de pression qui induit un écoulement facile et rapide.

Par conséquent, si la diffusivité est très importante, l'effet de la recharge sur les écoulements vers les exutoires risque d'être trop rapide. Le maintien de l'élévation du niveau de la nappe (ou de la pression) est plus important que la conservation de la masse d'eau elle-même. La diffusivité doit être telle que le stockage soit important et que l'écoulement soit lent. Idéalement, cela correspond à une anisotropie du milieu marquée par une forte conductivité hydraulique verticale et une conductivité hydraulique horizontale modérée.

L'hétérogénéité de l'aquifère doit être caractérisée pour identifier les zones de transmissivités lentes et rapides. Ces différentes valeurs de transmissivité ont un impact sur les valeurs de diffusivité et donc sur le taux de restitution de l'eau injectée et / ou le degré d'épuration que l'aquifère peut offrir.

En résumé, pour que les capacités de stockage dans un aquifère de milieu dit « continu » soient optimales, la diffusivité de l'aquifère ciblée doit être plutôt faible. Un bon coefficient d'emménagement et une perméabilité suffisamment élevée sont indispensables. L'optimisation de ces paramètres, variables d'un site à l'autre et interdépendants, s'apprécie par une modélisation hydrogéologique dédiée (Daher W. 2011). Ces conditions peuvent être rencontrées dans les formations aquifères à porosité d'interstices (formation sableuses, gréseuses, alluvionnaires, ...) ou à double porosité (d'interstice et de fissures comme la craie).

En France, les aquifères rechargés sont tous des aquifères de milieux dits « continus » (cf. annexes 2 à 13). Plus précisément, la majorité de ces aquifères sont des aquifères alluvionnaires (44 sur les 46 sites recensés en activités). Les deux sites de recharge (Ferin-Dechy et Avesnes-le-sec, Nord) qui ne sont pas implantés sur un aquifère alluvionnaire utilisent un système à double porosité. Cet aquifère correspond à la partie supérieure, fracturée de la nappe alluviale de la Craie. L'ensemble des aquifères rechargés en France sont donc en connexion avec une nappe alluviale.

Dans les cas où la recharge artificielle est abordée comme un stockage d'eau temporaire, l'utilisation d'aquifères karstiques semble peu pertinente. En effet, l'eau injectée serait évacuée trop rapidement par les chemins préférentiels souterrains. Ce type d'aquifère peut néanmoins offrir des possibilités intéressantes en matière de gestion active d'un hydrosystème (par exemple, régulation d'écoulements). Un des exemples les plus cités est celui de l'aquifère de la source du Lez situé aux environs

de Montpellier. Le réservoir karstique est exploité dans un but d'AEP et une partie est restituée à la source pour soutenir son débit d'étiage (Daher W. 2011).

Les aquifères discontinus de socle se prêtent moins à une réalimentation artificielle car, d'une part, la capacité de stockage dans la partie fracturée est généralement insuffisante, et d'autre part, l'épaisseur de la frange altérée est en général trop faible dans la partie superficielle. Quelques exemples de réalimentation locale au sein d'aquifères discontinus de socle existent néanmoins en Inde.

5.2. CONTRAINTES ASSOCIEES A LA CAPACITE GEO-EPURATOIRE DU SOL ET DU SOUS-SOL

Différents phénomènes naturels contribuent à l'amélioration et parfois aussi à la détérioration de la qualité de l'eau de recharge injectée dans le sol. Afin de bénéficier d'une épuration de l'eau lors de sa percolation dans la zone non saturée en tirant profit de la capacité réactive et de géo-épuration de cette zone, il faut s'assurer que la zone non saturée entre la surface et l'aquifère ne possède pas de zones polluées mais qu'elle peut, à l'inverse, déclencher des réactions géochimiques d'épuration de certains polluants résiduels selon la qualité des eaux introduites. La maîtrise des réactions géochimiques et des mécanismes de transfert de masse (et parfois de chaleur) permet une meilleure anticipation des tendances au colmatage et aux difficultés d'injection ainsi que l'amélioration de la qualité de l'eau.

Le concept de géo-épuration est basé sur les principes du transport réactif à travers le continuum zone non saturée-zone saturée en eau sollicité lors des pratiques de recharge artificielle des nappes d'eau souterraine. L'illustration 11 montre le fonctionnement de ce continuum (d'après Muller et al., 2008) en comparant les phénomènes physico-chimiques principaux qui interviennent lorsque le sol est « non perturbé » (colonne de gauche) ou lorsqu'il est « perturbé » (colonne de droite) par des activités agricoles ou des activités de recharge artificielle. La comparaison de ces deux systèmes est le point de départ nécessaire à l'élaboration d'un modèle numérique susceptible de simuler le processus de recharge artificielle. Dans le cas d'un système où le sol est « non perturbé », le transfert de l'eau du sol → zone vadose (ou zone non saturée) → frange capillaire → aquifère en fonctionnement normal déclenche généralement peu de réactions géochimiques ou du moins ces réactions ont suffisamment agit dans le temps pour que le continuum soit dans un état stationnaire. En revanche, la colonne de droite « perturbée » montre que les pratiques agricoles et surtout la mise en œuvre de la recharge artificielle déclenchent une série de réactions géochimiques et biogéochimiques complexes et interdépendants (produits initiaux, métabolites, gaz, minéraux précipités, etc.).

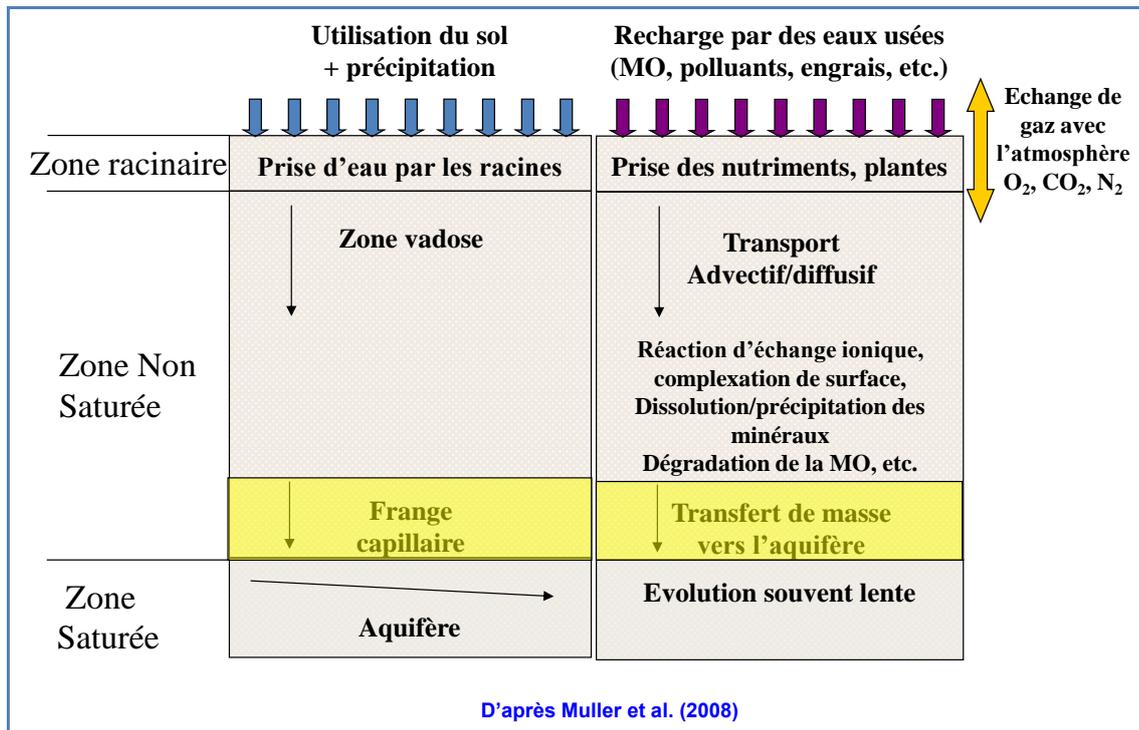


Illustration 11 : Recharge artificielle des aquifères profonds et transfert de masse entre zones (atmosphère – sols – zone vadose (ZNS) – aquifères).

Par ailleurs, l'introduction de la matière organique correspond généralement à un apport d'énergie pour les microorganismes. De plus, les polluants de différentes natures apportés par les eaux d'infiltration peuvent perturber les réactions géochimiques dans le sol et surtout la zone non saturée. Ces deux types de processus peuvent fortement altérer les propriétés pétrophysiques de la zone non saturée et de l'aquifère. Il est donc nécessaire de les maîtriser et de les anticiper. Pour ce faire, il est nécessaire de modéliser de façon interprétative (mise en évidence des processus majeurs) et prédictive (pour une exploitation opérationnelle) l'ensemble de ces processus réactifs.

La perméabilité d'un sol et d'un sous-sol dépend de sa texture et de sa structure. Une perméabilité inférieure à 10 mm/h (voire 15) ou supérieure à 500 réduit fortement l'efficacité opérationnelle du pouvoir géo-épurateur d'un sol en place. A une bonne perméabilité du sol doit s'ajouter un pouvoir filtrant efficace. Plus les pores sont fins, plus la filtration est efficace. Cependant, la filtration entraîne l'accumulation de matière à la surface et dans les pores du sol, provoquant un colmatage avec diminution des capacités d'absorption par apparition d'une résistance à l'écoulement. Il y a un rapport inverse entre les capacités d'absorption d'un sol et ses capacités de filtration. Les sols bruns (sans accumulation de matière organique) et les andosols (en fonction de leur degré de podzolisation) peuvent être aptes à oxyder et minéraliser un effluent.

Lorsque le dispositif de recharge artificielle favorise les échanges entre l'eau et l'assemblage minéralogique du sol et du sous-sol, le flux percolant, enrichi en divers

éléments tels que les nitrates, phosphates, matières en suspensions, éléments traces et micro polluants, est partiellement épuré de manière naturelle au cours de son transfert par la zone non saturée (Ollivier et al., 2013), ce qui permet également d'éliminer certains agents pathogènes. Cependant, il peut y avoir un colmatage de la partie superficielle de la zone non saturée. Si les niveaux de remontée maximale de la nappe se situent à moins de 1,5 m de profondeur, les risques de pollution directe de la nappe peuvent être importants. Il faut également s'assurer que les volumes d'eau usées traitées valorisés sur les parcelles d'irrigation n'entraînent pas une diminution notable de l'épaisseur de la ZNS.

5.3. CONTRAINTES ASSOCIEES A LA CAPACITE DE STOCKAGE

Compte tenu des investissements mobiliers et immobiliers associés à la mise en œuvre d'un dispositif opérationnel de recharge artificielle, les contraintes liées aux volumes mis en jeu sont prépondérantes : comment savoir par rapport aux volumes envisagés si un site est intéressant ? Qu'il s'agisse d'une méthode de recharge par infiltration à partir de la surface ou d'une méthode de recharge directement dans l'aquifère par injection, il faut :

- que l'eau injectée puisse s'écouler dans l'aquifère, ce qui suppose une bonne perméabilité. C'est le paramètre prépondérant dans le cas de fort débit à injecter.
- une épaisseur de ZNS suffisante, pour éviter la saturation dans le cas de recharge par infiltration et un volume disponible de stockage suffisant,
- que l'aquifère offre une capacité de stockage suffisante, condition qui suppose un bon coefficient d'emménagement. L'extension de l'aquifère, son coefficient d'emménagement et la hauteur de stockage disponible (profondeur de la ZNS) représentent des paramètres structurants dans le cas de volumes importants à stocker.

Par ailleurs l'estimation de la ressource en eau souterraine renouvelable est indispensable pour les réflexions sur l'implantation de dispositifs de recharge artificielle. Cette estimation passe par une bonne connaissance de la recharge naturelle, élément clé du bilan hydrologique des nappes, mais qui reste un problème complexe dépendant de nombreux facteurs tels que la météorologie, le type de sol, de végétation, les caractéristiques géomorphologiques et les propriétés hydrodynamiques du sous-sol. Si des méthodes existent pour caractériser la recharge (L'Indice de Développement et Persistance des Réseaux, IDPR, Mardhel et al, 2004, par exemple), toutes n'ont pas la même efficacité en fonction du type d'aquifère considéré. Par ailleurs, les changements climatiques vont affecter les flux de recharge vers les nappes (Ramon Raposo et al., 2013) : l'augmentation de la température (et donc de la demande évaporatoire de l'atmosphère), couplée au maintien ou la diminution de la pluviométrie projetés par les scénarios climatiques actuellement disponibles (Terray et Boé, 2013), risquent de provoquer une diminution des flux de recharge vers les nappes.. Un travail de modélisation couplant climat et hydrogéologie à l'échelle des grands bassins hydrographiques, en estimant le coefficient d'infiltration, la recharge et l'incertitude associée aux méthodes pour la calculer, permettrait de lever le verrou

technologique de l'accès à la capacité d'emmagasinement d'un bassin versant. L'objectif à terme est de pouvoir utiliser des scénarios climatiques pour simuler l'impact du climat futur sur la recharge des aquifères étudiés à l'horizon 2050 et tenter de fournir une cartographie de l'estimation de la ressource en eau souterraine renouvelable future, indispensable pour les réflexions sur les stratégies d'adaptation à l'échelle du bassin et l'implantation de dispositifs de recharge artificielle.

5.4. CONTRAINTES DE PROTECTION DES CAPTAGES

Des forages utilisés pour l'alimentation en eau potable peuvent être localisés en aval du secteur visé pour la recharge artificielle via des eaux de qualité dégradée. Il est donc fondamental de s'assurer de l'innocuité sanitaire et environnementale de la recharge artificielle induite par l'apport d'eau à la parcelle et son transfert à la nappe via la ZNS (Illustration 12).

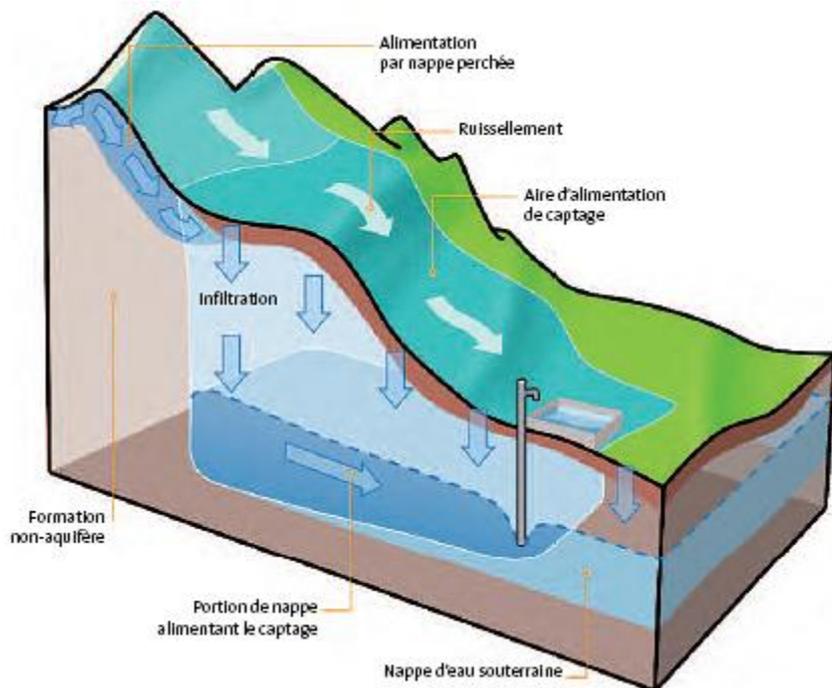


Illustration 12 : Prévention des risques de pollution à l'échelle de l'aire d'alimentation du captage (Vernoux et al., 2010)

L'outil réglementaire «périmètre de protection» est, dans la majorité des contextes hydrogéologiques, mal adapté à la prévention des pollutions. Face à cela, des actions complémentaires ont été mises en œuvre sur les périmètres de protection. Ces actions doivent désormais être envisagées à l'échelle de l'aire d'alimentation de captage, qui est l'unité spatiale la plus pertinente pour lutter contre les pollutions diffuses (Vernoux et al., 2010). Si cette aire d'alimentation comprend un dispositif de recharge artificielle, les contraintes sur la qualité de l'eau infiltrée deviennent plus fortes.

5.5. CONTRAINTES REGLEMENTAIRES (EN APPLICATION OU EN ELABORATION)

En France, la réglementation concernant la recharge artificielle des nappes repose sur la réglementation relative aux installations, ouvrages, travaux et activités soumis à autorisation ou à déclaration en application des articles L. 214-1 à L. 214-6 du code de l'environnement. Elle est également concernée par les textes de transposition de la directive cadre sur l'eau (DCE) et sa directive fille sur les eaux souterraines et notamment l'arrêté du 17 juillet 2009 modifié concerne la prévention et la limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

L'un des objectifs environnementaux pour les eaux souterraines inscrits dans la DCE et repris dans la réglementation française est la prévention et la limitation de l'introduction de polluants dans les eaux souterraines définis respectivement au point IV.4 de l'article L.212-1 du code de l'environnement et à l'article R212-9-1 du code de l'environnement. Par ailleurs, l'utilisation des eaux usées traitées (pour l'irrigation dans un premier temps) fait l'objet de réflexions spécifiques décrites ci-dessous, cette réglementation aura une répercussion sur l'utilisation de ce type d'eau pour la recharge artificielle.

Obligation d'autorisation préalable

L'Art. R 214-1 du Code de l'environnement fixe la nomenclature dans le domaine de l'eau³. La recharge artificielle est visée à la rubrique 2.3.2.0⁴ et est donc soumise à une obligation d'autorisation préalable⁵, ce qui est visé comme une « mesure de base » de la directive cadre sur l'eau (point 2.f de l'article 11). Ce même point de la DCE précise que « l'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine, à condition que l'utilisation de la source ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux fixés pour la source ou pour la masse d'eau souterraine rechargée ou augmentée. Ces contrôles sont périodiquement revus et, le cas échéant, mis à jour ». En l'absence d'arrêté ministériel de prescriptions générales relative à cette rubrique à ce jour, cette contrainte est intégrée lors de l'instruction de la demande d'autorisation, visée aux articles R 214-1 à 31 du Code de l'environnement⁶. Une étude d'impact est également nécessaire (14°b) de l'annexe à l'article R.122-2).

La réutilisation des eaux usées

La réutilisation des eaux usées doit être encadrée par un régime juridique strict qui permet d'assurer la protection de la ressource.

³ Création de la nomenclature eau par le décret n°93-742 modifié par le décret n°2006-881, tous deux abrogés et codifiés dans l'article R. 214-1 du code de l'environnement

⁴ Le titre correspondant à cette rubrique est donc bien « rejet ».

⁵ A noter que l'ancienne rubrique de la recharge artificielle de nappe était 1.3.0

⁶ Voir notamment le Schéma du CPEN, n°97 p 2447

Le décret du 3 juin 1994 et son article 24 codifié à l'article R. 211-23 du code de l'environnement, a introduit la possibilité de réutiliser les eaux usées épurées à des fins agronomiques ou agricoles, par arrosage ou par irrigation «sous réserve que leurs caractéristiques et leurs modalités d'emploi soient compatibles avec les exigences de protection de la santé publique et de l'environnement. »⁷

Il a toutefois fallu attendre 2010 et la publication de l'arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts pour que ce dispositif soit réglementairement encadré. **La recharge artificielle n'est pas directement concernée par les dispositions prévues dans cet arrêté.** Cependant, l'arrêté du 2 août 2010 peut donner des idées sur ce qui pourrait être acceptable.

Dans cet arrêté, quatre niveaux de qualité sanitaire des eaux usées traitées (A, B, C et D) sont définis comme présenté sur l'illustration 13. Ils sont utilisés pour définir les contraintes d'usage (type de culture à irriguer), de terrain et de distances minimales à respecter entre l'irrigation par des eaux usées traitées et les activités à protéger (plan d'eau, baignade, pisciculture, etc).

Paramètres	Niveau de qualité sanitaire des eaux usées traitées			
	A	B	C	D
Matières en suspension (mg/l)	15			
Demande chimique en oxygène (mg/l)	60	Conforme à la réglementation des rejets d'eaux usées traitées pour l'exutoire de la station hors période d'irrigation		
Entérocoques fécaux (abattement en log)*	4	3	2	2
Phages ARN F-spécifiques (abattement en log)*	4	3	2	2
Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices (abattement en log)	4	3	2	2
Escherichia coli (UFC/100 ml)	250	10 000	100 000	—

*Les abattements sont mesurés entre l'eau entrant dans la station d'épuration et l'eau usée traitée sortant de la station d'épuration ou de la filière de traitement complémentaire, le cas échéant

Illustration 13 : Niveau de qualité sanitaire des eaux usées traitées servant de base pour définir les contraintes sur les cultures à irriguer, sur le terrain et sur la distance minimale à des activités à protéger dans le cas de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation (annexe de l'arrêté du 2 août 2010)

⁷ L'arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts encadre ce dispositif.

La possibilité d'infiltration dans le sol des eaux usées épurées est également évoquée dans l'article 10 de l'arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées admet :

« Dans le cas où le rejet des effluents traités dans les eaux superficielles n'est pas possible, les effluents traités peuvent être soit éliminés par infiltration dans le sol, si le sol est apte à ce mode d'élimination, soit réutilisés pour l'arrosage des espaces verts ou l'irrigation des cultures

Si les effluents traités sont infiltrés, l'aptitude des sols à l'infiltration est établie par une étude hydrogéologique [...]». Cet article ne vise clairement pas la recharge artificielle de nappe.

L'Union européenne semble aujourd'hui vouloir donner un élan à l'usage de la recharge artificielle à l'heure où des questions se posent sur la pérennité de la ressource en eau. Récemment, le « plan d'action pour la sauvegarde des ressources en eau de l'Europe » a souligné la nécessité d'encourager la réutilisation de l'eau tout en assurant la protection de la santé publique et de l'environnement (COM(2012) 673).

Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (Afssa) sur l'utilisation des eaux usées traitées

La réutilisation d'eaux usées pour de la recharge artificielle doit être encadrée réglementairement, afin de prévenir les risques sanitaires liés à cette pratique puisque les eaux résiduaires urbaines même traitées contiennent divers microorganismes pathogènes, éléments organiques et minéraux toxiques. La réglementation doit non seulement permettre de protéger les personnes manipulant les récoltes et celles consommant les produits irrigués ou arrosés par des eaux usées traitées mais également les professionnels de l'irrigation et le public fréquentant les espaces verts irrigués ou arrosés par des eaux usées traitées et les personnes vivant à proximité. En juillet 1991, la section des eaux du Conseil supérieur d'hygiène public de France (CSHPF) a émis des prescriptions sanitaires et techniques applicables aux installations utilisant après épuration des eaux usées à des fins d'arrosage ou d'irrigation (CSHPF, 1991).

Ces recommandations peuvent être divisées en deux axes complémentaires : (i) la protection des ressources en eau et (ii) la sécurité sanitaire. Cet avis favorable est toutefois émis sous réserve des certaines consignes concernant les points suivants : (i) la protection des ressources en eau souterraine et superficielle, (ii) la restriction des usages en fonction de la qualité des effluents épurés, (iii) le réseau de canalisation d'eaux usées épurées, (iv) la qualité chimique des effluents épurés, (v) le contrôle des règles d'hygiène applicables aux installations d'épuration et d'irrigation et (vi) la formation des exploitants et des contrôleurs. Pour le premier point, les recommandations du CSHPF s'appuient sur le décret n° 73-218 du 23 février 1973 pris en application de la loi n° 64-125 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux. Ceci implique donc la réalisation d'une étude devant caractériser plusieurs caractéristiques du site d'utilisation des eaux usées, notamment les critères topographique, géologique, pédologique, climatique, etc.

En 2001, ces recommandations ont été actualisées et un projet d'arrêté a été rédigé puis transmis à l'Agence française de sécurité sanitaire de l'alimentation (Afssa) pour avis. Le 1er décembre 2008, l'Afssa a rendu son avis et y a défini des contraintes d'usage, de distance et de terrain, en fonction du niveau de qualité sanitaire des eaux usées traitées. Ce document, relatif à la SAISINE N°2001-SA-0075 : « *Avis relatif à un projet d'arrêté fixant les prescriptions techniques, les modalités de mise en œuvre et de surveillance applicables à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires des collectivités territoriales pour l'arrosage ou l'irrigation de cultures ou d'espaces verts* », rassemble les éléments les plus récents de la réglementation française en la matière.

En 2009, l'ANSES, institut issue de la fusion de l'afssa et de Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Afsset), a été saisie le 7 août 2009 par le Directeur général de la santé du ministère chargé de la santé et la Directrice de l'eau et de la biodiversité du ministère chargé de l'écologie, d'une demande d'évaluation des risques sanitaires liés à l'aspersion des eaux usées traitées (EUT) (Saisine n° 2009-SA-0329). Les résultats de cette saisine n°2009-SA-0329 ont été publiés en 2012.

Enfin, en 2013, l'ANSES a rassemblé un nouveau groupe d'experts afin de travailler sur l'évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraines. Un rapport est attendu pour 2015.

Evolution des principes directeurs de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) concernant l'utilisation des eaux usées

A l'occasion de la semaine mondiale de l'eau à Stockholm (août 2009) une séance spécialisée a permis de faire l'état des lieux en ce qui concerne l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture et en aquaculture, de discuter des questions émergentes et, tout particulièrement, d'évaluer l'incidence sur le terrain des principes directeurs de l'OMS et de déterminer comment renforcer cette incidence (Bos et al., 2009). Il en est ressorti que les eaux usées serviront de plus en plus à l'irrigation et que l'utilisation sans risque de ces eaux posera un défi de plus en plus grand au cours des années à venir, puisque deux grands facteurs (la pollution de l'eau, qui entraîne une utilisation non planifiée, et la rareté de l'eau, qui entraîne une utilisation planifiée) vont tous deux en s'intensifiant.

L'édition 2006 – la troisième – des principes directeurs de l'OMS relatifs à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises en agriculture et en aquaculture tient compte de cette réalité et comporte un changement de perspective : on ne préconise plus des normes de qualité de l'eau inatteignables dans la plupart des pays à faible revenu, mais plutôt l'atteinte de normes sanitaires au moyen d'un processus progressif d'appréciation et de gestion des risques tout au long de la « chaîne » qui s'étend de la production des eaux usées à la consommation des aliments. Les pays où les conditions d'assainissement sont les moins bonnes disposent ainsi de beaucoup plus de possibilités qu'avant en matière de gestion des risques pour la santé. Les nouveaux principes directeurs reconnaissent par ailleurs que

les eaux usées constituent un bien économique, à la fois comme ressource hydrique et comme source de nutriments.

Ce changement de perspective a lancé le débat sur la capacité des pays à s'adonner à l'appréciation et à la gestion des risques de façon systématique. En outre, le fait de mettre l'accent sur des objectifs sanitaires relatifs à la consommation d'aliments irrigués avec des eaux usées suppose d'accorder moins d'attention à la qualité environnementale de l'eau et aux différentes utilisations (notamment l'irrigation), sauf dans les pays où l'on est de plus en plus sensibilisés au traitement des eaux usées et où cette pratique est de plus en plus répandue.

En résumé, les discussions (Bos et al., 2009) ont mis en avant les points suivants :

- Plutôt que de formuler des plans de gestion préventive du risque sanitaire en matière d'utilisation des eaux usées, le groupe a suggéré d'envisager l'élaboration de plans de gestion préventive du risque sanitaire en matière d'assainissement fondés sur une large interprétation de la notion d'assainissement, ce qui permettrait de prendre en compte les aspects environnementaux de manière appropriée ;
- Les aspects économiques sont un facteur clé ainsi que la nécessité de davantage de recherche s'impose pour clarifier ceux qui sont associés à l'utilisation des eaux usées et à la consommation de légumes et de poissons produits au moyen d'eaux usées.

6. Evaluation des risques sanitaires et environnementaux

Selon la qualité et l'efficacité des traitements réalisés sur les eaux de recharge, ces eaux peuvent contenir à un degré plus ou moins important différents contaminants tels que les métaux traces, des nutriments ou des polluants dits « émergents » ainsi que des micro-organismes, y compris des micro-organismes pathogènes. L'utilisation d'eaux d'origine et de qualité variées, notamment d'eaux usées traitées, dans le cadre de dispositifs de recharge artificielle est donc susceptible de présenter des risques sanitaires élevés. C'est par référence à la réglementation actuellement en vigueur que la partie qui suit traite des risques sanitaires et environnementaux à prendre en considération dans un projet de recharge artificielle.

6.1. MOBILITE ET LA PHYTO-DISPONIBILITE DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES

Présence de métaux traces dans les eaux de recharge

La problématique des métaux dans les eaux de recharge concerne d'abord l'utilisation d'eau usée traitée (dans certaines conditions), les concentrations de nombreux métaux traces étant très faibles dans la plupart des eaux naturelles. Plusieurs études ont ainsi montré que les concentrations en métaux traces peuvent varier fortement dans les eaux de ruissellement et de surface mais qu'elles restent toujours en-dessous des niveaux acceptables, excepté dans le cas du fer et du plomb (Haeber et Waller, 1987). Ces métaux présentent relativement peu de risques sanitaires. Les eaux de recharge issues des stations d'épuration sont susceptibles de contenir également des métaux traces. Les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. D'autres métaux traces peuvent également être présents : manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, Leur origine est multiple, ils proviennent des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels (Cauchi et al., 1996). Cependant, dans la plupart des cas, les concentrations en métaux traces dans les eaux usées traitées sont faibles. Par exemple, l'analyse des concentrations en métaux lourds dans plusieurs stations d'épuration d'Ile-de-France montre que celles-ci sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans les eaux de surface (Cauchi et al., 2006, Illustration 14).

Métal	Station mixte ^a - moyenne pour 13 stations (en µg/l)	Station urbaine – moyenne pour 12 stations (en µg/l)
Cu	55	24
Cd	0,5	0,1
Cr	15	9
Ni	35	24
Zn	148	92
Hg	0,31	0,27
Pb	11	9

(a) station qui collecte à la fois des effluents industriels et urbains
(Source : AESN, *in* Cauchi, 1996)

Illustration 14: Concentrations en métaux traces dans les effluents secondaires de stations d'épuration d'Ile-de-France (Cauchi et al, 1996).

De plus, ces résultats montrent que les concentrations en plomb, en mercure et en cadmium ne dépassent pas les critères de potabilité en vigueur. Cette qualité relativement bonne des eaux usées peut être expliquée par le fait que les métaux traces sont facilement éliminés par les traitements de décantation des stations d'épuration. Les métaux traces se retrouvent donc en majorité dans les boues d'épuration. De tels résultats sont également obtenus dans le cas où une industrie déverserait ses eaux usées dans le réseau collectif. Ainsi plusieurs pays tels que les Etats-Unis ou l'Australie, par exemple, possèdent des guides d'utilisation des eaux usées traitées pour la recharge (USEPA, 1992), ces guides se focalisent principalement sur les risques sanitaires et environnementaux résultant de la présence de micro-organismes pathogènes, de MeS et de carbone organique dissous dans ces eaux. Peu de recommandations existent concernant la teneur en éléments traces dans les eaux (e.g. USEPA, 1992), excepté concernant cinq métaux traces. Il s'agit: (i) de l'arsenic dont la norme de potabilité est fixée à 10 µg/l en France, (ii) le nickel (Ni) faiblement toxique mais dont l'accumulation dans les végétaux est importante, (iii) le cadmium qui est considéré comme le contaminant métallique le plus préoccupant en raison de son accumulation rapide dans les végétaux et de sa toxicité avérée même à de faibles concentrations (dose journalière admissible égale à 0,057 mg/j/individu), (iv) le mercure dont la mobilité peut être élevée et (v) le plomb dont l'injection, même à faible dose, peut provoquer des troubles neurotoxiques et hépatotoxiques.

Mécanismes géochimiques régulant la mobilité des métaux traces

Dans le cas des bassins d'infiltration et des méthodes d'injection indirectes, la contamination des eaux par les métaux traces est encore réduite car ces dispositifs impliquent généralement l'immobilisation de ces contaminants dans la zone non saturée. Deux mécanismes géochimiques peuvent expliquer cet abattement des métaux traces dans la zone non saturée, l'adsorption/désorption et la précipitation/dissolution.

L'adsorption/désorption implique l'adhésion d'un contaminant trace à la surface d'une phase solide, suivi de la libération ou non de composés chimiques vers la phase aqueuse. Dans la zone non saturée, les métaux traces sont susceptibles d'être adsorbés par plusieurs phases solides tels que les oxyhydroxydes, les argiles minéralogiques et les substances humiques. L'approche actuelle consiste à évaluer la capacité d'adsorption de la zone non saturée vis-à-vis des métaux traces en utilisant le concept de capacité d'échange cationique (CEC en méq) dans le cas de métaux traces chargés positivement ou de capacité d'échange anionique (CEA en méq). Plus ces capacités d'échange sont élevées, plus les métaux traces sont fortement retenus. Ces capacités d'échange dépendent de plusieurs caractéristiques dont la proportion d'argiles minéralogiques, de substance organiques et d'oxyhydroxydes dans la zone non saturée, le pH et la composition chimique de la solution. Les réactions d'adsorption survenant entre les métaux traces et les phases solides peuvent être divisées en deux catégories. D'une part, les réactions de complexation de surface impliquent la présence d'un groupement fonctionnel amphotère, i.e. qui peut aussi bien se coordonner avec un ou plusieurs protons, et dont la charge peut varier en fonction du pH (e.g. Hiemstra et Van Riemsdijk, 1996). D'autre part, les réactions d'échanges d'ions, qui surviennent en présence de groupements fonctionnels chargés de manière permanente négativement, impliquent le maintien de l'électro neutralité et les effets électrostatiques inhérents à ces réactions sont faibles. Cette réaction dépend peu du pH du milieu (Bradebury et Baeyens, 1997).

Le second mécanisme géochimique susceptible de favoriser l'immobilisation des métaux traces dans le milieu poreux est la précipitation/dissolution. Ces réactions de précipitation/dissolution sont gouvernées par l'équilibre de solubilité d'une phase solide d'un élément avec la phase liquide environnante. Si une phase liquide est sursaturée vis-à-vis d'une phase solide, cette dernière tend à précipiter. A l'inverse, une phase aura tendance à se dissoudre si la phase aqueuse est sous-saturée vis-à-vis de la phase solide. La recharge artificielle en induisant une modification de la composition chimique de l'eau peut conduire à la précipitation de certaines phases minérales, ce qui implique l'immobilisation de métaux traces. Par exemple, l'augmentation du pH des eaux de la nappe lors de la recharge artificielle pourra aboutir à l'immobilisation de métaux traces en favorisant la précipitation de carbonates de calcium contenant ces métaux traces.

Il est important de noter que les modifications de la composition chimique des eaux de la nappe induites par la recharge artificielle peuvent également favoriser la dissolution des phases minérales, ce qui peut libérer des métaux traces dans les eaux. L'abaissement des conditions d'oxydoréduction du fait de la mise en place successive de réactions d'oxydoréduction impliquant des accepteurs d'électrons ayant des potentiels redox de plus en plus faibles peut ainsi favoriser la dissolution de sulfures ou d'oxyhydroxydes, ce qui peut permettre la libération de métaux traces adsorbés à la surface ou présents dans la matrice cristalline vers les phases aqueuses.

Facteurs contrôlant la mobilité des métaux traces

La mobilité des métaux traces dépend des conditions physiques et chimiques de la zone non saturée suivantes :

- La présence et la teneur en phases porteuses telles que les oxyhydroxydes de fer et de manganèse, les carbonates, les sulfures, les substances humiques, i.e. la matière organique ou les argiles minéralogiques en raison de leurs fortes affinités vis-à-vis de nombreux métaux traces. Selon la présence plus ou moins importante de ces phases porteuses et de leurs affinités respectives pour les métaux traces, l'immobilisation de ces substances contaminantes sera plus ou moins importante. Pour finir, il est important de préciser que la mobilisation des métaux traces peut être amplifiée par la présence de ces phases porteuses si celles-ci sont mobiles, i.e. sous forme colloïdale.
- Le pH à travers son effet sur la charge de surface des phases porteuses portant des groupements fonctionnels à charge variable. Il est communément admis que l'augmentation du pH en permettant la mise en place de groupement fonctionnel chargés négativement favorise l'adsorption de métaux traces chargés négativement. A l'inverse, l'adsorption des métaux traces chargés négativement (As, Se) est inhibée lorsque le pH augmente. Cet effet du pH est d'autant plus exacerbé que la teneur en oxyhydroxyde de fer est élevée.
- Le potentiel redox du système en raison de son effet sur la stabilité des phases porteuses et des sulfures. En effet, une diminution du potentiel redox induit une dissolution des phases porteuses et donc la libération des métaux traces adsorbés à leur surface ou dans leur matrice cristalline. De plus, la diminution du potentiel redox implique la modification de la spéciation aqueuse des métaux traces, ce qui peut renforcer leur toxicité (par exemple transformation du As(V) en As(III)).
- La composition chimique de l'eau qui est susceptible de fortement évoluer lors de la recharge artificielle. La hausse de la teneur en cations divalent est ainsi susceptible de favoriser des effets de compétition entre ces ions et les métaux traces, limitant ainsi l'adsorption des métaux traces chargés positivement sur les phases porteuses. Le même raisonnement peut être réalisé dans le cas des métaux traces chargés négativement si la concentration en chlorures ou en sulfates augmente dans l'eau porale. Les anions peuvent également se complexer avec les métaux traces chargés positivement, limitant ainsi la disponibilité des métaux pour les mécanismes d'adsorption. Dans le cas des métaux traces chargés positivement, ce rôle d'agent complexant peut être assuré par la matière organique dissoute. Une augmentation de la concentration en matière organique dissoute limite ainsi l'adsorption des métaux traces chargés positivement.
- L'activité microbiologique en modifiant le potentiel redox ou le pH et en dégradant des substances humiques, i.e. une phase porteuse.

Phyto-mobilité

Les mécanismes géochimiques qui régulent la mobilité des métaux traces dans la ZNS, réduisent sensiblement le risque de contamination des eaux souterraines dans le cas des bassins d'infiltration et des méthodes d'injection indirectes. Il apparaît donc que les nappes rechargées semblent plus vulnérables à des problèmes de pollution par les métaux lourds lorsque la recharge procède par injections directes. Par ailleurs,

la dangerosité potentielle des métaux traces induite par la recharge artificielle est moins liée à des ingestions directes d'eau qu'à leur accumulation dans la zone non saturée suivie de leur transfert vers des végétaux comestibles. Plusieurs études ont mis en évidence ce phénomène de bioaccumulation. Par exemple, Fazeli et al. (1998) ont montré une accumulation de métaux traces dans du riz, notamment dans les graines, cultivé sur un site irrigué avec des eaux usées non traitées.

6.2. MODALITES DE TRANSFERTS REACTIFS EN ZONE NON SATUREE

La phase liquide, ou solution du sol, réside dans les pores de la matrice et contient des substances dissoutes. La phase liquide a un rôle primordial dans le transfert des substances dans le milieu poreux, tel que la zone non saturée ou la nappe.

Le mouvement de l'eau dans un milieu poreux tel que la zone non saturée ou la nappe aquifère s'effectue par, d'une part, les effets combinés de la gravité conduisant à la convection, et de capillarité créant un flux dirigé, et d'autre part, les effets de diffusion liée au mouvement brownien qui génère une migration aléatoire et uniforme des molécules de soluté dans toutes les directions (Limousin, 2006).

A l'échelle du profil de sol, les vitesses d'écoulement ne sont évidemment pas uniformes. La distribution des vitesses d'écoulement implique donc la mise en place d'un schéma radial qui renforce l'éparpillement des molécules déjà amorcé par la diffusion brownienne. Cet éparpillement provoqué par les mécanismes de convection entre l'échelle porale et celle du profil de sol est appelé dispersion hydromécanique ou dispersion hydrodynamique si on y ajoute les phénomènes de diffusion. Le phénomène de convection macroscopique dépendant d'une différence de pression globale est appelé advection. Au sein de la zone non saturée, le transfert des contaminants peut ainsi être décrit à l'aide d'un formalisme combinant l'advection-dispersion (Illustration 15).

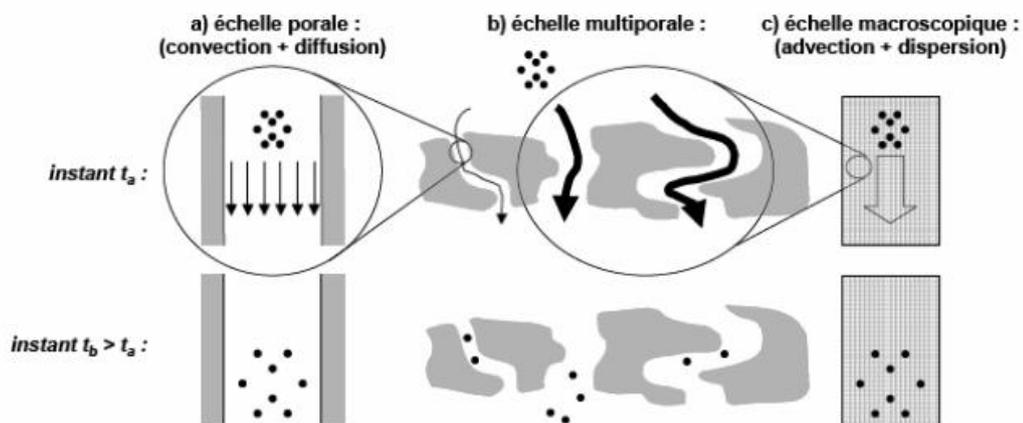


Illustration 15: Transfert de molécules d'eau (a) à l'échelle porale pour un écoulement à vitesse constante et unidirectionnelle (convection-diffusion), (b) à l'échelle multiporale, et (c) à l'échelle macroscopique (advection-dispersion) (D'après Limousin, 2006; Pettenati, 2007).

Dans la ZNS, l'ensemble des pores n'est pas rempli et la capacité de l'eau à s'écouler est minimale (Toledo et al., 1990 ; Van der Hoven et al., 2003). Si la force capillaire à laquelle l'eau est retenue varie le long d'un échantillon de sol, l'humidité et la conductivité varient également. Cette conductivité hydraulique K ne correspond qu'à une moyenne dans le cas d'un milieu non saturé puisque celle-ci varie en tout point de l'échantillon en réponse à une modification locale des forces de rétentions et/ou de la quantité d'eau. Concrètement, la conductivité hydraulique calculée pour les pores est rapidement inférieure à la vitesse de diffusion des solutés. En conséquence, l'eau peut être considérée comme immobile ou stagnante à l'échelle de la microporosité et mobile dans la macroporosité. Sur cette base conceptuelle, deux types d'eau sont présents dans un milieu poreux. D'une part, une eau stagnante assimilée à l'eau retenue par les forces de rétention capillaire dans les petits pores (microporosité), déconnectée des grands pores (macroporosité). D'autre part, une eau s'écoulant par advection-dispersion au sein des macropores, appelée eau « mobile ». Pendant l'humidification, une partie de l'eau peut ainsi se propager rapidement à des profondeurs non négligeables. De ce fait, l'eau infiltrée n'a pas suffisamment de temps pour s'équilibrer avec l'eau à mobilité quasi-nulle résidente dans la matrice du sol (Skopp, 1981; Fluhler et al., 1996; Jarvis, 1998).

Cette représentation conceptuelle permet de décrire le fait qu'une partie des eaux de recharge peuvent rapidement se propager en direction de la nappe et passer outre une large partie de la matrice poreuse, ce qui implique que l'eau infiltrée n'ait pas suffisamment de temps pour s'équilibrer avec l'eau résidente se déplaçant dans le milieu poreux que constitue la zone non saturée (e.g. Jarvis, 1998).

Cette dualité eau mobile/immobile implique que le temps de contact entre l'eau et la phase solide varie, ce qui *in fine* affecte les mécanismes géochimiques et microbiologiques pouvant se mettre en place entre les solutés et les constituants solides du milieu poreux (cf. chapitres 6.1 et 6.3). En effet, un temps de résidence élevé permet à une solution de s'équilibrer avec le cortège minéralogique. Le temps de résidence des eaux stagnantes étant élevé, l'équilibre thermodynamique entre ces eaux stagnantes et les phases solides est susceptible d'être atteint. En comparaison, le temps de résidence de l'eau mobile est faible. Pour ce type d'eau, le terme cinétique des réactions chimiques joue un rôle majeur dans l'évolution de la composition chimique des solutions.

Cette hétérogénéité dynamique induit la présence de plusieurs micro-environnements chimiques existant dans la zone non saturée. Par exemple, plusieurs auteurs ont montré que la concentration en silice variait en fonction de la taille des pores au sein d'un même profil d'altération (Gérard et al., 2003; O'Brien et al., 2004). Comme le souligne Kohne et al. (2006), seul un modèle à même de prendre en compte une zone de percolation rapide et une zone d'eau stagnante semble susceptible de reproduire le transfert des contaminants au sein de la zone non saturée. Cette représentation conceptuelle permet en effet de modéliser l'accélération du transfert de contaminants par les chemins préférentiels provoqués par une humidification non homogène de la zone non saturée.

La complexité des modalités de transferts réactifs en zone non saturée met en évidence deux des principaux points de blocage à prendre en considération dans l'hypothèse d'un recours à la recharge artificielle des eaux souterraines étendu au territoire national : un premier verrou d'ordre scientifique souligne le besoin de disposer de simulations numériques permettant d'intégrer l'ensemble des processus hydrobiogéochimiques impliqués dans le transfert réactif alors qu'une deuxième difficulté d'ordre plus opérationnelle, consiste à disposer de caractérisations « eau-roche » spécifiques pour chaque site de recharge.

6.3. MICROBIOLOGIE / MICROORGANISMES PATHOGENES

Microbiologie et microorganismes pathogènes

A l'heure actuelle, la présence de micro-organismes est considérée comme le principal danger sanitaire lié à la réutilisation des eaux usées ou eau de surface de qualité dégradée pour la recharge artificielle. Parmi ces micro-organismes, certains sont en effet pathogènes et peuvent être à l'origine d'infections bénignes ou de maladies mortelles. En raison des risques sanitaires élevés liés à la présence de micro-organismes pathogènes, leur transfert dans le cadre de recharge artificielle a été particulièrement étudié (e.g. Toze, 2006; USEPA, 1992). Il est toutefois important de noter que les micro-organismes non pathogènes présents dans les eaux usées traitées peuvent également affecter la qualité de l'eau de l'aquifère rechargée à travers leurs effets sur les processus géochimiques (voir ci-dessous).

Les micro-organismes pathogènes sont généralement regroupés selon les quatre classes suivantes : (i) les virus, (ii) les bactéries, (iii), les protozoaires et (iv) les helminthes. Ces micro-organismes pathogènes proviennent dans leur immense majorité des matières fécales. Un descriptif de ces micro-organismes est donné ci-dessous et également dans Boutin et al. (2009).

Virus

Les virus sont des entités biologiques infectieuses de très petite taille (échelle nanométrique) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Ces micro-organismes sont capables d'infecter un grand nombre d'organismes vivants (insectes, plantes, protozoaires, vertébrés) dont l'homme. Les virus ne sont présents naturellement dans l'intestin contrairement aux bactéries, excepté chez les individus infectés. Dans les eaux usées traitées, le nombre de virus moyen varie suivant leur genre et l'efficacité des traitements réalisés à la station d'épuration. Par exemple, le nombre de *Salmonella* présentent dans un litre d'eau usée varie ainsi de 23 à 80 000 CFU (unités formant colonies) tandis que le nombre de *Shigella* est beaucoup plus faible, compris entre 10 et 10 000 CFU. Ces micro-organismes peuvent être à l'origine de nombreuses maladies telles que les hépatites A et E, la méningite, l'encéphalite, la conjonctivite, de fièvres ou encore de maladies respiratoires.

Bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0.1 et 10 μm . Comme mentionné précédemment, les bactéries sont naturellement présentes dans les intestins. La concentration moyenne en bactérie dans les fèces est d'environ 10^{12} bactéries/g (Asano, 1998). La majorité des bactéries intestinales ne sont toutefois pas pathogènes.

Selon le traitement employé, les eaux usées contiennent en moyenne 10^7 à 10^8 bactéries/l. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 /l (Faby et al., 1997). Le nombre de germes peut être multiplié par 1000 dans les eaux de rivières après un rejet urbain. Le nombre de coliformes fécaux est ainsi multiplié par 1000 en aval de la zone de rejet de la station d'épuration d'Achères, qui collecte les eaux usées de la ville de Paris (Miquel, 2003).

Il est toutefois important de souligner que ces bactéries intestinales ne sont pas toujours adaptées aux conditions environnementales extérieures, ce qui peut limiter leur développement. De plus, elles peuvent être en concurrence avec les micro-organismes natifs, généralement avantagés en raison de leur adaptation.

Il est estimé que la présence de bactéries pathogènes dans l'eau de boisson est responsable du décès de 3 à 10 millions de personnes par an. La voie de contamination préférentielle étant l'ingestion. L'ensemble des pays sont concernés, y compris les pays industrialisés.

Protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes se développant aux dépens de leur hôte. Le cas des protozoaires est problématique car le cycle de vie de ces organismes impliquent qu'ils puissent adopter un stade particulier, appelée kyste, qui peut résister généralement aux procédés de traitement des eaux usées les plus perfectionnés. Les deux genres de protozoaires qui présentent le plus de risque sanitaires sont *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne, et *Giardia lamblia*.

Helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10^3 œufs (Faby et al., 1997). Le nombre d'œufs d'helminthes dans un litre d'eau est compris entre quelques unités jusqu'à plusieurs centaines. Les helminthes peuvent être à l'origine de plusieurs maladies de types diarrhée, douleurs intestinales et fièvre.

6.4. MOLECULES EMERGENTES

Le terme générique de « molécules émergentes » regroupe un ensemble de molécules nouvellement recherchées et pour lesquelles les données (éco)toxicologiques et environnementales sont rares mais qui peuvent être utilisées depuis plusieurs décennies. Ces molécules sont généralement sans statut réglementaire, il n'y a donc à ce jour pas d'obligation de surveillance des eaux. Les molécules suivantes sont généralement regroupées sous la dénomination de molécules émergentes : stéroïdes, médicaments soumis ou non à des prescriptions médicales (antibiotiques, hormones) à usage humain ou vétérinaire, les produits de dégradation de détergents non ioniques (composés du nonyl- et octyl-phénol) ou de pesticides, de désinfectants, des phtalates, des retardeurs de flammes, des antioxydants, les nanoparticules, etc. Parmi ces différentes molécules, les substances les plus étudiées sont les produits pharmaceutiques. Ce choix repose, d'une part, sur la diversité des produits pharmaceutiques qui ont la possibilité de rejoindre les eaux de recharge et, d'autre part, sur la teneur relativement élevée de ces contaminants, comparativement aux autres, facilitant ainsi leur détection et leur quantification.

Produits pharmaceutiques

Les eaux de recharge les plus susceptibles d'être contaminées par des produits pharmaceutiques sont les eaux usées traitées. En effet, plusieurs sources de rejets de produits pharmaceutiques vers ces eaux existent. L'excrétion de produits pharmaceutiques par les patients suite à leurs ingestions représente la principale source de contamination des eaux usées. De ce fait, les eaux usées des hôpitaux contiennent des teneurs élevées en produits pharmaceutiques, essentiellement des antibiotiques. De plus, des anesthésiques, des désinfectants et des produits d'aide au diagnostic sont également présents dans ces eaux usées. Les installations agricoles d'élevage sont une autre source majeure de contamination des eaux usées. Les eaux usées issues de ces exploitations peuvent en effet être contaminées soit par le biais de l'excrétion des animaux soit par la lixiviation des produits administrés en usage externe. Les produits pharmaceutiques administrés dans le cas des exploitations d'aquaculture se retrouvent directement dans les eaux usées issues de ces exploitations. Les produits pharmaceutiques rejetés par les exploitations agricoles sont essentiellement des produits vétérinaires, notamment des antiparasitaires et des antibiotiques.

Dans le cas de certains produits pharmaceutiques, ceux-ci, sous leurs formes actives, et/ou leurs métabolites si eux-mêmes sont actifs, peuvent représenter un danger pour l'environnement d'un point de vue éco-toxicologique. Ces produits rejoignent alors les eaux usées. Lors du traitement des eaux usées, l'élimination de ces produits pharmaceutiques et ou de leurs métabolites est variable suivant, d'un part, la nature des médicaments considérés et, d'autre part, les caractéristiques des méthodes de traitement mis en place dans la station d'épuration (Joss et al., 2005; Yu et al., 2006). De plus, l'élimination des produits pharmaceutiques ne signifie pas leur destruction complète, ils peuvent être dégradés en produits également actifs (Kümmerer et al., 1997; Zwiener et al., 2002). Plusieurs études ont ainsi identifié la présence de différents produits pharmaceutiques dans les eaux usées traitées (Steger-Hartmann et

al., 1996 ; Kümmerer et al., 1997; Ternes et al., 1998). Par exemple, l'étude de Ternes et al. (1998) montre que les produits pharmaceutiques les plus abondants dans les eaux usées sont les bêtabloquants, les agents de contrastes et les analgésiques/anti-inflammatoires. Les concentrations de ces produits pharmaceutiques peuvent atteindre des concentrations respectivement égales à $22 \mu\text{g.l}^{-1}$ (metoprolol), $29 \mu\text{g.l}^{-1}$ (ifosamide) et $54 \mu\text{g.l}^{-1}$ (aspirine). Les concentrations maximum des autres produits pharmaceutiques dans les eaux usées sont un ordre de grandeur plus faible. Les concentrations en antidépresseurs, hypolipémiants, broncho-dilatateurs et anti-inflammatoires non stéroïdiens sont respectivement égales à $7 \mu\text{g.l}^{-1}$ (carbamazépine), $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (bézafibrate), $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ (terbutaline) et $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (indométhabine).

6.5. MECANISMES GEOCHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES REGULANT LA MOBILITE DES MICRO-ORGANISMES ET DES MOLECULES EMERGENTES

Similairement aux métaux traces, la mobilité des produits pharmaceutiques dans le cas des bassins d'infiltration et des méthodes d'injection indirectes peut être réduite car la présence d'une zone non saturée favorise l'immobilisation de ces contaminants. Dans la zone non saturée, des processus géochimiques et microbiologiques peuvent en effet favoriser l'abattement de la concentration en micro-organismes pathogènes ou non et des molécules émergentes : (i) la biodégradation et (ii) l'adsorption. Dans une moindre mesure, le processus d'adsorption peut également limiter la mobilité des micro-organismes.

Biodégradation

Les micro-organismes chimio-organo-hétérotrophes présents au sein des zones non saturées supportent le processus de biodégradation des produits pharmaceutiques, et plus généralement des molécules émergentes organiques. Plus précisément, ces micro-organismes supportent le processus de dégradation du fait d'une étape de leur métabolisme, le catabolisme. Lors de cette étape, des composés organiques présents dans la zone non saturée sont dégradés en composés organiques et/ou inorganiques plus simples (i.e. minéralisation), permettant ainsi à ces micro-organismes d'acquérir de l'énergie. Cette énergie est ensuite consommée afin de catalyser des réactions endothermiques permettant de synthétiser de nouveaux composés essentiels au fonctionnement cellulaire. Cette deuxième étape du métabolisme des micro-organismes est appelé anabolisme. D'un point de vue thermodynamique, la première étape du métabolisme des micro-organismes chimio-organo-hétérotrophes peut être décrite à l'aide d'une réaction globale d'oxydoréduction, impliquant un transfert d'électrons entre un composé donneur, le produit pharmaceutique, et un composé accepteur, généralement un élément chimique inorganique. Ce transfert d'électrons aboutit à l'oxydation du composé donneur d'électrons et à la réduction du composé accepteur d'électrons. Une partie des électrons ainsi transférés est captée par la chaîne respiratoire des cellules microbiennes, aboutissant à la formation d'énergie (e.g. Jin et Bethke, 2002, 2003).

La biodégradation des produits pharmaceutiques, et plus généralement des molécules émergentes, dépend des propriétés physiques et chimiques de ces contaminants. Howard (2000) a identifié différentes propriétés structurales des produits pharmaceutiques, et plus largement des molécules organiques, qui sont susceptibles d'influencer la biodégradation de ces composés. Ces propriétés structurales sont, d'une part, la distance entre les différents groupements fonctionnels et, d'autre part, la présence de groupements fonctionnels : (i) aliphatiques, (ii) aromatiques, (iii) aliphatiques, (iv), halophénols, (v) polycycliques aromatiques et (vi) triazines. Par exemple, les molécules possédant des groupements aromatiques dont la capacité à donner un électron est limitée, tels que les groupements amines ou halogènes, sont moins biodégradables, ce qui les rend plus difficile à éliminer. A l'inverse, les produits pharmaceutiques possédant des groupements aromatiques pouvant céder plus facilement un électron, tels que les groupements carboxyles ou amines sont plus facilement biodégradables.

En plus des propriétés intrinsèques des produits pharmaceutiques, la biodégradation des produits pharmaceutiques est également influencée par la nature des micro-organismes présents dans la zone non saturée, de leur activité et de leur biomasse (Alexander, 1981).

Adsorption

Les produits pharmaceutiques peuvent s'adsorber sur plusieurs phases solides présentes dans la zone non saturée, tels que les oxyhydroxydes, les argiles minéralogiques et les substances humiques. Ce processus d'adsorption des produits pharmaceutiques implique la mise en place d'une liaison chimique ou électrostatique entre les groupements fonctionnels présents sur un produit pharmaceutique et les groupements fonctionnels présents sur les phases solides constituant la zone non saturée. L'adsorption de ces produits pharmaceutiques peut aboutir ou non à la libération de composés chimiques vers la phase aqueuse. Les réactions d'adsorption survenant entre les produits pharmaceutiques et les phases solides peuvent être divisées en deux catégories (voir § 6.1.).

Les réactions de complexation de surface impliquent la présence d'un groupement fonctionnel amphotère et un ou plusieurs groupements fonctionnels chargés des produits pharmaceutiques. Afin de quantifier la formation de ces complexes de surface formés par les produits pharmaceutiques chargés, il est important, d'une part, de connaître la constante de dissociation acide de ces produits et, d'autre part, le pH de la zone non saturée (Cunningham, 2006). Les produits pharmaceutiques les plus susceptibles de former des complexes de charges sont les anti-inflammatoires non stéroïdiens et les régulateurs lipidiques.

D'autres réactions d'adsorption sont induites par les réactions hydrophobes impliquant les produits pharmaceutiques qui possèdent un groupement fonctionnel apolaire. Plus précisément, les groupements fonctionnels apolaires des produits pharmaceutiques ne peuvent établir des liaisons hydrogènes avec les molécules d'eau présentes dans la phase aqueuse, perturbant le réseau formé par ces molécules d'eau. Cette perturbation du réseau formé par les molécules d'eau implique une augmentation de

l'entropie. Un réagencement des molécules d'eau tend toutefois à limiter la rupture des liaisons hydrogènes se créant autour des produits pharmaceutiques possédant des groupements fonctionnels apolaires afin de minimiser la diminution de l'entropie dans la phase aqueuse. Dans ce contexte, la restructuration du réseau formé par les molécules d'eau aboutit à mettre en contact le ou les groupements apolaires en contact avec des phases solides apolaires telles que les humines ou les substances humiques. Afin d'évaluer la réaction d'adsorption hydrophobe, le coefficient de partitionnement K_{OC} basé sur la teneur en carbone organique dans la zone non saturée est largement utilisé.

Dans le cas de certains produits pharmaceutiques qui possèdent des groupements fonctionnels chargés et des groupements fonctionnels apolaires, les réactions de complexation de surface et celles hydrophobes peuvent se mettre en place simultanément, ce qui affecte l'adsorption de ces composés. Par exemple, le bezafibrate possède un $\log K_{OC}$ égal à 4,23 lorsque le pH est acide ou neutre, ce qui implique que ces composés soient fortement adsorbés. Or, la valeur de $\log K_{OC}$ du bezafibrate diminue jusqu'à 0,69 lorsque le pH est alcalin, ce qui implique que les interactions électrostatiques répulsives augmentent car la charge de la bezafibrate devient similaire à celle de la matière organique (Cunningham, 2006).

En raison des caractéristiques du processus d'adsorption des produits pharmaceutiques, l'intensité de ce processus est susceptible de varier en fonction de plusieurs propriétés physiques et chimiques de la zone non saturée, au premier titre desquelles la présence et la teneur en matière organique. Il semble en effet que plus la teneur en matière organique dans la zone non saturée est élevée plus l'adsorption des produits pharmaceutiques est susceptible d'être importante. Similairement aux métaux traces, il est important de préciser que la mobilisation des métaux traces peut être amplifiée par la présence de ces phases porteuses si celles-ci sont mobiles, i.e. sous forme colloïdale.

L'adsorption des produits pharmaceutiques dépend également de la nature de la matière organique et de celle des produits pharmaceutiques. L'adsorption des produits pharmaceutiques apolaires est ainsi favorisée lorsque la matière organique possède de nombreux groupements fonctionnels non chargés. L'adsorption de produits pharmaceutiques chargés est favorisée uniquement par la présence de matière organique ayant des groupements fonctionnels possédant une charge opposée. Dernièrement, le pH à travers son effet sur la charge de surface des phases porteuses portant des groupements fonctionnels à charge variable. Il est communément admis que l'augmentation du pH en permettant la mise en place de groupements fonctionnels chargés négativement diminue l'adsorption des produits pharmaceutiques qui sont généralement chargés négativement dans ces conditions.

Pour finir, il est important de souligner que les micro-organismes possédant également des groupements fonctionnels chargés et/ou apolaires, ils peuvent être adsorbés dans la zone non saturée et leur mobilité peut ainsi être limitée. Toutefois les facteurs pouvant favoriser ou inhiber l'adsorption de ces micro-organismes restent encore peu identifiés.

6.6. PERFORMANCE ECO GLOBALE

A l'heure actuelle, l'analyse des performances éco-globales des dispositifs de recharge n'a pas été clairement établie. La plupart des études se sont principalement focalisées sur les notions de risques environnementaux (Devaux, 1999). Ces études d'estimation des risques considèrent trois types de risques : (i) le risque potentiel théorique, (ii) le risque potentiel expérimental et (iii) le risque réel.

Le risque théorique potentiel est lié à l'ensemble des perturbations susceptibles d'affecter les différentes caractéristiques de l'aquifère en raison de la mise en place d'un dispositif de recharge artificielle. Ces différentes perturbations correspondent, par exemple, à la contamination de la nappe par des eaux de recharge au sein desquelles des contaminants (métaux traces, métalloïdes, micro-organismes, produits pharmaceutiques, ...) sont présents. Dans ce contexte, l'évaluation du risque théorique implique donc de déterminer : (i) les sources de contamination possibles des eaux de recharge utilisées tels que le contact prolongé avec des minéraux riches en métaux traces, les rejets industriels ou la présence d'un centre hospitalier, etc., (ii) la qualité chimique et microbiologique intrinsèque des eaux de recharge (chapitre 4).

Le risque expérimental potentiel correspond au risque que les perturbations affectant les nappes rechargées puissent être transmises aux individus ou à leur environnement. Ce risque expérimental correspond, par exemple, à la probabilité qu'un contaminant présent dans les eaux de recharge soit transmis à l'homme. Dans ce cas, le risque expérimental dépendra du risque théorique associé à la contamination des eaux de recharge mais également d'autres facteurs tels que les volumes d'eau de recharge injectée, de l'efficacité des prétraitements, des capacités géo-épuratoires de la zone non saturée dans le cas de dispositifs d'infiltration (bassin d'infiltration et techniques d'injection indirecte). Ce type de risque expérimental peut être affiné en considérant des critères supplémentaires, par exemple, le temps de latence et de multiplication dans l'environnement dans le cas des micro-organismes pathogènes ou la transformation des composés mères en métabolites lors de leur passage dans la zone non saturée dans le cas des produits pharmaceutiques.

Le dernier type de risque considéré par les études estimant les impacts des dispositifs de recharge est le risque réel, qui correspond à la probabilité qu'un individu soit contaminé au sein d'une population exposée (Devaux, 1999). Ce risque élargi la notion de risques environnementaux potentiels en considérant d'autres facteurs, qui sont propres aux individus exposés aux perturbations causés par la recharge artificielle, tels que la capacité immunitaire spécifique d'un individu (naturelle ou acquise), l'âge, le sexe, l'état de santé, la nutrition, l'hygiène et la capacité de diagnostic des acteurs de la santé (e.g. sérologie).

Bien que de nombreuses études d'estimation des risques aient permis de définir le cadre conceptuel des risques associés à la recharge artificielle, la complexité des indicateurs développés et le manque de connaissances concernant certains facteurs constitutifs de ces indicateurs impliquent que les dangers associés aux perturbations causées par cette activité sont difficiles à quantifier. Par exemple, la consommation en eau des individus nécessaire pour évaluer le risque réel est difficile à estimer car cette

habitude alimentaire est susceptible d'être influencée par de nombreux facteurs tels que l'âge de la personne ou l'accès aux ressources en eau. Similairement, l'évaluation de la toxicité des contaminants sur la santé humaine reste difficile à évaluer.

7. Mise en place d'un site de recharge artificielle

Le choix d'une méthode de recharge artificielle dépend des différents facteurs présentés dans les chapitres précédents: (i) l'objectif visé par le dispositif de recharge (quantitatif et/ou qualitatif), (ii) le contexte hydrogéologique locale, (iii) le type d'eau de recharge disponible et ses caractéristiques, notamment les volumes d'eau disponible et les propriétés chimiques et microbiologiques de ces eaux, (iv) les processus géochimiques et microbiologiques se mettant en place dans la zone non saturée et favorisant l'élimination des contaminants, (v) la législation réglementant l'établissement et le fonctionnement des dispositifs de recharge et (vi) le coût financier (Pyne, 2005). Un critère commun à l'ensemble des sites de recharge artificielle identifiés sur le territoire national (voir annexes) est qu'ils ont été construits à travers une démarche par étapes. Pour chacune de ces étapes, des aspects techniques, économiques et sociétaux sont considérés. Au minimum, cinq étapes sont nécessaires :

1. l'évaluation préliminaire de la faisabilité d'un dispositif de recharge sur le site sélectionné à partir des données existantes ou d'outils de modélisation,
2. la conception du dispositif de recharge,
3. la réalisation d'une étude détaillée sur site afin de valider ou compléter les résultats obtenus lors de l'étape 1,
4. la construction d'un pilote ou dispositif expérimental à une échelle permettant l'extrapolation suivie de la réalisation d'essais préliminaires,
5. l'agrandissement du site de recharge à une échelle opérationnelle.

Les deux premières étapes aboutissent généralement à la réalisation de rapports présentant le dispositif de recharge artificielle et son contexte environnemental dans le but d'obtenir les autorisations réglementaires et les financements nécessaires à la réalisation du projet. Ces rapports servent de base aux étapes 3 et 4. Les étapes 3 et 4 sont finalisées lorsque le premier dispositif de recharge est construit, testé et que les premiers résultats expérimentaux de terrain ont été acquis, permettant d'affiner les prédictions réalisées lors des étapes 1 et 2. Les résultats des étapes 3 et 4 servent de support à la mise en place de l'étape 5. Une fois que l'étape 5 a été réalisée, le programme de recharge artificielle a atteint sa maturité et il atteint un stade impliquant son utilisation à long terme (Pyne, 2005).

Dans les cas où l'établissement d'un dispositif de recharge implique des risques d'un point de vue toxicologique et éco-toxicologique, un nombre d'étapes supplémentaires sera nécessaire avant la construction et l'utilisation du dispositif de recharge. L'accroissement du nombre d'étapes peut également survenir en cas de contrainte budgétaire, en impliquant un fractionnement plus important des étapes. La diversité des critères à considérer lors de la mise en place d'un site de recharge artificielle ainsi que des facteurs affectant ces critères impliquent que les choix du dispositif de

recharge soient conditionnés aux caractéristiques du site. Malgré la nature spécifique du choix des dispositifs de recharge, des thèmes communs émergent des différents sites analysés. Ces thèmes sont présentés dans ce chapitre.

7.1. HYDROGEOLOGIE

Pour l'évaluation hydrogéologique d'un site il est nécessaire de caractériser :

- l'aquifère : type, extension, épaisseur de la tranche saturée, coefficient d'emmagasinement, conditions aux limites hydrogéologiques délimitant la masse d'eau considérée. En effet, les conditions aux limites influent directement sur la circulation de l'eau par le biais du gradient hydraulique. Le type d'aquifère, libre ou captif, conditionne le volume mobilisable par l'intermédiaire du coefficient d'emmagasinement ou de remplissage ainsi que le type d'ouvrage d'alimentation.
- la ZNS : perméabilité et épaisseur ; le paramètre essentiel étant la conductivité hydraulique de la ZNS, dont dépendra la vitesse de percolation de l'eau infiltrée. Une faible ZNS et/ou une mauvaise perméabilité de surface conduira à éliminer les procédés par infiltration.

Piézomètres d'observation

Dans l'ensemble des sites de recharge artificielle, le suivi hydrogéologique du site est principalement réalisé à l'aide de piézomètres d'observation. Ces piézomètres sont utilisés pour suivre les différentes étapes de l'installation puis de l'utilisation du dispositif de recharge.

Avant l'installation du dispositif de recharge, les piézomètres d'observation sont utilisés afin de déterminer la ligne de base hydrologique nécessaire à réaliser avant toutes activités de recharge. En effet, cette ligne de base est utilisée comme point de référence contre lequel les futures évolutions de la nappe seront comparées. La réalisation de cette ligne de base débute généralement par un test de pompage dans le forage d'injection suivi par l'analyse de l'évolution de la nappe au cours du temps dans les autres forages d'observations. Ce test permet de déterminer de manière précise les caractéristiques hydrauliques de la nappe autour du forage de référence. La durée du test de pompage dépend des caractéristiques de la nappe telles que la transmissivité et la capacité de stockage. Suite à ce premier test, un test d'injection de courte durée (2 à 4 h) est réalisé. Le taux de recharge durant ce test se déroule en considérant trois niveaux croissants de recharge. Ce test permet d'évaluer la réactivité de la nappe à une entrée d'eau, apportant des informations complémentaires à celles fournies par le test de pompage.

Lors de l'utilisation du dispositif de recharge, les volumes d'eau injectés ainsi que le débit d'injection au niveau de chaque zone de recharge doivent être régulièrement mesurés (de 1 à 4 fois par jour suivant le type de dispositif). La durée et le nombre de mesures dépendent généralement des caractéristiques intrinsèques du type de

recharge sélectionné telles que la variabilité des volumes de recharge au cours du temps ou la hauteur de la lame d'eau. De manière complémentaire, des mesures d'évolution du toit de la nappe au niveau des forages d'observations doivent être réalisées afin d'estimer l'évolution de la nappe en réponse à la recharge. Dans le cas de site de recharge étendu sur plusieurs dispositifs d'infiltration ou d'injection, il est possible de suivre l'évolution de la nappe dans les piézomètres de contrôle en reliant la sonde de mesure à une centrale d'acquisition.

Tensiomètre et sondes Time Domain Reflectometry (TDR)

Dans le cas des dispositifs de recharge artificielle impliquant l'infiltration des eaux de recharge (e.g. bassins d'infiltration, techniques d'injection indirecte), l'eau traverse la zone non saturée de l'aquifère où l'eau peut être retenue suivant les lois de rétention capillaire. Dans le but d'évaluer le temps de transfert de l'eau au sein de cette zone, il est nécessaire de mesurer, d'une part, la capacité de rétention de l'eau cette zone et, d'autre part, sa teneur en eau (exprimée sous forme de pourcentage).

Afin d'évaluer la capacité de rétention de l'eau au sein d'une zone non saturée, il est nécessaire de mesurer la teneur en eau en fonction de la succion associée, ce dernier terme correspondant à la pression interne de l'eau. Cette propriété de l'eau présente dans la zone non saturée est classiquement mesurée à l'aide d'un tensiomètre. Cet instrument est équipé d'une bougie poreuse insérée dans la zone non saturée au point de mesure désirée. L'eau de la zone non saturée étant à une pression inférieure à la pression atmosphérique, pression de l'eau contenue dans la bougie du tensiomètre, l'eau contenue dans la zone non saturée exerce une succion sur l'eau contenue dans la bougie. L'eau contenue dans la bougie s'écoule jusqu'à ce que sa pression soit égale à celle de l'eau présente dans la zone non saturée. Cette évolution de la pression au sein de la bougie du tensiomètre est mesurée à l'aide d'un manomètre (Hillel, 1998).

La mesure du pourcentage de teneur en eau dans la zone non saturée est classiquement réalisée au moyen de sondes TDR (time domain reflectometry). Ces sondes TDR sont rapides à mettre en œuvre et ne nécessitent pas d'étalonnage lourd contrairement aux dispositifs d'humidimètres neutroniques. Ces sondes se basent sur les relations entre permittivité et humidité du milieu traversé par une impulsion électromagnétique de haute fréquence. Plus précisément, une partie de l'impulsion transmise entre deux supports est réfléchiée dans la zone non saturée, cette réflexion donne une information sur la teneur en eau du milieu. Cette méthode permet de suivre l'évolution de la teneur en eau dans le sol en temps réel et en continu.

7.2. MONITORING

Afin d'évaluer correctement si le dispositif de recharge atteint ses objectifs mais également pour suivre son évolution, un monitoring précis du système est indispensable à établir. Ce monitoring implique de suivre, d'une part, l'hydrodynamique et les propriétés hydrogéologiques du site de recharge artificielle telles que la perméabilité et, d'autre part, les propriétés chimiques et microbiologiques telles que la

teneur en métaux traces ou en micro-organismes pathogènes. Ce suivi est d'autant plus important à réaliser dans le cas d'un arrêt temporaire ou définitif de la recharge artificielle car une remobilisation des contaminants peut survenir dans ces conditions (Casanova et al., 2008b)

7.3. GEOCHIMIE ET MICROBIOLOGIE

Dans le cadre de l'analyse physico-chimique approfondie des eaux de recharge et de celles de la nappe, les propriétés chimiques retenues sont les suivantes. Premièrement, des propriétés classiques des eaux, tels que le pH, le potentiel redox, la température, la conductivité, la teneur en matière organique en suspension, la conductance spécifique, la résistivité, la salinité et la teneur en d'oxygène dissous, sont mesurées. Ces mesures sont généralement réalisées à partir de sondes physico-chimiques reliées à une centrale d'acquisition. En plus de ces paramètres standards, les analyses approfondies des eaux de recharge impliquent la mesure des teneurs en composés chimiques suivants : (i) cations (Ca, Na, Mg, K, NH₄, Fe, Si) et anions (NO₃, NO₂, SO₄, Cl, S₂O₃, PO₄, F, HCO₃, CO₃) majeurs, (ii) métaux traces et métalloïdes (Al, As, Ba, Sr, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mb, Li), (iii) carbone organique total et dissout (COT, COD) et (iv) molécules organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, pesticides, polychlorobiphenyls, dioxines et furanes, dérivés de détergent et de plastifiants, d'hormones naturelles et synthétiques et de produits pharmaceutiques).

Lors de la conceptualisation du dispositif de recharge, des analyses physico-chimiques et microbiologiques approfondies sur les eaux de recharge sont réalisées afin de déterminer les contaminants et les micro-organismes pathogènes susceptibles de contaminer la nappe et qui devront être suivi lors de l'activité de recharge. Ces analyses sont complétées par des analyses minéralogiques (rayons X et fluorescence X) réalisées sur les carottes issues des forages d'exploitation afin de déterminer les composés chimiques pouvant être libérés par les processus de désorption ou de dissolution. Cette étape de sélection permet de réduire le nombre de paramètres physico-chimiques et microbiologiques à mesurer pour caractériser la qualité des eaux de recharge et celles de la nappe lors de l'utilisation du dispositif de recharge. Il est important de souligner que les paramètres physico-chimiques et microbiologiques retenus sont dépendants du type d'eau de recharge utilisée et des propriétés physico-chimiques du site de recharge. Ces propriétés sont donc susceptibles de varier d'un site à un autre.

La caractérisation approfondie des propriétés microbiennes des eaux de recharge et de celles de la nappe classiquement réalisées sont les suivantes : (i) le dénombrement de la microflore totale, (ii) la mesure de la biodiversité totale, (iii) la mesure de la diversité de la microflore bactérienne d'intérêt par approche moléculaire et (iv) la mesure du ratio entre micro-organismes totales et micro-organismes pathogènes.

Dans le cas spécifique des dispositifs de recharge artificielle impliquant l'infiltration (bassin d'infiltration et technique d'injection indirecte), il est important de souligner que ces mesures peuvent également être réalisées sur les eaux porales contenues dans la zone non saturée. Pour ce faire, l'eau porale est extraite à l'aide de bougie poreuse dont la pression interne peut être modifiée afin de prélever de l'eau, y compris dans les

milieux fortement non saturés. Le volume d'eau nécessaire aux analyses chimiques étant d'approximativement 50 cm³, la rythmicité des mesures dans la zone non saturée peut être limitée par le temps mis par les bougies poreuses pour prélever le volume nécessaire à la mesure. Cette capacité de prélèvement ainsi que sa variation en fonction de la teneur en eau du milieu non saturé peuvent être testées en laboratoire.

7.4. QUEL EST LE NIVEAU DE CONTAMINATION ACCEPTABLE? ACCEPTABILITE SOCIALE DE LA RECHARGE ARTIFICIELLE

Les facteurs suivants semblent réguler le degré d'acceptabilité du public vis-à-vis de l'acceptabilité de la recharge artificielle, en particulier la recharge utilisant des eaux usées pour laquelle un certain nombre d'études a été menée : (i) la perception des risques, (ii) l'aversion "psychologique", (iii) la source des eaux utilisées, (iv) les alternatives existantes, (v) la confiance dans les autorités de gestion des services de l'eau, (vi) la perception générale de l'environnement et (vii) le contexte socioprofessionnel, politique et religieux.

Concernant le premier facteur, les travaux de Jeffrey et Jefferson (2003) sur le recyclage des eaux domestiques montrent que la perception des risques est un des facteurs clés de l'acceptabilité sociale d'un projet utilisant des eaux usées. En effet, cette étude réalisée en Angleterre montre que l'acceptation de l'usage d'eau recyclée est majoritairement conditionnée par la garantie qu'elle ne présente aucun risque sanitaire. Des résultats similaires ont été obtenus dans le cadre d'une étude menée en Australie, qui a montré que 92% des répondants se focalisent sur l'origine des eaux recyclées, notamment lorsque celles-ci sont potentiellement consommées par des enfants (Hurlimann et McKay, 2007). Il est toutefois important de souligner que la notion de risque évoquée dans ces travaux, qui repose sur une perception du public, diffère de celle considérée par les experts (voir paragraphe 6.5).

L'aversion psychologique semble être un second facteur déterminant dans les critères d'acceptabilité sociale de l'utilisation de l'eau usée traitée. Plusieurs enquêtes australiennes montrent en effet que le facteur de répugnance est un facteur clé pour la majorité des répondants rejetant totalement l'idée de réutilisation des eaux usées traitées. Ce facteur de répugnance est donc considéré comme un indicateur valide représentant le degré d'acceptation sociale vis-à-vis de la recharge artificielle impliquant l'utilisation des eaux usées traitées.

Les deux facteurs déterminants précédents peuvent être facilement associés à un autre déterminant social de la recharge artificielle, démontré par les études d'acceptabilité. Il s'agit de l'origine des eaux de recharge utilisées. Les eaux de surface issues du ruissellement semblent ainsi plus acceptables socialement que les eaux usées mêmes traitées (Oz-AQUARED, 2007). La synthèse bibliographique de Dillon et Jimenez (2007) montre, d'après les travaux de Nancarrow et al. (2002, 2003), que la recharge artificielle est peu acceptée lorsque des eaux usées traitées sont utilisées. Par comparaison, l'utilisation de ces eaux usées traitées dans le cadre d'autres activités telles que l'arrosage des jardins et des parcs est perçue plus positivement. Ces résultats semblent confirmés par les enquêtes menées en Australie et en Angleterre. Ces enquêtes indiquent également que les individus questionnés acceptent

plus facilement l'utilisation de leurs propres eaux usées traitées que celles d'eaux usées traitées provenant de la collectivité. Cette préférence semble fortement liée au facteur d'aversion psychologique. D'autres enquêtes semblent toutefois montrer des résultats inverses, en démontrant que les répondants préfèrent utiliser des eaux usées traitées issues de collectivité car les normes de traitement et de contrôle y sont plus strictes (Dolnicar et Saunders, 2005).

L'acceptation du recours à la recharge artificielle peut être favorisée, d'une part, si la ressource en eau est menacée et, d'autre part, si cette ressource présente un enjeu fort (Dishman et al., 1989). En Israël, l'emploi de la recharge artificielle, y compris les dispositifs impliquant l'utilisation d'eaux usées traitées, est accepté par le grand public car les problèmes de ressources en eau sont majeurs dans ce pays. Selon les travaux de Bixio et al. (2006), il semble que l'emploi de la recharge artificielle est totalement accepté lorsque les autres solutions de gestion de la ressource en eau ne sont pas techniquement réalistes et/ou économiquement dissuasives. Malgré ces pré-requis, le développement d'un projet de recharge n'est pas toujours possible faute d'adhésion du public (Po et al., 2004). L'acceptabilité de la recharge artificielle est donc dépendante de : (i) la complexité technique des solutions alternatives pouvant être mis en œuvre pour gérer la ressource, (ii) de la viabilité économique du système mis en œuvre et (iii) de la sensibilisation du public à ce type d'activité.

La confiance concernant, d'une part, les connaissances scientifiques et techniques acquises concernant l'emploi de dispositif de recharge et, d'autre part, les autorités administratives en charge du contrôle de l'activité de recharge est un facteur clé déterminant l'acceptation d'un projet de recharge. Dans les travaux de Casanova et al. (2010) reprenant l'enquête de Sydney Water (1999), le manque de confiance du public vis-à-vis des connaissances concernant les projets de recharge artificielle impliquant des eaux usées traitées est la raison la plus fréquemment invoquée par les répondants qui s'opposent à ces activités. Ce facteur peut être déterminant comme le montre la réalisation de plusieurs projets de recharge artificielle en Australie. En effet, ces projets ont abouti car le public et les différentes parties prenantes avaient confiance dans les organismes gestionnaires de l'eau supervisant le projet ainsi que dans les porteurs du projet. Afin que cette notion de confiance du public vis-à-vis des organismes gestionnaires de l'eau puisse s'établir, les critères d'évaluation de la qualité de la ressource doivent être partagés par l'ensemble des partenaires et du public impliqués dans l'utilisation du dispositif de recharge (Jeffrey et Jefferson, 2003).

La sensibilité à l'environnement est également un facteur déterminant la perception et l'acceptabilité des dispositifs de recharge. L'enquête des eaux de Sydney (1999), cité dans Hurilmann et McKay (2007), rapporte que les individus sensibilisés à la raréfaction des ressources en eau potable sont plus enclins à accepter la mise en place d'activité de recharge. Les valeurs communes sur l'environnement semblent être un facteur clé pouvant influencer la perception du public vis-à-vis de la recharge artificielle (Corral-Verdygo et al., 2003).

Il a été mentionné que l'acceptabilité de la recharge artificielle par le public était conditionnée à plusieurs facteurs sociodémographiques. Les résultats des enquêtes en Australie et aux Etats-Unis montrent statistiquement que la perception de la recharge

artificielle dépend du genre, de l'âge, du niveau d'éducation, du revenu et du quartier de résidence des répondants. Hurilmann et McKay (2007) recommandent ainsi de réaliser des campagnes d'informations ciblant les catégories sociodémographiques les moins enclines à l'utilisation des dispositifs de recharge artificielle. Le rôle de ces facteurs sociodémographiques dans l'acceptation de la recharge artificielle reste toutefois mineur (10% à 20%), la perception du risque et la confiance établie entre le public et les autorités administratives en charges du suivi de la qualité de l'eau sont des facteurs dominants (Russell et Hampton, 2005).

7.5. QUEL COUT ASSOCIE ? PERFORMANCE ECONOMIQUE GLOBALE

L'emploi de dispositif de recharge artificielle dans le monde, y compris en France, est généralement envisagé du fait que la recharge artificielle est une réponse pragmatique et économique à certains problèmes quantitatifs ou qualitatifs de ressources en eau et/ou d'adaptation au changement climatique. Concernant l'aspect économique, il est néanmoins difficile de quantifier le coût exact de la construction, de l'utilisation et de la rentabilisation de ces dispositifs.

Le coût de construction des dispositifs de recharge est similaire à celui mis en jeu lors de la construction de dispositifs de gestion de la ressource tels que les canaux, les rétentions collinaires, ou les petits barrages. Les coûts dépendent de la surface, du nombre de zone d'injection/infiltration, du choix des matériaux de construction. Similairement, l'ajout de forages d'observations ou la réalisation de carottes supplémentaires accroît les coûts de construction. Selon les conditions hydrogéologiques locales, la construction du dispositif de recharge artificielle impliquera l'utilisation de matériaux de construction particuliers, notamment du point de vue des réseaux de distribution, des valves de contrôles, des systèmes d'injection/infiltration ainsi que leur positionnement. Aux Etats-Unis, le coût de construction de ces dispositifs en 2004 était compris entre 750 000 et 1 500 000 \$. Ce coût est susceptible de varier suivant les conditions hydrogéologiques locales (Pyne, 2005).

L'évaluation du coût d'utilisation et de rentabilisation des dispositifs de recharge implique de pondérer le coût de construction et d'entretien en fonction des volumes d'eau injectée/infiltrée. Une telle démarche a été employée par Pyne (2005) afin d'évaluer le coût d'utilisation des dispositifs ASR aux Etats-Unis. En se basant sur les volumes d'injection moyens des dispositifs ASR aux Etats-Unis (2 à 30 Ml/j), ces auteurs estiment que le coût d'utilisation des dispositifs ASR est compris entre 65 000 et 200 000 \$/Ml/j.

En plus de cette estimation, Pyne (2005) propose quatre conclusions concernant les performances économiques des dispositifs de recharge.

Premièrement, les coûts sont plus élevés lors de la construction du premier dispositif de recharge au sein du site dédié à cette activité. En effet, la construction de ces premiers dispositifs implique la construction d'une infrastructure supplémentaire permettant leur utilisation, par exemple carottage d'exploration, prétraitement du site avant implantation du dispositif de recharge, connexion au réseau collecteur d'eau de

recharge, connexion au réseau de distribution d'eau potable, mise en place d'un site de prétraitement de l'eau de recharge (notamment dans le cas de l'utilisation des eaux usées). A l'inverse, la rentabilité des dispositifs de recharge peut être accrue lorsque : (i) de nouveaux dispositifs de recharge sont mis en place, (ii) des économies d'échelles sont prévues via la construction simultanée de plusieurs dispositifs de recharge au sein du même site, (iii) des dispositifs ayant des volumes d'injection/infiltration plus élevée sont construits et (iv) les coûts d'entretien liés au dispositif de recharge.

Deuxièmement, le coût de mise en service du premier dispositif de recharge au sein d'un site est plus élevé comparativement aux coûts des dispositifs suivants car il inclut l'étude de faisabilité préambule nécessaire à la construction. De plus, le coût de construction du deuxième dispositif de recharge ainsi que des suivants est atténué car les difficultés technique et réglementaire sont déjà appréhendées. La diminution du coût entre le premier dispositif de recharge construit et les suivants serait de l'ordre de 26 000 \$/Ml/j à 530 000 \$/Ml/j dans le cas de dispositif de recharge par injection de type ASR (Pyne, 2005).

Troisièmement, les dispositifs de recharge artificielle sont les dispositifs de gestion de la ressource en eau qui peuvent être économiquement attractifs. Les coûts dépendent fortement de la localisation et nécessité d'acquisition de terrains, du pré-traitement de l'eau nécessaire au projet, des régularisations environnementales, du design et construction des bassins/puits et des coûts de maintenance et fonctionnement. Dans certains cas, cette différence de coût par rapport à la construction de retenus collinaires, usine de dessalement peut atteindre jusqu'à 90% (Pyne, 2005). Dans le contexte où l'eau infiltrée/injectée dans l'aquifère a pour but d'être utilisée au bout de plusieurs années, l'économie liée à l'utilisation des dispositifs de recharge artificielle est encore plus conséquente car les frais supplémentaires liés à la récupération de l'eau stockée, son traitement et son utilisation sont alors minimes.

Quatrièmement, le coût d'entretien des dispositifs de recharge reste encore mal appréhendé. Ces coûts d'entretien incluent les dépenses énergétiques et les coûts des traitements chimiques réalisés lors de l'injection/infiltration des eaux de recharge et lors du pompage de ces eaux ainsi que les coûts d'opération et de maintenance du dispositif de recharge *sensu-stricto*. Des analyses effectuées sur des dispositifs de recharge par injection de type ASR aux Etats-Unis semblent indiquer que le coût d'entretien de ces dispositifs de recharge est compris entre 1 600 et 10 600 \$/Ml/j. De manière générale pour l'ensemble des dispositifs de recharge, il semble que le coût d'entretien soit proche de 3 200 \$/Ml/j

Parmi les différentes techniques de recharge artificielle, la performance économique des différents dispositifs est conditionnée à l'objectif du projet de recharge. Lorsque l'objectif de la recharge est quantitatif, les dispositifs de recharge par infiltration, bassins d'infiltration et techniques d'injection indirecte, impliquant l'utilisation des eaux de surface sont les approches les plus économiques. Dans les contextes où les objectifs de la recharge artificielle sont quantitatifs mais les conditions hydrogéologiques ne permettent pas l'utilisation de techniques d'infiltration, le coût des dispositifs de recharge augmente car il implique l'utilisation de dispositifs de recharge par technique d'injection. Si l'objectif du dispositif de recharge est de stocker de l'eau

potable afin de la réutiliser lors d'une activité située aux alentours du site de stockage, les dispositifs par injection sont plus économiques que les dispositifs par infiltration car ces techniques impliquent des coûts moindres de récupération, de traitement et d'utilisation de l'eau. Indépendamment du dispositif technique de recharge considéré, les coûts de pré- et/ou post-traitement dépendent fortement de la qualité de l'eau brute destinée à la recharge (Lazarova et al., 2006 ; Daher, 2011). Les dispositifs favorisant une infiltration lente et une optimisation des capacités géo épuratoire du sous-sol, permettent donc de minimiser les coûts inhérents aux traitements de l'eau de recharge et favorisent la rentabilité du projet.

En calculant le coût nécessaire à l'agrandissement de 5 sites de recharge artificielle en considérant la possibilité ou non d'utiliser des techniques d'injection de type ASR, Pyne (2005) montre que les économies liées aux techniques d'injection résultent de l'élimination ou de la réduction des réservoirs de stockage et des réseaux de distribution permettant l'importation des eaux de recharge puis leur exportation après récupération. La réduction des coûts associés au transport des flux entrants et sortants plaide pour une implantation géographique des sites de recharge proche des sources d'eau de recharge mais également des utilisateurs de l'eau récupérée. Dans l'ensemble de ces 5 cas, l'emploi des techniques d'injection est susceptible d'aboutir à une économie de moitié concernant le coût de construction (Illustration 16).

Location	Coût d'agrandissement (millions de dollars)	
	avec ASR	sans ASR
Wyoming, MI	9	31
Peace River, FL	46	108
Manatee County, FL	2	38
Florida Keys, FL	3	38
Kerrville, TX	3	30

Illustration 16 : Comparaison des coûts d'agrandissement de différents sites de recharge artificielle aux Etats-Unis en prenant en compte ou non l'utilisation de techniques d'injection de type ASR (d'après Pyne, 1995)

Indépendamment des coûts d'investissement et de fonctionnement, la faisabilité d'un projet de recharge artificielle est directement liée aux débouchés économiques de la nouvelle ressource ainsi générée. Dans une enquête en Australie (Rouse Hill) auprès des résidents utilisant un réseau d'eau dual, Marks (2006) note que la majorité des résidents espèrent payer moins pour l'usage de l'eau recyclée parce que la qualité de l'eau est moindre et son usage restreint. Au moment de l'enquête, le prix de l'eau recyclée était de 0,22 \$US/m³, 80% moins cher que l'eau potable dans un réseau de distribution sans recyclage de l'eau. Cependant, ce prix est subventionné par l'Etat australien pour favoriser la réutilisation des eaux usées.

Poser la question du retour sur investissement d'un projet de recharge artificielle revient probablement à poser celle de la soutenabilité de la tarification de l'eau pour les usagers (agriculture, industrie, ménages). L'augmentation des coûts de gestion, l'intégration de nouveaux pôles de dépenses et la baisse continue de la consommation en eau tend à remettre en question la soutenabilité du système actuel de tarification de l'eau pour les ménages (Centre d'analyse stratégique, 2013). Une évolution de la tarification est donc nécessaire afin de concilier au mieux efficacité économique et environnementale et équité sociale.

8. Recharge artificielle des eaux souterraines : Verrous technologiques/réglementaires et perspectives d'évolution

8.1. PRECONISATIONS POUR EVALUER SUR UN SITE L'INTERET EN TERME DE VOLUMES D'EAU. QUELS SONT LES VOLUMES A PRENDRE EN CONSIDERATION : USAGES/CONSOMMATIONS

La réussite d'une opération de recharge artificielle dépend largement des conditions hydrogéologiques locales (zone non saturée et aquifère): la zone non saturée doit être en mesure de laisser l'eau s'infiltrer vers la nappe et l'aquifère doit pouvoir stocker l'eau reçue, l'évacuer mais sans trop de "dissipation" qui annulerait l'effet de stockage recherché.

Pour l'évaluation d'un site, notamment concernant ses potentialités en termes de volume de stockage, il est nécessaire de caractériser l'aquifère et la ZNS (voir § 7.1).

Mais il faut aussi que l'augmentation de réserve de la nappe se maintienne pendant un temps suffisant, compatible avec le délai de reprise d'eau souhaité: l'effet de l'injection ne doit pas se propager rapidement jusqu'à une limite d'émergence de la nappe, entraînant une augmentation du débit sortant.

Dans les aquifères de type "continu", cette condition dépend du rapport "transmissivité T sur emmagasinement S" (diffusivité de l'aquifère: $D=T/S$).

En résumé, pour que les conditions de recharge soient bonnes dans les aquifères de type "continu", il faut donc une diffusivité plutôt faible, c'est-à-dire une perméabilité pas trop élevée et un bon coefficient d'emmagasinement. Ces conditions peuvent être trouvées dans les formations aquifères à porosité d'interstices (formations sableuses, gréseuses, ...) ou à double porosité (d'interstice et de fissures, comme la craie).

8.2. PRECONISATIONS SUR LA FAISABILITE TECHNIQUE, PAR RAPPORT AUX PROPRIETES GEO EPURATOIRES DES SOLS.

Dans le cas des dispositifs de recharge artificielle impliquant des techniques d'infiltration (bassins d'infiltration et techniques d'injection indirectes), des processus géochimiques et microbiologiques sont susceptibles de se mettre en place dans la zone non saturée permettant l'épuration des eaux de recharge (chapitre 6).

Les points essentiels à étudier pour comprendre les transferts réactifs en ZNS (Johnson et al., 1999; Rinck-Pfeiffer et al., 2000; Pettenati et al., 2012) sont les suivants : écoulements préférentiels ; eau porale immobile ; connectivité entre les deux porosités correspondantes ; caractéristiques hydrauliques (courbes de rétention, conductivité hydraulique, porosité, ...) ; description détaillée de la minéralogie

(minéralogie primaire et secondaire potentielle) ; cinétiques de réaction (données bibliographiques et mesures de labo) ; complexation de surface et/ou échanges cationiques ; rôle de la matière organique (effet tampon du pH, aspects géobiologiques, complexation des métaux ; étude des fronts réactifs et zones tampons de pH et de Eh ; effet de l'évapotranspiration (concentration des solutions d'infiltration en été, par ex.) ; forces ioniques élevées.

L'estimation des processus géo-épuration est toutefois complexe et peut difficilement être prédite. Il est toutefois possible d'identifier des critères de la zone non saturée pouvant affecter les processus géochimiques et microbiologiques favorisant l'épuration des eaux de recharge : (i) le pH, (ii) le potentiel d'oxydoréduction, (iii) la concentration en matière organique et (iv) la minéralogie. Les clés d'interprétations permettant de relier les différentes propriétés physiques et chimiques de la zone non saturée aux processus épurationnels pouvant s'y établir sont présentés ci-dessous.

pH

Il a été largement démontré que les réactions d'adsorption des cations (complexation de surface et échange d'ions) tels que les métaux traces ainsi que les réactions de dégradation sont généralement plus faibles aux pH extrêmes (Chapitre 6). Dans les conditions acides ($\text{pH} < 4$), l'adsorption de protons sur les sites d'adsorption chargés négativement neutralisent les charges de ces sites, voire leur confèrent une charge positive, ce qui diminue la capacité d'adsorption des constituants du milieu vis-à-vis des cations. Dans les conditions alcalines ($\text{pH} > 8$), les cations ne restent pas sous forme d'ions libres mais forment des complexes aqueux impliquant des anions, généralement les hydroxyles, présents en solution. Cette modification de la spéciation aqueuse des cations implique une diminution de l'affinité entre ces ions et les différents constituants du milieu. Similairement, le mécanisme de biodégradation est favorisé lorsque le pH du sol est proche de la neutralité.

Au vu de l'importance du pH dans la mise en place des différents processus que nous cherchons à maximiser dans le cadre de la géo-épuration, il est également nécessaire de sélectionner un sol ayant un milieu avec une teneur en carbonate relativement élevée afin de limiter la diminution du pH lors de l'introduction massive de protons. Toutefois, la présence de carbonates peut également défavoriser les réactions d'adsorption de métaux traces car la présence de ces minéraux implique une concentration élevée en ions Ca^{2+} qui saturent les sites d'adsorption.

Il est donc préférable de pratiquer les techniques d'infiltration sur des zones non saturées ayant des valeurs de pH comprises entre 5 et 8 et possédant une teneur en carbonates modérée afin de maximiser les processus d'adsorption des métaux traces et de dégradation microbienne favorisant l'épuration des eaux.

Potentiel d'oxydoréduction

Les processus géo-épurationnels (adsorption, dissolution/précipitation, biodégradation) sont fortement influencés par le potentiel redox de la zone non saturée (Chapitre 6). Par exemple, une diminution du potentiel redox induit une dissolution des phases

porteuses et donc la libération des métaux traces adsorbés à leur surface ou dans leur matrice cristalline. De plus, la diminution du potentiel redox implique la modification de la spéciation aqueuse des métaux traces, ce qui peut renforcer leur toxicité (par exemple transformation de As(V) en As(III)). Il semble donc important de limiter la diminution du potentiel d'oxydoréduction de la zone non saturée causée par la mise en place successive des réactions microbiennes impliquant des composés accepteurs d'électrons ayant un potentiel d'oxydoréduction de plus en plus faible, en favorisant l'oxygénation de cette zone non saturée.

Teneur et nature de la matière organique

La concentration en matière organique ainsi que sa nature conditionne l'intensité des processus d'adsorption (Chapitre 6). En effet, il est généralement admis qu'une concentration en matière organique relativement élevée favorise principalement les réactions d'adsorption des métaux traces en permettant d'augmenter le nombre de sites d'adsorption chargés négativement. Cette relation entre concentration en matière organique et réactions d'adsorption des métaux traces est généralement valide lorsque le pH du sol est compris entre 5 et 8,5. Dans ces conditions, la solubilité de la matière organique est en effet relativement modérée, lui permettant ainsi de rester stable et donc d'adsorber des métaux traces. De plus, l'augmentation de la concentration en matière organique induit généralement une augmentation de la capacité d'échange cationique. Il est toutefois important de souligner que la capacité d'échange cationique dépend également d'autres propriétés du sol, notamment la concentration en minéraux argileux (voir ci-dessous). Il est important de souligner que la présence de matière organique ne favorise pas toujours la rétention des métaux traces. En effet, la mobilité des métaux traces peut être favorisée lorsque ces composés forment des complexes organométalliques solubles avec des composés organiques colloïdaux solubles.

Le processus de biodégradation est également influencé par la matière organique. Plus précisément, la matière organique est la principale source d'énergie des micro-organismes au sein de la zone non saturée. L'augmentation de la teneur en matière organique est ainsi susceptible de favoriser la dégradation des produits pharmaceutiques ainsi que d'autres réactions microbiennes telles que la dénitrification. Les effets des composés organiques sur le processus de dégradation sont également plus importants lorsque ceux-ci sont énergétiquement riches et facilement oxydables.

Afin de favoriser les réactions d'adsorption des métaux et les réactions microbiologiques dont celles impactant la dégradation des contaminants organiques ou la réduction des nitrates, l'installation du dispositif de recharge sur un site ayant une teneur en matière organique relativement insoluble non négligeable est recommandée.

Minéralogie

Le dernier critère permettant d'évaluer les capacités géo-épuratoires des zones non saturées lors de la recharge artificielle est leur minéralogie. En effet, cette propriété est susceptible d'influencer fortement les processus géochimiques régulant la mobilité des contaminants au sein de la zone non saturée (Chapitre 6).

D'une part, l'analyse de la minéralogie de la zone non saturée permet de déterminer la teneur en oxyhydroxydes et en minéraux argileux, qui sont les phases solides présentant le plus d'affinité vis-à-vis des contaminants. Plus précisément, les minéraux argileux présentent des sites d'adsorption généralement chargés négativement dans la gamme de pH rencontrée dans les zones non saturées, ce qui implique que ces phases porteuses aient une affinité plus marquée vis-à-vis des cations tels que les métaux traces. A l'inverse, les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium présentent une plus forte affinité pour les oxyanions, tels que les phosphates, les arsénates ou les sélénates, et les produits pharmaceutiques dont les groupements fonctionnels sont chargés négativement dans les conditions légèrement acides à alcalines. En effet, les groupements fonctionnels de ces minéraux restent chargés positivement jusqu'à des pH alcalins (pH >9). En fonction de la nature du contaminant présent dans les eaux de recharge, des zones non saturées possédant des minéralogies différentes devront être sélectionnées. Par exemple, des zones non saturées riches en minéraux argileux pourront être retenues afin de favoriser l'épuration d'eaux de recharge riches en métaux traces.

Il est également important de noter que l'affinité de ces phases porteuses vis-à-vis des métaux traces est également conditionnée par la présence de composés chimiques inhibant ou facilitant l'adsorption des contaminants. Plus précisément, la présence d'ions possédant la même charge que les contaminants induit un effet de compétition entre ces ions et les contaminants présents dans les eaux de recharge ou déjà adsorbés, favorisant le transfert de ces contaminants vers la nappe. Ce mécanisme de compétition est d'autant plus exacerbé que la saturation de la phase porteuse est importante. A l'inverse, l'adsorption d'ions ayant une charge différente de celle des contaminants facilite l'immobilisation des contaminants. En effet, ce mécanisme favorise l'adsorption des contaminants présents dans les eaux de recharge et limite la désorption des contaminants déjà adsorbés.

D'autre part, la caractérisation de la minéralogie de la zone non saturée permet de déterminer la présence de minéraux susceptibles de libérer des métaux traces et/ou des métalloïdes. En effet, l'équilibre thermodynamique n'est plus maintenu au sein de la zone non saturée lors de la recharge artificielle du fait de l'apport d'une solution ayant une composition différente de celle de l'eau porale. Cette modification de l'état chimique du système peut induire une dissolution des phases minérales, ce qui peut libérer des métaux traces et/ou métalloïdes. Par exemple, la mise en place successive de réactions d'oxydoréduction impliquant l'utilisation de composés accepteurs d'électrons ayant un potentiel d'oxydoréduction de plus en plus faible implique la dissolution de certaines phases minérales adsorbant ou contenant des contaminants en raison de l'abaissement du potentiel d'oxydoréduction.

Il est ainsi recommandé de sélectionner une zone non saturée ayant une teneur relativement élevée en oxyhydroxydes et en minéraux argileux et ses minéraux. De plus, ces phases porteuses devront être peu saturées afin de limiter les effets de compétition. La présence de minéraux pouvant comporter des métaux traces et/ou métalloïdes au sein de leur matrice cristalline est également déconseillée.

La recharge artificielle ayant pour objectif l'optimisation des traitements amont des eaux résiduaires et de la géo épuration naturelle du sous-sol doit donc être précédée d'une analyse dédiée du site de mise en œuvre puisque les caractéristiques de l'eau de recharge et de l'assemblage minéralogique constituant le sous-sol sont spécifiques du site. Une première approche générique doit, toutefois, permettre d'identifier et de quantifier l'activité biologique potentielle globale (indigène au sol ou apportée par l'injection d'eau) ayant un rôle sur l'évolution de phases minérales prépondérantes d'intérêt vis-à-vis des caractéristiques physiques et chimiques du sol (phénomène de dissolution/précipitation) et sur certaines réactions globales qui seraient à définir (décomposition de matière organique, oxydo-réduction Fe, S, Mn....) suivant la nature des eaux injectées et du sol (Azaroual et al., 2008 ; 2009 ; Pettenati et al., 2012).

8.3. PRECONISATIONS SUR LES CONTROLES DE SURVEILLANCE A METTRE EN PLACE DANS LE CADRE D'UN PROJET DE RECHARGE ARTIFICIELLE DIRECTE OU INDIRECTE DES EAUX SOUTERRAINES PAR DES EAUX DE QUALITE MEDIOCRE

Un monitoring visant à évaluer les risques sanitaires et environnementaux liés à la recharge artificielle directe ou indirecte des eaux souterraines par des eaux de qualité médiocre et à ouvrir des pistes pour les maîtriser, doit permettre un suivi des processus hydrauliques, physiques, chimiques et biologiques de la zone de transfert. Alors que la plupart des études sur les contrôles de surveillance des dispositifs de recharge artificielle visent à examiner les impacts à court terme, Ollivier et al. (2013) ont suivi pendant 18 mois l'infiltration d'eau usée traitée au sein d'un pilote de recherche. Leur étude recommande les dispositions suivantes :

- mesures de paramètres physico-chimiques : saturation en eau, pression de l'eau, température, conductivité, potentiel redox, pH des eaux d'infiltration ;
- échantillonnage et analyse des gaz de la zone non saturée ;
- échantillonnage et analyse des eaux de la zone non saturée ;
- échantillonnage des sols pour une analyse minéralogique et microbiologique ;
- tests de perméabilité sur les sols et sous-sols du site de recharge;

Après une période de 18 mois, couvrant un cycle hydro climatique complet, une analyse géochimique et minéralogique de la matrice au droit des sols percolés permet de caler la simulation numérique des processus biogéochimiques observés. Cette modélisation basée sur les données du pilote doit permettre l'extrapolation du transfert réactif spécifique au site de recharge.

Principe et potentiel des capteurs à bas coût

Dans le contexte d'un projet de recharge artificielle à partir d'eaux de qualité médiocre, il paraît important d'inclure un volet lié à l'estimation qualitative / quantitative des substances dangereuses (substances prioritaires ou substances émergentes ; cf. annexe 1 de l'arrêté du 17 juillet 2009) qui pourraient être présentes et qui ne sont pas systématiquement recherchées. Ceci implique des méthodes à faible coût qui permettront d'identifier ou non la présence de substances dangereuses. Si la présence est détectée, ces méthodes permettront une estimation de flux ou de processus

d'accumulation (probablement dans la phase solide) qui seront un indicateur pour l'appui à décision sur les mesures correctives à prendre. Ceci est à lier avec les objectifs d'étude d'impact sur le milieu récepteur et l'établissement ou non des cinétiques d'accumulation sur les matrices organiques et/ou inorganiques de la zone de transfert.

Les outils de mesure sur site à faible coût sont des capteurs spécifiques ou des outils d'échantillonnage intégratif. Dans le premier cas, le capteur donne une information directe et rapide sur l'état du milieu (mapping intéressant sur une zone d'intérêt donnée) et représente un outil de screening et de veille (notamment pour les capteurs en ligne si une augmentation brutale est potentiellement possible). Dans le cas des échantillonneurs intégratifs (passive sampler), le principe est d'accumuler sur un support placé dans le milieu (eau ou sédiment ou boue) les substances recherchées pendant 1 à 4 semaines. L'échantillonneur intégratif est ensuite ramené au laboratoire, les substances extraites et analysées. Du fait de l'accumulation dans le temps la quantité à analyser est importante (par rapport à une mesure classique) donc l'analyse est facilitée et permet de disposer d'une information à moindre coût.

La mise en place de tels outils permettra de mener des diagnostics réalistes sur l'efficacité des ouvrages de traitement existants et définir les nécessaires traitements complémentaires à mettre en place, de réaliser à moindre coût une surveillance continue des concentrations en micropolluants des eaux usées et du milieu aquatique et de maîtriser les risques pour les usages de la ressource.

Préconisations spécifiques aux produits émergents

La contamination des eaux souterraines par des substances récentes est une réalité. Lorsque des eaux usées traitées (ou des eaux de surface contaminées) sont utilisées pour la recharge artificielle, une attention particulière doit être portée sur cette question. Les stations d'épuration non prévues pour traiter ces substances présentent un degré d'efficacité variable et la présence de substances médicamenteuses dans les effluents est également une réalité. Si le sol peut jouer un rôle épurateur dans certains cas, ce rôle peut ne pas être suffisant pour garantir une non contamination des eaux souterraines.

Ainsi, il sera évidemment nécessaire de caractériser la qualité des effluents en cherchant à intégrer sa variabilité probable au cours de l'année (nombre de personnes rattachées variant au cours de l'année, température différente pouvant affecter l'activité des microorganismes présents dans le bac à boue...). A partir de là, en fonction des grandes familles représentées et s'il est possible d'identifier une ou plusieurs molécules « traceurs », un monitoring ciblé pourra être mis en place. En effet, il est probable que l'ensemble des substances ne puisse pas être suivi finement. Si un large screening est nécessaire à quelques dates, un suivi plus restreint mais bien ciblé pourra probablement être initié.

Le suivi pourra concerner à la fois l'évolution de la qualité des eaux souterraines mais aussi le transfert des substances dans le sol et/ou la zone non saturée plus profonde. La réalisation de profils de concentrations dans le sol ou la zone non saturée (après

carottage) peut dans certains cas aider à suivre le transfert des substances. En complément ou comme autres approches, la caractérisation de la qualité des eaux de lessivage peut être réalisée après échantillonnage par des dispositifs de type bougies poreuses et/ou plaques lysimétriques. Le choix du dispositif est conditionné par la durée de l'expérimentation, le type de sol, la profondeur à investiguer etc.

Plus en amont de l'étude et de façon à intégrer ou au contraire écarter des sites qui pourraient être utilisées pour le recharge artificielle, des expérimentations peuvent être menées en laboratoire. Les tests de sorption et de dégradation peuvent en effet être mis en œuvre de façon à apprécier le risque en fonction du type de sol considéré. Si la qualité des effluents n'est pas connue aujourd'hui, les revues bibliographiques mentionnées plus haut doivent permettre d'établir une liste de substances qui seront très probablement retrouvées dans les effluents compte-tenu de la faible capacité des stations vis-à-vis de ces substances.

9. Conclusions

La recharge artificielle des nappes fait partie des stratégies de gestion quantitative et qualitative de l'eau et d'adaptation au changement climatique, dans le domaine des ressources en eau. Les différents dispositifs mis en œuvre dans les sites actuellement en activité sur le territoire national et dans le monde, font appel à des technologies relativement bien maîtrisées depuis une vingtaine d'années pour la plupart.

Le choix d'une méthode de recharge artificielle dépend de facteurs multiples tels que l'objectif visé par le dispositif de recharge (quantitatif et/ou qualitatif), le contexte hydrogéologique local, le type et le volume d'eau de recharge disponibles et les propriétés chimiques et microbiologiques de ces eaux. La législation régit la construction et le fonctionnement des dispositifs de recharge. Un critère commun à l'ensemble des sites de recharge artificielle identifiés sur le territoire national, faisant l'objet d'une description détaillée en annexe du rapport, est qu'ils ont été construits à travers une démarche par étape. Indépendamment de l'impact social, économique et environnemental dont la prise en compte est indispensable, le rapport met l'accent sur les verrous scientifiques qui sont à lever en amont d'une évolution réglementaire visant à faciliter le recours à ces technologies.

L'accent a été mis dans le rapport sur la recharge artificielle envisagée à partir d'une eau de qualité dégradée (eaux usées et urbaines traitées ou eau de surface) par rapport aux critères réglementaires stricts de l'eau potable. Compte tenu de la spécificité locale de chaque site de recharge artificielle, il n'existe pas de solution univoque à recommander et toute évolution réglementaire devrait prendre en compte cette réalité de terrain. Il semble, toutefois, possible de différencier la recharge artificielle en deux grands groupes sur la base de la qualité des eaux de recharge. Les eaux dont la qualité est la plus proche des normes de l'eau potable sont les mieux adaptées aux techniques d'injection directe ou indirecte en aquifère tandis que celles de qualité plus dégradée doivent privilégier les méthodes d'infiltration favorisant un complément de traitement naturel par le sous-sol. Dans les deux cas, un post traitement, dont l'intensité dépend de l'usage envisagé, s'imposera avant leur mise en distribution.

Aujourd'hui, la complexité du système hydro-bio-géochimique des zones non saturée et saturée d'un aquifère jouant un rôle prépondérant au cours de la recharge artificielle est encore mal comprise. Il est donc difficile de prévoir à long terme le fonctionnement d'une installation de réalimentation artificielle et d'anticiper des problèmes tels que :

- les impacts d'une telle installation sur les propriétés physico-chimiques du sol, comme la diminution de la perméabilité ou la mobilisation de polluants du fait d'une modification des conditions redox du sol, qui pourraient engendrer une altération de la capacité d'épuration des zones non saturées et saturées de l'aquifère ;
- en cas d'arrêt définitif ou temporaire de la recharge artificielle, la rupture de l'équilibre établi dans le sol peut entraîner des remobilisations de polluants jusqu'alors fixés. C'est pourquoi la qualité physico-chimique et bactériologique des

eaux de recharge et récupérée de ces installations de recharge artificielle doit faire l'objet d'un contrôle suivi.

Le procédé de réalimentation artificielle des nappes apporte une solution à la problématique des nappes souterraines surexploitées. Ce procédé permet également un recyclage indirect et sécurisé des eaux de surface de qualité dégradée. La réalimentation artificielle peut être utilisée de façon permanente afin de soutenir une nappe souterraine fortement sollicitée ou de façon cyclique et saisonnière, en permettant de reconstituer les stocks d'eau souterraine. Cette pratique peut être réalisée à partir d'eau de surface présente dans des bassins, des tranchées, des fossés ou tout autres dispositifs où l'eau s'infiltré dans le sol et s'écoule de façon gravitaire vers le bas afin de recharger les aquifères et ainsi soutenir les débits sollicités. Naturellement, la recharge artificielle nécessite des sols perméables en surface. A défaut, il faut utiliser des tranchées ou des puits dans la zone non saturée, ou bien injecter directement l'eau dans les aquifères à partir de puits. Il faut également s'assurer que la zone non saturée entre la surface et l'aquifère ne possède pas de zones polluées mais qu'elle peut, à l'inverse, déclencher des réactions géochimiques d'épuration de certains polluants résiduels selon la qualité des eaux introduites. La maîtrise des réactions géochimiques et des mécanismes de transfert de masse (et parfois de chaleur) permet une meilleure gestion des tendances au colmatage et aux difficultés d'injection ainsi qu'à l'amélioration de la qualité de l'eau (concept de géo-épuration).

Ainsi dans plusieurs cas, le but premier est le soutien à une nappe souterraine surexploitée avec d'autres bénéfices induits qui pourraient être l'amélioration de la qualité des nappes avec une baisse significative des concentrations en certains éléments chimiques réactifs (i.e. le fer, le manganèse, l'ammonium, le nitrate, les polluants organiques, etc.), permettant ainsi la mise en œuvre de traitements de potabilisation finaux plus simples et plus économiques. En parallèle, la contamination des eaux infiltrées sera réduite naturellement si le procédé de recharge mis en œuvre intègre l'identification de zones réactives et/ou de zones tampons ainsi que des zones favorables au développement des microorganismes. En effet, les minéraux argileux, les hydroxydes de fer et de manganèse ainsi que les micro-organismes présents dans ces différentes zones ont des capacités importantes de décontamination (i.e. biodégradation des composés organiques, etc.) et de fixation de polluants métalliques et métalloïdes. Le choix d'un site de recharge artificielle implique donc de s'assurer de la compatibilité entre la qualité de l'eau de recharge et les performances réactives du sol et surtout de la zone non saturée. Dans ce contexte, le traitement final des eaux pourra être optimisé et devenir de fait moins onéreux et moins coûteux.

Toutes les modélisations, basées sur l'impact du changement climatique à moyen terme, montrent une baisse du niveau moyen mensuel des nappes liée à la baisse de la recharge. Il apparaît que l'appréhension de la recharge naturelle, de son évolution et donc de la capacité d'emmagasinement du sous-sol, sera un critère fondamental d'aide à la décision dans le choix d'un site de recharge artificielle. Un travail de modélisation couplant climat et hydrogéologie à l'échelle des grands bassins hydrographiques, en estimant le coefficient d'infiltration, la recharge et l'incertitude associée aux méthodes pour la calculer, permettrait de lever le verrou technologique

de l'accès à la capacité d'emmagasinement d'un bassin versant. Cette approche pourrait être étendue au territoire national. L'objectif à terme est de pouvoir utiliser des scénarios climatiques pour simuler l'impact du climat futur sur la recharge des aquifères étudiés à l'horizon 2050 et tenter de fournir une cartographie de l'estimation de la ressource en eau souterraine renouvelable future, indispensable pour les réflexions sur les stratégies d'adaptation à l'échelle du bassin et l'implantation de dispositifs de recharge artificielle.

L'emploi de dispositif de recharge artificielle dans le monde, y compris en France, est généralement envisagée du fait que la recharge artificielle est une réponse pragmatique d'adaptation au changement climatique, potentiellement éco-responsable dans une approche systémique de la gestion de l'environnement et économiquement attractive pour la gestion des ressources en eau. Concernant ce dernier point, il est néanmoins difficile de quantifier le coût exact de la construction, d'utilisation et de rentabilisation de ces dispositifs. Indépendamment du dispositif technique de recharge considéré, les coûts de pré- et/ou post-traitement dépendent fortement de la qualité de l'eau brute destinée à la recharge. Les dispositifs favorisant une infiltration lente et une optimisation des capacités géo épuratoire du sous-sol, permettent donc de minimiser les coûts inhérents aux traitements de l'eau de recharge et favorisent la rentabilité du projet.

10. Bibliographie

Agence de l'eau Seine-Normandie (1993). Epuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation : état de l'art et études de cas. Ministère de l'Environnement, direction de l'eau, Volume 9 Etude inter agences, 1993, 89 p.

Alexander M. (1981) Biodegradation of chemicals of environmental concern. Science 211: 132-138.

ANSES (2012). Réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des espaces verts par aspersion et le lavage des voiries. Rapport d'expertise collective, mars 2012

Armenter J. L. (2008). La recharge artificielle des aquifères dans la gestion conjointe des ressources du fleuve Llobregat. La Houille blanche N° 6 : 63-69.

Arthur J D, Dabous A A., Cowart J B. (2002). Mobilization of arsenic and other trace elements during aquifer storage and recovery, southwest Florida. In U.S. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings (Aiken G R. and Kuniandy E L., editors), April 2-4, 2002, Sacramento, California. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-89 : 47-50.

Arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines (Version consolidée au 15 septembre 2012). NOR: DEVO0829047A. Disponible sur <http://www.legifrance.gouv.fr>

Arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines. NOR: DEVO0913336A. Disponible sur <http://www.legifrance.gouv.fr>

Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. NOR: SASP1013629A. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do;jsessionid=4B4CB253859EA7CB9B07>

Asano T. (1998). Wastewater reclamation and reuse. Water Qualit. Manag. Libr. pp. 1475.

Azaroual M., Lassin A., Pettenati M., André L., Casanova J., Rampoux N. (2008). Reactive transport simulation of the pollutant transfer through the unsaturated soil zone in the framework of an aquifer artificial recharge process. Proceedings of "Water Down Under 2008", ISBN 0 858 25735 1, Engineers Australia, April 2008 :12 p.

Azaroual M., Pettenati M., Casanova J., Rampnoux N. (2009). Reactive transport modelling of pollutant transfer through the unsaturated soil zone in the framework of the artificial recharge of an aquifer under seawater intrusion constraints. Proceedings of "REUSE09", Brisbane, Australia, 22-25 September 2008. 3 p.

Baumont S., Camard J-P., Lefranc A., Franconi A. (2004) Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France, Observatoire régional de santé d'Ile-de-France, Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France, 222p.

Besnard K., Rampnoux N., Casanova J., Azaroual M., Pettenati M. (2010) Monitoring of reactive fronts during wastewater infiltration in unsaturated soil zone in the framework of an aquifer artificial recharge process – pilot scales study. GIRE3D, Agadir, Maroc (24 – 26 mars 2010).

Bixio D., Thoeye C., de Koning J., et al. (2006) Wastewater reuse in Europe. 187: 89-101.

Bourguet L. (1971) Inventaire international des aménagements d'alimentation artificielle/ dépouillement et synthèse des réponses. International Association of Scientific Hydrology. Bulletin 16: 3, p.51-102

Boutin C., Héduit A., Helmer J.M. (2009). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT). Rapport final 100 p. Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008.

Bouwer H. (1989) Estimating and enhancing groundwater recharge. In Sharma ML (ed) Groundwater recharge. Balkema, Rotterdam, pp. 1-10

Bouwer H. (2002) Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeol. J. 10: 121-142.

Bradebury M.H., Baeyens B. (1997) Experimental and modelling studies on the pH buffering of MX-80 bentonite porewater. Applied Geochemistry: 24, 419-425.

Buros O.K. (1990) The ABC's of desalting. International desalination association (ed). Topsdielf, Massachusetts, p. 352.

Cary L., Casanova J., Gaaloul N., Guerrot C. (2013). Combining boron isotopes and carbamazepine to trace sewage in salinized groundwater: a case study in Cap Bon, Tunisia. Applied Geochemistry : 34, 126-139.

Casanova J., Rampnoux N., Laurus P. (2007). Le projet REGAL (REcharge artificielle et Gestion Active des nappes Littorales) : une réponse adaptée à l'impact des changements climatiques dans le Sud de la France. Résumé in : L'impact des Changements Climatiques sur les Régions Arides et Semi Arides, 15-17 Décembre 2007, Biskra, Algérie, 1 p.

- Casanova J., Rampnoux N., Moulin M., Gourcy L.** (2008a). Les isotopes du bore, traceurs de la recharge artificielle des eaux souterraines par des eaux usées traitées et de la progradation du biseau salé. Proceedings of Colloque International "L'EAU en Milieux Arides et Semi Arides - Apports des Traceurs Environnementaux à la gestion des Ressources », 4-5 Décembre 2008, Sousse, Tunisie, 6 p.
- Casanova J., Béchu E., Bouzit M., Leroy P., Maton L., Pettenati M.** (2008b). Appui au projet de REcharge artificielle et Gestion Active des nappes Littorales (REGAL). Rapport intermédiaire BRGM/RP- 56836 – FR, Décembre 2008, 63 pages, 20 illustrations.
- Centre d'analyse stratégique** (2013). Pour une gestion durable de l'eau en France : Comment améliorer la soutenabilité de la tarification de l'eau pour les ménages ? Note d'Analyse n°327, 16 p. Disponible sur <http://www.strategie.gouv.fr>
- Cauchi H., Nakache, Schwartzbrod D., et al.** (1996) Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. Techn. Sci. Meth. 2: 81-118.
- Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S.** (2007). Chapitre : Les eaux pluviales urbaines et les rejets urbains de temps de pluie. Les techniques de l'Ingénieur. Edition T.I. Doc. W6 800 – 8-2007. 17 p.
- Corral-Verdugo V., Betchel R.B., Fraijo-Sing B.** (2003). Environmental beliefs and water conservation: an empirical study. J. Environ. Psychol. 23: 247-253.
- Cunningham V.L., Buzby M., Hutchinson T., Mastrocco F., Parke N., Roden N.** (2006). Effects of human pharmaceuticals on aquatic life: next steps. Environ. Sci. Technol. 40: 3456-3462.
- Daher W.** (2011). Étude de faisabilité de recharge artificielle dans un aquifère karstique côtier. Thèse Université Montpellier II & Université St Joseph de Beyrouth. 214 p.
- Debecdelièvre L., Barraud S, Clozel B., et al.** (2009). Guide de préconisation pour la conception et la gestion des ouvrages de rétention-infiltration. Document rédigé dans le cadre du programme de recherche ECOPLUIES financé par l'ANR PRECODD. 63 p. téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org> page documents.
- Detay M.** (1997) La gestion active des aquifères. Masson Ed. 416 P.
- Devaux I.** (1999) Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse univ. Joseph Fourier, Grenoble p.257
- Dillon P.J., Jiménez B.** (2007) Water reuse via aquifer recharge: international and unintentional practices. In Blanca Jimenez and Takashi Asano (2008) Water Reuse : An International Survey Contrasts, issues and needs around the world Edited by IWA, p. 332-350.

Dillon P., Pavelic P., Toze S., Rinck-Pfeiffer S., Martin R., Knapton A., Pidsley, D. (2006). Role of aquifer storage in water reuse. *Desalination*, 188: 123-134.

Dishman C.M., Sherard J.H., Rehman M. (1989). Gaining public support for direct potable water reuse. *J. Prof. Issue Eng.* 115: 154-161.

Dolnicar D., Saunders C. (2005) Marketing of recycled water. Review of past studies and research agenda, paper to Oz-AQUAREC conference Integrated concepts in water recycling. Wollongong 14-17 Feb 2005.

Eaufrance (2013). Les efforts de surveillance des eaux souterraines. Les Synthèses n°6, 26 p. http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/surveillanceeauxsouterraines_201301.pdf

Eussuff M.M., Lansey K.E. (2004) Optimal operation of artificial groundwater recharge systems considering water quality transformations. *Water Resour. Manag.* 18, 379-405.

Faby J.A., Brissaud F. (1997) L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, p. 76.

Fazeli M.S., Khosravan F., Hossini M., Sathyanarayan S., Stish P.N. (1998) Enrichment of heavy metals in paddy crops irrigated by paper mill effluents near Nanjangud, Mysore District, Karnataka, India. *Environ. Geol.* 34: 297-302.

Flint A.L., Flint L.E., Edward E.M., Fabryka-Martin J.T., Bodvarsson G.S. (2002). Estimating recharge at Yucca Mountain, Nevada, USA: comparison of methods. *Hydrogeol. J.* 10:180–204.

Flühler H., Dumer W., Flury M. (1996) Lateral solute mixing processes – a key for understanding field-scale transport of water and solutes. *Geoderma* 70: 165-183.

Haeber R.H., Waller D.H. (1987) Water quality of rain water collection systems in the Eastern Caribbean. 3rd International rainwater cistern system conference.

Gérard F., Ranger J., Ménétrier C., Bonnaud P. (2003). Silicate weathering mechanisms determined using soil solutions held at high matric potential. *Chem. Geol.* 202: 443-460.

Gleeson T., Wada Y., Bierkens M. F. P., van Beek L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488 : 197–200.

Golla G., Petit K., Hocquet C. (2010). Bilan 2008 de l'assainissement en France. Rapport ONEMA Juillet 2010, 27p.

Hernández M, Tobella J, Ortuño F, Armenter JL. (2011). Aquifer recharge for securing water resources: the experience in Llobregat river. *Water Sci Technol.* 63(2):220-6.

- Hiemstra T., Van Riemsdijk W.H.** (1996). A surface structural approach to ion adsorption: the charge distribution (CD) model. *J. Colloid Interf. Sci.* 179: 488-508.
- Hillel D., Warrick A.W., Baker R.S., Rosenzweig C.** (1998). *Environmental soil physics*. San Diego, CA, United-States. Academic press.
- Hiscock K.M., Grischek T.** (2002). Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrogeol.* 266: 139-144.
- Hurlimann A., McKay J.** (2007). Urban Australians using recycled water for domestic non-potable use – An evaluation of the attributes price, saltiness, colour and odour using using conjoint analysis. *J. Environ. Manag.* 83: 93-105.
- Ifen** (2004). L'état des eaux souterraines en France. Aspects quantitatifs et qualitatifs. *Etudes et travaux de l'Ifen n° 43*, 36 p. ISSN 1263-9508.
- Jarvis N.J.** (1998) Modeling the impact of preferential flow on nonpoint source pollution. In Selim, H.M., Ma, L. (Eds). *Physical Nonequilibrium in Soils: Modeling and Application*, Ann Arbor Press, Chelsea, MI, pp. 195-221.
- Jeffrey P., Jefferson B.** (2003). Public receptivity regarding “in-house” water recycling: Results from a UK survey. *Water Sci. Techn.* 3: 109-116.
- Jin Q., Bethke C.M.** (2002). Kinetics of electron transfer through the respiratory chain. *Biophysic. J.* 83: 1797-1808.
- Jin Q., Bethke C.M.** (2003) A new rate law describing microbial respiration. *Appl. Environ. Microbiol.* 69: 2340-2348.
- Johnson J.S., Baker L.A., Fox. P.** (1999). Geochemical transformations during artificial groundwater recharge: Soil-water interactions of inorganic constituents. *Water Res.* 33, 196–206.
- Joss A., Keller E., Alder A.C. et al.** (2005). Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Resear.* 39: 3139-3152.
- Kloppmann W., Casanova J.** (2010). La réutilisation des eaux usées : un enjeu majeur du développement durable. Fiche de synthèse scientifique 24 - 4 p. Editions du BRGM.
- Köhne, J.M., Köhne, M., Simunek, J.** (2006) Multi-process herbicide transport in structured soil columns: Experiments and model analysis. *J. Contam. Hydrol.* 85: 1-32.
- Kümmerer K., Steger-Hartmann T., Meyer M.** (1997). Biodegradability of the anti-tumour agent ifosafamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage. *Water Resear.* 31: 2705-2710.
- Lazarova V., Brissaud F.** (2004). Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau, l'industrie, les nuisances* 299 : 43-53.

Lazarova, V., Gaid, A., Rodriguez-Gonzales, J., Alday-Ansola, J. (2003). L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. Tech. Sci. Meth. 9: 64-85.

Le Coustumer (2008). Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de Docteur de l'INSA de Lyon et de Monash University, 427 p.

Lee J., Horton R., Jaynes D.B. (2000). A time domain reflectometry method to measure immobile water content and mass exchange coefficient. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1911-1917.

Le Guern C., Lachassagne P., Noel U., Persin F., De Buysscher I. (2003). Dessalement et recharge artificielle : synthèse technico-économique. BRGM/RP - 52262-FR.

Limousin G. (2006). Transfert de solutés réactifs dans la zone non saturée des sols à différentes échelles d'observation. Thèse, Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement. Université Joseph Fourier- Grenoble 1. 194 p.

Mardhel V., Frantar P., Uhan J., Mio A. (2004). Index of development and persistence of the river networks as a component of regional groundwater vulnerability assessment in Slovenia. .Int. Conf. groundwater vulnerability assessment and mapping. Ustron, Poland, 15-18 June 2004., Poland.

Marks J.S. (2006). Taking the public seriously: the case of potable and non potable reuse. Desalination, Vol. 187, Issues 1-3, 5 February 2006, pages 137-147.

Maurel A. (2002). Les prix du dessalement. Hydroplus, N°121, Mars p. 24-27.

MEDDE (2011a). Plan national d'adaptation de la France aux effets du changement climatique 2011 – 2015. Juillet 2011. www.developpement-durable.gouv.fr.

MEDDE (2011b). Plan d'adaptation de la gestion de l'eau, soutiens à la création de retenues d'eau et à l'adaptation des cultures. Novembre 2011. www.agriculture.gouv.fr et www.developpement-durable.gouv.fr.

MEDDE (2012a). Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine. Annexe V de la circulaire relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines NOR : [DEVL1227826C]. Septembre 2012 ; 26 p.

MEDDE (2012b). Mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau : position de la France en Europe en 2009. Observation et statistiques n° 367. Novembre 2012, 10 p. www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr

MEDDE (2013). Synthèse du projet Explore 2070. Hydrologie souterraine. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-des-strategies-d.html>

Miquel G. (2003). La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Sénat n°215, Assemblée Nationale n°705, 2 tomes.

Müller D., Quevauviller P., Borchers U., Thompson C., Simonart T. (2008). Establishing environmental groundwater quality standards. In : The water framework directive : Ecological and chemical status monitoring (eds. Müller). Ed. Wiley Science Publications. p. 252-298.

O'Brien R., Keller C.K., Strobridge D.M. (2004). Plant-cover effects on hydrology and pedogenesis in a sandy vadose zone. *Geoderma* 118: 63-76.

Ollivier P., Surdyk N., Azaroual M., Besnard K., Casanova J., Rampnoux N. (2013). Linking water quality changes to geochemical processes occurring in a reactive soil column during treated wastewater infiltration using a large-scale pilot experiment: Insights into Mn behavior. *Chemical Geology* 356 :109–125.

O.M.S. (1989). L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquiculture : recommandation à visées sanitaires. Rapport techniques n° 778, Genève, 79 p.

Pettenati M., Croiset N., Picot-Colbeaux G., Casanova J., Azaroual M., Besnard K., Rampnoux N. (2012) Optimisation of wastewater treatments through combined geomaterials and natural soil filter: modelling tools. *Journal of Water Reuse and Desalination* : 02.4, 2012 : 185 – 195.

Oz-AQUAREC (2007). Integrated concepts for reuse of upgraded wastewater. Oz-AQUAREC research project WP5 Final Report, February 2006. www.uow.edu.au/eng/cme/research/ozaquarec/.

Po M., Kaercher J., Nancarrow B.E. (2004). Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. Australian water conservation and reuse research program, Australian Water Association, CSIRO, p. 27.

Pyne D. (2005). Aquifer storage recovery. A guide to groundwater recharge through wells. Ed. CRC Press, Boca Raton. 620p.

Ramon Raposo, J., Dafonte, J. and Molinero, J., (2013). Assessing the impact of future climate change on groundwater recharge in Galicia-Costa, Spain. *Hydrogeology Journal*, 21(2): 459-479.

Russell S., Hampton G. (2005). Challenges in understanding public responses and providing effective public consultation in water reuse. Khan S.J., Schäfer, A.I., Muston, M.H. (Eds) In integrated concepts in water recycling – ISBN 1741280826.

Rinck-Pfeiffer S.M., Ragusa S., Szajn bok P., Vandavelde T., (2000). Interrelationships between biological, chemical and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Res.* 34, 2110–2118.

Saint-Pé M.A. (1971). Alimentation artificielle des nappes. Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology. Bulletin, 16: 2, p.7-25.

Skopp J. (1981). Comment on "Micro- meso- and macroporosity of soil". Soil Sci. Soc. Am J. 45: 1246-1248.

SOeS (2012) - Les prélèvements en eau en 2009 et leurs évolutions depuis 10 ans. Chiffres & Statistiques N°290, 4p.

Steger-Hartmann T., Kümmerer K., Schecker J. (1996). trace analysis of the antineoplasics ifosfamide and cyclophosphamide in sewage water by two-step solid phase extraction and GS-MS. J. Chromat. A 726: 179-184.

Terray L., Boé J. (2013). Quantifying 21st-century France climate change and related uncertainties, Comptes Rendus Geoscience, 345(3), 136-149, doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j>.

Todd D.K. (1959). Annotated bibliography on artificial recharge of ground water through 1954. U.S. Geological Survey, Water-Supply Paper 1477.

Toledo P.G., Novy R.A., Davis H.T., Scriven L.E. (1990). Hydraulic conductivity of porous media at low water content. Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 673-679.

United States Environmental Protection Agency, USEPA (1992). Guidelines for water reuse. 245 pp.

Ternes T.A., Stumpf M., Scuppert B., et al. (1998). Simultaneous determination of antiseptics and acidic drugs in sewage and river water. Wrom Wasser. 90: 295-309.

Toze S. (2006). Water reuse and health risks – real vs. perceived. Deslination 187: 41-51.

Van der Hoven S.J., Solomon D.K., Moline G.R. (2003). Modeling unsaturated flow and transport in the saprolite of fractured sedimentary rocks: Effects of periodic wetting and drying. Water Resour. Res. 39: 1186-1195.

Van Genuchten M., Wierenga P.J. (1976). Mass transfer studies in sorbing porous media. I analytical solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 40: 473-480.

Vernoux J. F., Buchet R., Blum A., James O. (2010). Améliorer la protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Editions du BRGM, 66 p. ISBN 978-2-7159-2484-0 BRGM.

Weeks E P. (2002). A Historical Overview of Hydrologic Studies of Artificial Recharge in the U. S. Geological Survey. In U.S. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings (Aiken G R. and Kuniandy E L., editors), April 2-4, 2002, Sacramento, California. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-89 : 5-12.

Wuilleumier A., Seguin J.J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

Yu J.T., Bouwer E.J., Coelhan M. (2006). Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. *Agricul. Water. Managm.* 86: 72-80.

Zwiener, C., Seeger, S., Glauner, T. et al. (2002) Metabolites from the biodegradation of pharmaceutical residues of ibuprofen in biofilm reactor and batch experiment. *Anal. Bioanal. Chem.* 372: 569-575.

Annexe 1

La recharge artificielle : présentation de sites en activité en France et dans le monde

Les annexes suivantes décrivent de façon non exhaustive l'état actuel de la recharge artificielle en France sur la base de l'actualisation du rapport BRGM/RP-55063-FR «Réalimentation artificielle des aquifères en France. Ce rapport réalisée en 2008 par Wuilleumier A. et Seguin J-J. dressait un premier inventaire des sites de recharge artificielle en France et 60 sites, dont 3 considérés comme « passifs » y étaient référencés.

La tâche a tout d'abord consisté à rechercher des informations (internet, ouvrages techniques, rapports scientifiques etc.), puis à interroger les nombreuses personnes et organismes impliqués potentiellement ou de façon connue dans la gestion de sites de recharge artificielle : hydrogéologues régionaux du BRGM, certaines DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement), ARS (Agence Régionale de la Santé), les Agences de l'eau, des Syndicats d'eau potable etc. Ces informations ont été rassemblées dans une base de données sous Excel et est présentée en version numérique annexée au rapport.

Cette base de données contient finalement 75 sites de recharge artificielle (non passive) français. L'état actuel de 48 d'entre eux est connu avec certitude, sans certitude pour 8 autres et enfin, l'état de 19 sites n'a pas pu être identifié. Il est à noter que les «plus notoires» sont : Croissy-sur-Seine – Le Pecq, Flins-sur-Seine – Aubergenville, Houlle-Moule et Crépieux-Charmy (Lyon).

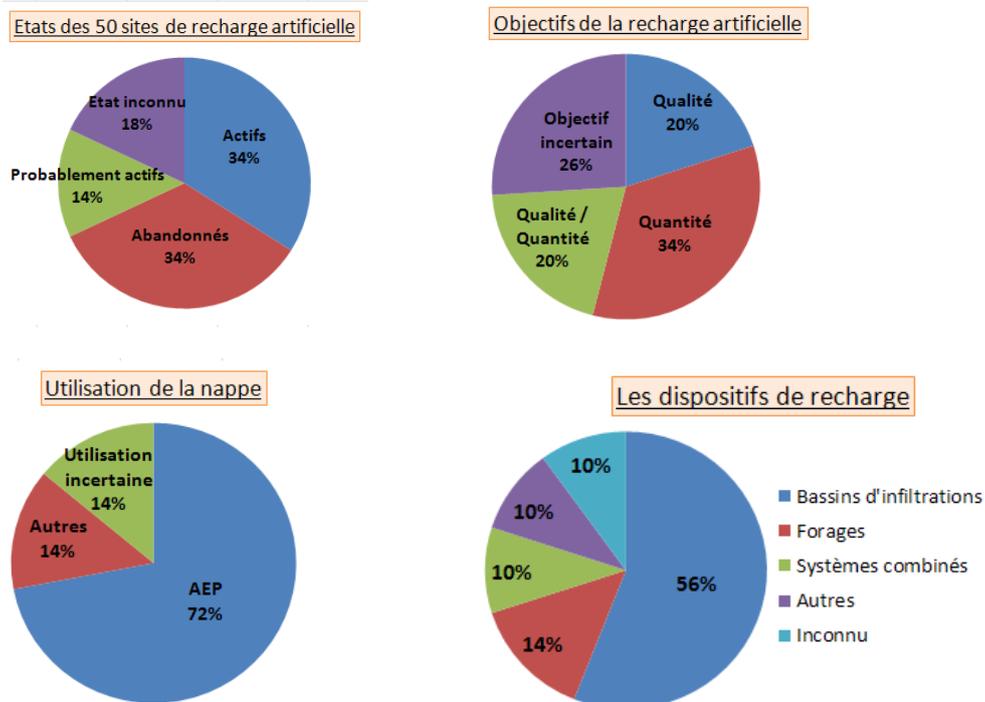


Illustration : Diagrammes représentant une partie des résultats statistiques obtenus avec la base de données (pour les 50 sites mis en œuvre avec certitude)

Pour la suite des statistiques, le choix a été de considérer uniquement les stations de recharge qui ont été mises en œuvre avec certitude, soit 50 stations, dont les 2/3 sont situées dans les régions Nord-pas-de-Calais, Midi-Pyrénées et PACA (cf. Illustration 3). 17 d'entre elles ont été abandonnées tandis que 17 à 24 sites sont encore en activité aujourd'hui (cf. Illustration 1). Les abandons sont souvent dus au fait que les communes trouvent une autre source d'eau pour leur alimentation en eau potable. Cependant, dans certains cas la recharge artificielle n'était plus utile ou bien la qualité de l'eau de recharge ne permettait plus au système de fonctionner correctement.

En ce qui concerne les caractéristiques principales de ces applications, la synthèse des données est la suivante :

- Les objectifs de la recharge sont multiples et dépendent des départements. Par exemple, de nombreuses stations des Bouches-du-Rhône ont été installées dans les années 50-60 de manière préventive, en cas de périodes de sécheresse successives. Autre exemple en Haute-Garonne : plusieurs sites ont été mis en place dans les années 70-80, pour tenter de diluer la nappe alluviale, trop chargée en nitrates ;
- Les aquifères rechargés sont quasiment tous alluviaux (c'est le cas pour 44 sites sur 46 pour lesquels la nature de l'aquifère est connue) et tous sont en connexion avec une nappe alluviale (comme la nappe de la Craie, au Nord de la France, qui est rechargée sur sa partie supérieure, fracturée) ;
- Les utilisations de la nappe rechargée sont multiples mais il s'agit de l'AEP dans 84% des cas pour lesquels le but des prélèvements est connu ;
- Les volumes mis en jeu sont très variables. Cette information est toutefois souvent difficile à obtenir (Illustration).

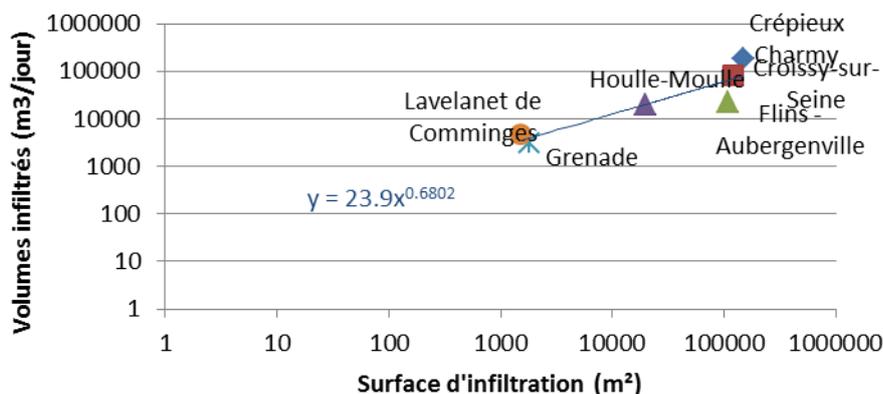


Illustration : Graphique représentant les volumes infiltrés pour la recharge artificielle en fonction de la surface des bassins d'infiltration, pour quelques stations françaises

- L'eau de recharge est presque toujours de l'eau de surface. Dans les autres cas, il s'agit d'eau de source ou d'eau provenant de la nappe à recharger (pour des problèmes qualitatifs).
- Les méthodes de recharge sont également multiples mais la majorité des sites utilisent des bassins d'infiltration (29 sur 45 pour lesquels la technique de recharge

est connue), en dessous desquels l'épaisseur de la zone non saturée de l'aquifère est régulièrement de plusieurs mètres. Cependant, des forages sont parfois utilisés ainsi que des tranchées, un étang également. Certaines stations combinent différents procédés.

Suite à cet inventaire, une sélection d'une douzaine de sites a permis d'illustrer cette diversité sous forme de fiches détaillées. La sélection s'est faite de manière à traiter l'ensemble des cas de figure en se basant principalement sur : (i) les méthodes de recharge appliquées, (ii) les volumes d'eau mis en jeu, (iii) l'utilisation de l'eau issue de l'aquifère et (iv) les problèmes rencontrés sur le site. Au total, seize fiches ont été rédigées. A titre d'exemple, celle de la station de recharge artificielle de Crépieux-Charmy, à Lyon, est particulièrement documentée car elle a été rédigée à la suite d'une visite du site avec l'autorisation et l'accompagnement de la communauté urbaine du Grand-Lyon ainsi que Veolia, exploitant du site.

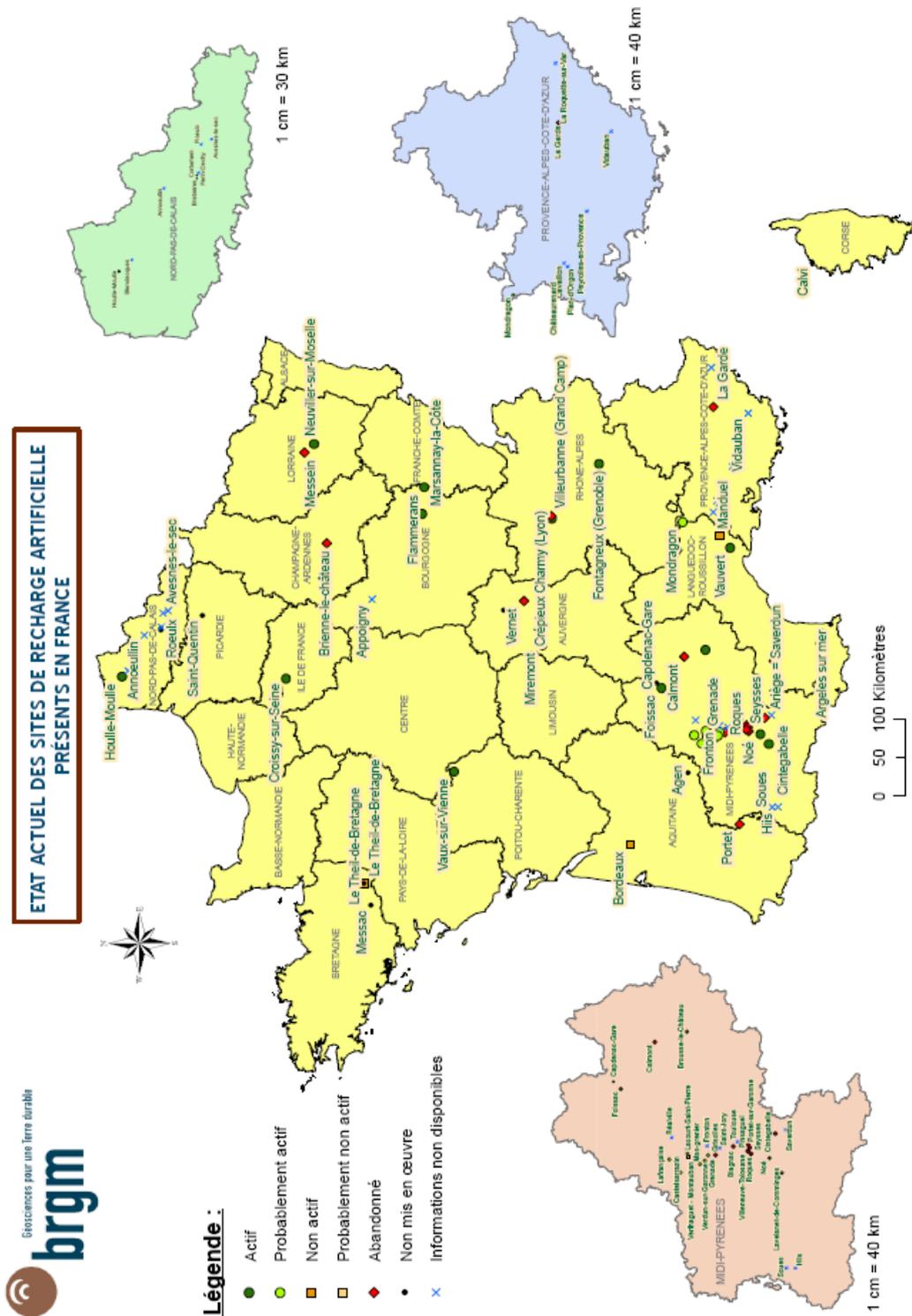


Illustration : Carte des 75 sites de recharge artificielle s.l. mis en œuvre en France

Annexe 2

Crépieux-Charmy (Rhône)

Objectif : Qualité (barrière hydraulique)

Type : Bassins d'infiltration

Aquifère : Alluvial

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : 1 à 2 m

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Crépieux-Charmy est situé à Lyon, entre les canaux de Miribel et de Jonage et le vieux Rhône (cf. Illustration). C'est également là qu'est situé un des champs captants de la ville. Ces installations de gestion de l'eau potable sont gérées par Véolia EAU.

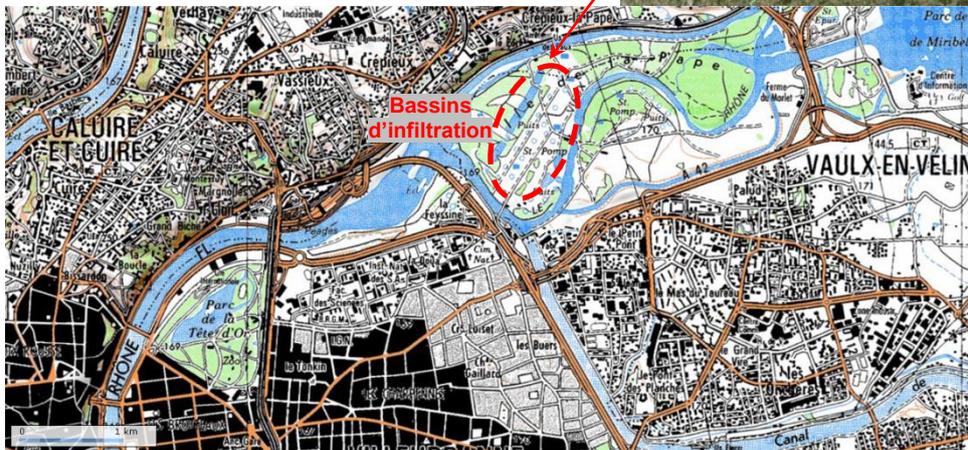
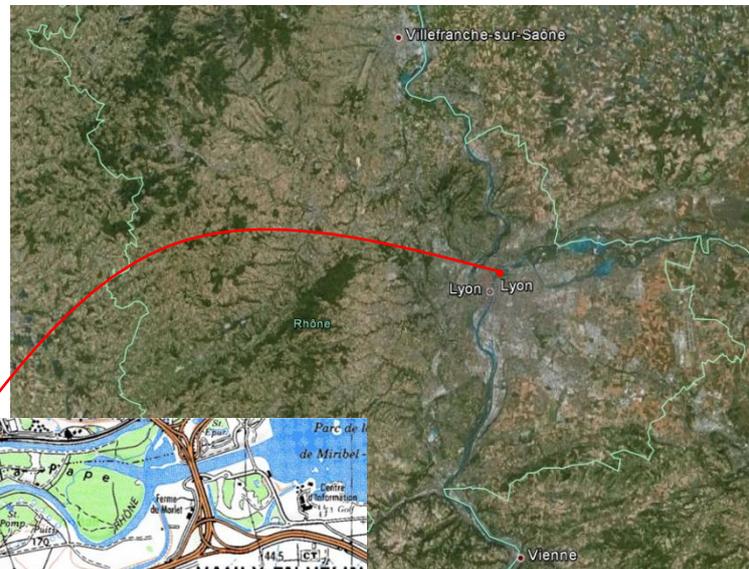


Illustration : Localisation du site de recharge artificielle de Crépieux-Charmy (images Google Earth et Géoportail)

Objectifs de la recharge artificielle:

A Lyon, la réalimentation artificielle est utilisée pour recharger la nappe mais surtout afin de créer une barrière hydraulique entre le Rhône et la zone de captage d'eau potable, qui alimente 98% de l'agglomération lyonnaise. Cette barrière est nécessaire car sans elle, une soudaine pollution du fleuve aurait très vite fait d'atteindre le champ captant de Crépieux-Charmy. Ce dernier, qui est un des plus grands d'Europe, est constitué de 114 puits et forages au droit desquels les débits de pompage (qui peuvent atteindre 9000 m³/h) engendrent la création d'un important cône de dépression. Ces ouvrages sont situés "à l'amont immédiat de l'agglomération entre les deux bras principaux du fleuve, le canal de Jonage et le canal de Miribel et occupe une superficie de 375 ha" [2].

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concernés:

La nappe libre exploitée et réalimentée ici, s'écoule (au droit du site) vers le Nord-Ouest. Elle est contenue dans les alluvions du Rhône, qui ont une vingtaine de mètres d'épaisseur. Celles-ci sont constituées de "galets, graviers, sables avec des intercalations argileuses et parfois tourbeuses" [3]. La qualité de l'eau "est excellente : l'eau est naturellement potable, les nitrates sont entre 5 et 7 mg/l, il n'y a ni pesticide ni micropolluant" [2]. Elle est en relation hydraulique avec les différents bras du Rhône et canaux ce qui la rend très vulnérable à une éventuelle pollution de ces cours d'eau. De plus, des pipelines

contenant des produits chimiques (situés en amont du site), une autoroute, des voies ferrées et le réseau d'assainissement de la ville sont présents à proximité du site et constituent des sources de pollution potentielles.

Le système de recharge artificielle mis en place :

La recharge artificielle est réalisée ici via des bassins d'infiltration :

1. Tout d'abord, l'eau de recharge est prélevée dans le Rhône à l'aide de conduites immergées placées au fond de "pré-bassins". La présence de ces derniers permet d'éliminer les flottants (présents dans le fleuve) ainsi qu'une légère décantation ;

2. Elle est ensuite acheminée (via des pompes et conduits) vers les bassins. Ces-derniers sont au nombre de douze, représentent une superficie de 150 000 m² [environ 20 000 m² par bassin] et ont été mis en place entre les bras du Rhône et les puits (cf. Illustration). "Ils sont profonds de 4 à 5 m"[2] et le fond est tapissé d'une couche de sable de 30 cm d'épaisseur, qui joue un rôle épurateur. L'alimentation se fait à l'aide de buses (cf. Illustration 2) et la tranche d'eau varie de 0,5 à 1,8 m.



Illustration: Photographie d'une buse permettant l'alimentation d'un bassin d'infiltration du site

3. L'eau s'infiltré alors au droit de ces bassins, jusqu'à atteindre la nappe dont le toit est situé 6 à 8 mètres plus bas (car sous les bassins, la zone non saturée est épaisse de 2 à 3 mètres). Ainsi, des dômes piézométriques se forment sous les ouvrages d'infiltration, jouant alors le rôle de barrière hydraulique entre le Rhône et les forages d'eau potable.

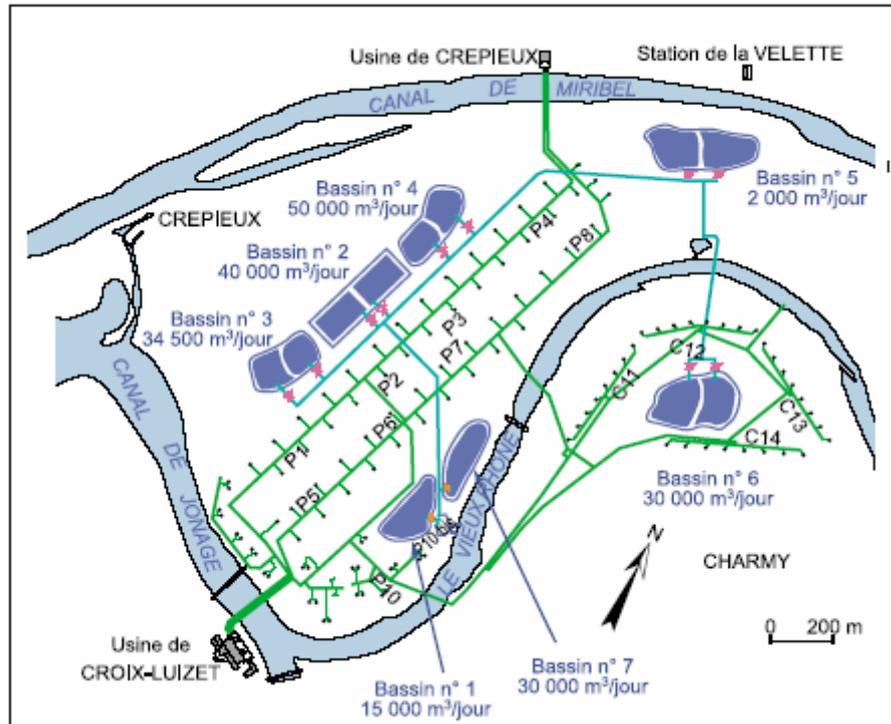


Illustration : Plan schématique du champ captant de Crépieux-Charmy

"En cas de pollution, l'alimentation des bassins est stoppée mais le dôme piézométrique mettra un certain temps à se résorber, faisant donc obstacle à la propagation d'une pollution.

Au total le dispositif permet de passer deux jours sans restriction, soit trois à quatre fois la durée moyenne d'une pollution" [2].

Surveillance du dispositif :

Le fonctionnement du système, sa surveillance et son entretien est réalisé par Véolia EAU. Cette gestion est optimisée grâce à un logiciel de modélisation mis au point par BURGEAP : ROSALYE. Grâce à cet outil, le personnel du site peut connaître l'état de la nappe alluviale à tout moment et agit en conséquence sur les débits de pompage et d'infiltration au droit des différents ouvrages. Divers capteurs ont été mis en place partout sur le site et transmettent (toutes les 10 min environ) à ROSALYE les informations suivantes :

- Hauteur d'eau et débit d'alimentation au niveau de chaque bassin ;
- Température et hauteur d'eau du fleuve ;
- Niveau piézométrique de la nappe. Il est à noter que des piézomètres sont situés entre les bassins afin de s'assurer qu'une zone non saturée est bien maintenue entre la base des ouvrages et le toit de la nappe.

Ce logiciel a également permis de réaliser de nombreuses simulations selon différents scénarios d'alerte.

De plus, de nombreuses "stations d'alertes" (cf. Illustration) sont présentes sur le secteur (la première est à 15 km en amont du site). Elles ont pour rôle de prélever et analyser régulièrement l'eau du fleuve. Si une analyse est anormale, une alarme est déclenchée. La localisation de la source de pollution est alors connue et ainsi, le personnel du site sait quel protocole appliquer grâce aux scénarios hypothétiques simulés avec ROSALYE (en tenant compte de l'étendue de la pollution, du débit du fleuve etc.).



Illustration : Photographie d'une station d'alerte sur le Rhône.

Il est à noter qu'en plus des bassins, des puits de fixations sont également présents à proximité des berges et permettent de pomper l'eau de la nappe et de la déverser dans le fleuve afin de "contenir" la pollution.

Concernant l'entretien des bassins, la vitesse d'infiltration est surveillée et lorsqu'elle devient insuffisante, la couche de sable du fond est remplacée. Ceci a lieu tous les 2 à 4 ans. Le sable décapé est ensuite utilisé comme "sous-couche" dans les travaux routiers.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Chaque année, le champ captant de Crépieux-Charmy permet de prélever environ 109,5 Mm³, tandis que le système de recharge artificielle permettrait d'infiltrer maximum 76,6 Mm³ d'eau par an.

Cadre réglementaire :

Information non disponible.

Historique du site :

Les premiers bassins d'infiltration ont été mis en place vers la fin des années 70, début des années 80. Les plus récents datent de 2008. Jusqu'à aujourd'hui, quelques alertes ont été lancées mais aucune de grave. Ce fut par exemples : un relargage d'eau de station d'épuration ou une légère pollution aux hydrocarbures.

Bilan économique:

Information non disponible.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement. Sa gestion nécessite beaucoup de travail, en particulier depuis que Véolia et le Grand Lyon mettent un point d'honneur à préserver le patrimoine écologique présent sur place. Les ouvrages et installations mises en place à Crépieux-Charmy permettent d'alimenter en eau potable une grande partie de la ville de Lyon, et avec une eau de très bonne qualité.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier, A., Seguin, J.J.** (2008) Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] <http://www.veoliaeau.com/solutions/references/lyon.htm>

Annexe 3

Donzère – Mondragon (Vaucluse)

Objectif : Quantité

Type : Système combiné

(Forages d'injection et fosses)

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / 6324 (RMC)

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : Autre qu'AEP

Epaisseur de la ZNS : -----

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Donzère-Mondragon s'étale sur 13 km [4], le long du canal du même nom.

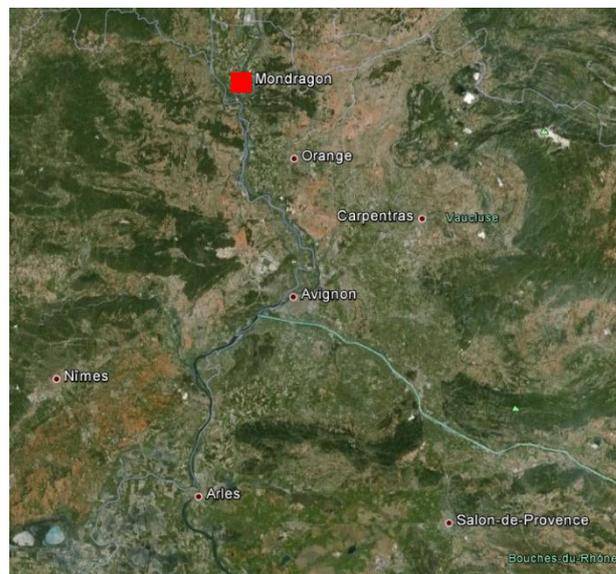
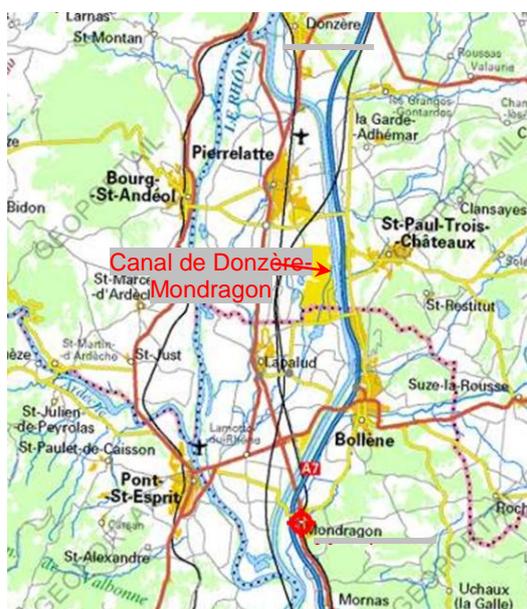


Illustration : Localisation du canal de Donzère-Mondragon (Images Géoportail et Google Earth)

Objectif de la recharge artificielle:

La réalimentation est nécessaire afin de maintenir le niveau piézométrique de la nappe. En effet, celui-ci baisse fortement à cause d'une part, de l'exploitation intensive de la nappe pour l'alimentation en eau potable de nombreuses villes, pour l'industrie et l'irrigation et d'autre part de par la présence d'un canal de fuite réalisé sur le Rhône, au lendemain de la guerre mondiale. Ce-dernier "agit en effet comme un formidable drain, entaillant les alluvions du Rhône jusqu'à leur substratum imperméable" [2].

Caractéristiques de l'aquifère (et/ou de la nappe) concerné:

La nappe libre exploitée ici est naturellement alimentée à 30% par les pluies et artificiellement à 70% [5]. Elle est contenue dans les alluvions grossières du Rhône. Celles-ci ont une perméabilité horizontale moyenne de l'ordre de 2.10^{-3} m/s [2].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le système de recharge artificielle mis en place le long du canal de Donzère-Mondragon est "réparti tout au long du canal de fuite. En détails, il s'agit de 121 fosses ou forages absorbants $4,5$ m³/s en rive droite et 112 fosses ou forages absorbants 4 m³/s en rive gauche. L'influence quantitative de l'injection a été estimée à 1200 ha, réparties sur les deux rives. Aucun prétraitement n'est réalisé. La charge en sédiments étant plus élevée lors des crues, la réalimentation artificielle est suspendue durant cette période" [2].

Recharge artificielle des eaux souterraines : Etat de l'art et perspectives

Les documents récents traitant de ce site de recharge mentionnent un canal de réalimentation et des forages de réinjection mais n'abordent pas les fosses citées précédemment.

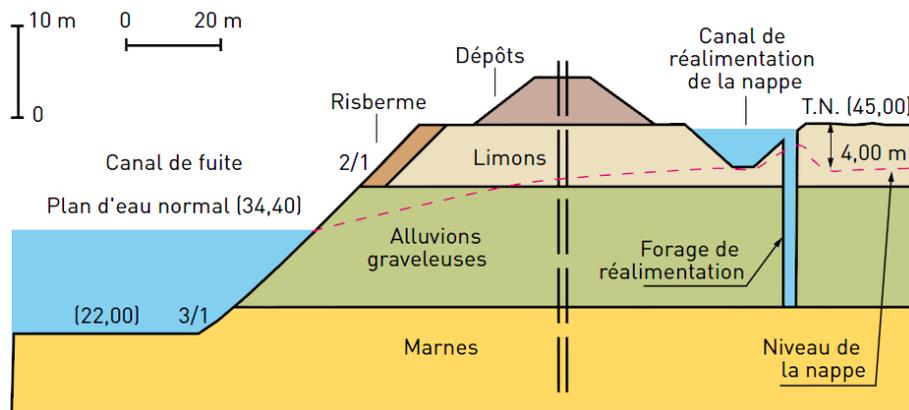


Illustration : Schéma de principe de la recharge artificielle sur le canal de Donzère-Mondragon (schéma réalisé par la Compagnie Nationale du Rhône)

Surveillance du dispositif :

Information indisponible.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Information indisponible.

Cadre réglementaire :

Information indisponible.

Historique du site :

Après la seconde guerre mondiale, le canal de fuite a été creusé sur le Rhône, sur 6,5 km de long. Il a ainsi drainé la nappe alluviale qui, auparavant, "était maintenue en charge par des limons de surface peu perméables". Ceci entraîna l'assèchement de nombreux puits du secteur [2].

"Pour pallier à ce phénomène, le maître d'œuvre – la Compagnie Nationale du Rhône – a réinjecté de l'eau du Rhône dans la nappe alluviale au moyen de forages d'injection (...).

Les travaux ont démarré en 1952" [2].

Etant donné la charge importante de sédiments présente dans les eaux de recharge (50 mg/L), la durée d'activité des forages avant colmatage avait alors été évaluée à 8 ans. Il était ensuite prévu de les abandonner. En effet, "concernant le colmatage des forages, M. Deday indique dans son ouvrage (" la gestion active des aquifères ") :

" Du fait de l'absence de traitement, on a calculé que tous les ans, une tonne de matière solide est introduite dans le terrain par kilomètre de front. Le colmatage, qui se limite aux massifs de graviers mis en place dans les forages, est facilité par les arrêts d'injection car le puits fait alors office de drain et collecte toutes les particules du terrain. Des essais de décolmatage à l'air-lift permettent de rétablir provisoirement le débit d'injection d'origine mais par la suite, le colmatage est encore plus rapide. "

Bilan économique :

Information non disponible.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

L'état actuel des ouvrages de recharge artificielle n'est pas connu avec certitude. La recharge artificielle semble cependant être toujours pratiquée, via un canal de réalimentation

et des forages, et permettrait de remonter le niveau de la nappe de 5 à 6 m alors que le canal de fuite l'abaisse d'une dizaine de mètres [4].

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] Ouvrage collectif sous la direction de **J-P. Bravard** et **A. Clémens**. Le Rhône en 100 questions. 239 p.

[5] <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr>

Annexe 4

Grenade (Haute-Garonne)

Objectif : Quantité

Type : Bassins d'infiltration

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / -----

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : -----

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Grenade était situé au Sud-Est de la commune, à proximité des ouvrages de captage. Le maître d'ouvrage est le Syndicat Intercommunal des Eaux de Vallée de la Save, de l'Hers, du Girou et des Coteaux de

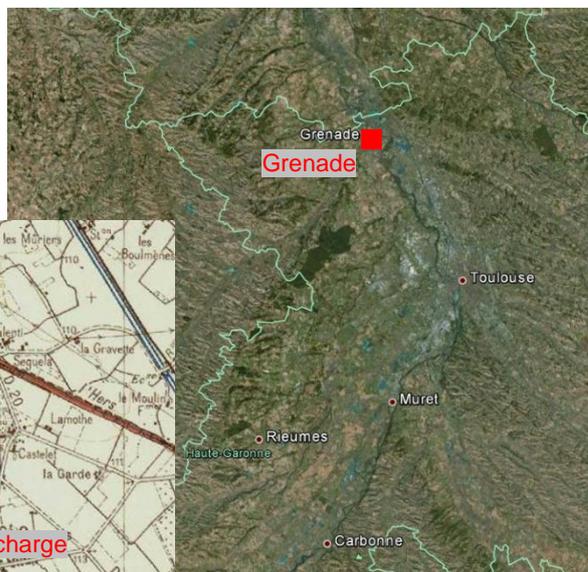


Illustration : Localisation de l'ancienne station de recharge artificielle présente à Grenade (Images Google Earth et Géoportail)

Objectif de la recharge artificielle:

La réalimentation est principalement nécessaire afin de maintenir le niveau piézométrique de la nappe et ainsi renforcer l'alimentation en eau potable du Syndicat, qui distribue de l'eau à environ trente-six communes. Il est à noter que les capacités géoépuratrices du dispositif de recharge sont aussi intéressantes. A Grenade, l'exploitation de la nappe se faisait via trois puits d'exploitation (cf. Illustration).

Caractéristiques de l'aquifère concerné:

La nappe libre exploitée et réalimentée ici est contenue dans les alluvions actuelles de la Basse Plaine Garonne. Elles sont constituées de galets et graviers de nature siliceuse. On trouve du granite, du gneiss et des quartzites, qui proviennent des Pyrénées, entourés de sables un peu limoneux. La transmissivité de cet aquifère "a été évaluée à 5.10^{-2} m²/s (coefficient d'emmagasinement de 5%)" [2].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le système de recharge artificielle qui existait à Grenade fonctionnait la manière suivante :

1. L'eau était prélevée dans la Garonne "à un débit de 200 m³/h environ" [2].
2. Elle était ensuite acheminée jusqu'à un bassin de décantation ("surface de 300 m² pour un volume de 600 m³", cf. Illustration) puis dirigée dans des bassins d'infiltration "(trois de 400 m² et un de 600 m²)" [2]. Ces-derniers étaient au nombre de quatre et représentaient

Recharge artificielle des eaux souterraines : Etat de l'art et perspectives
une surface de 1800 m². L'eau s'infiltrait alors jusqu'à la nappe, située en-dessous de la surface du sol.

3. Enfin, l'eau était prélevée dans la nappe à l'aide de trois puits de pompages.

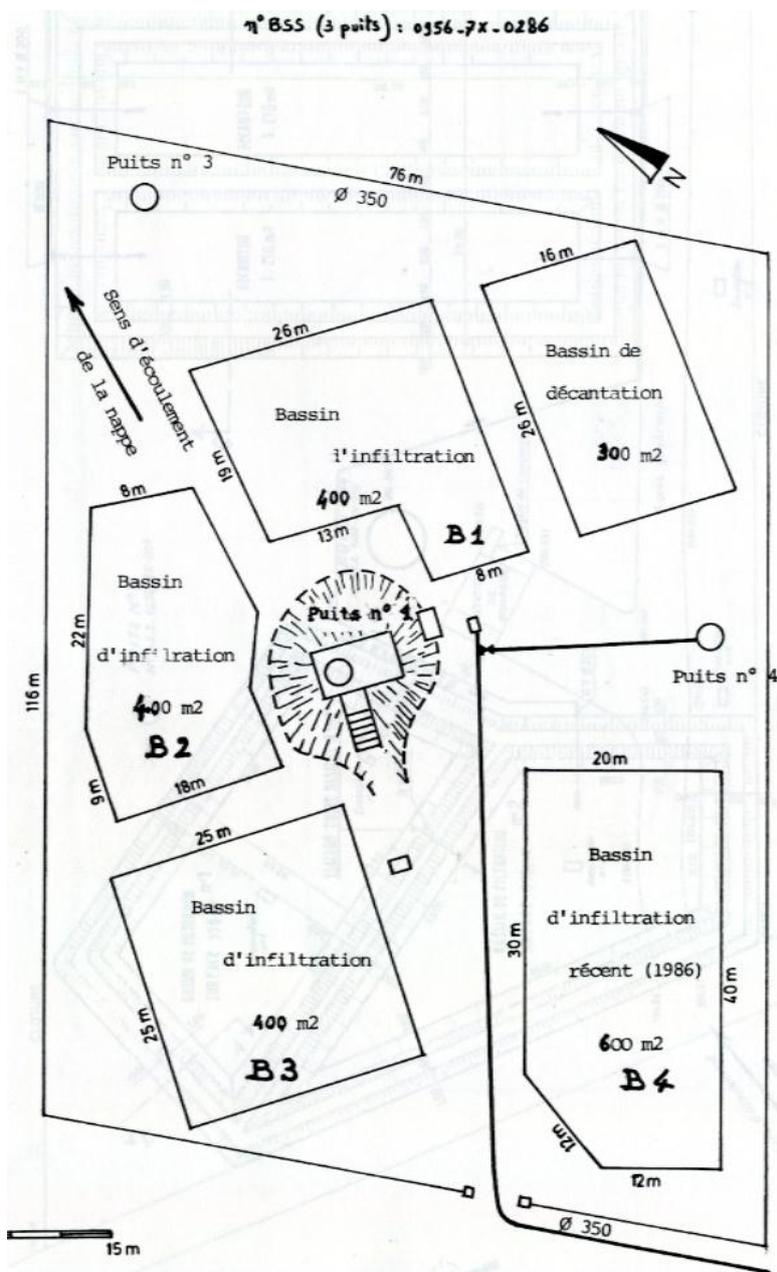


Illustration : Plan de la station de recharge artificielle de Grenade.

Surveillance du dispositif :

Information indisponible.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Grâce à ce système de recharge artificielle, 1,1 Mm³ d'eau étaient infiltrés chaque année (données de 1986), pour des prélèvements qui s'élevaient à environ 0,91 Mm³.

Cadre réglementaire :

Information indisponible.

Historique du site :

Le site a été mis en service en 1981 "suite à une étude hydrogéologique préliminaire du BRGM conduite en 1974" [2].

Il a fonctionné pendant environ vingt ans avant d'être abandonné vers l'an 2000.

Bilan économique :

Information indisponible.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Depuis dix ans, le site de recharge artificielle est abandonné à cause d'une diminution de l'efficacité du système. En effet, le débit d'infiltration a diminué à cause du colmatage et les eaux de recharge étaient de moins en moins bien épurées. Finalement, une prise d'eau directe à été mise en place dans le canal de Saint-Caprais et permet d'alimenter tout le Syndicat.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

Annexe 5

Lavelanet-de-Comminges (Haute-Garonne)

Objectif : Qualité

Type : Bassin d'infiltration

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / FRFG020

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : 7 à 8 m

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Lavelanet-de-Comminges est situé au sud de la commune (cf. Illustration 1).

L'adresse exacte est :

Station de réalimentation "Cap-Blanc"

31286 Lavelanet-de-Comminges

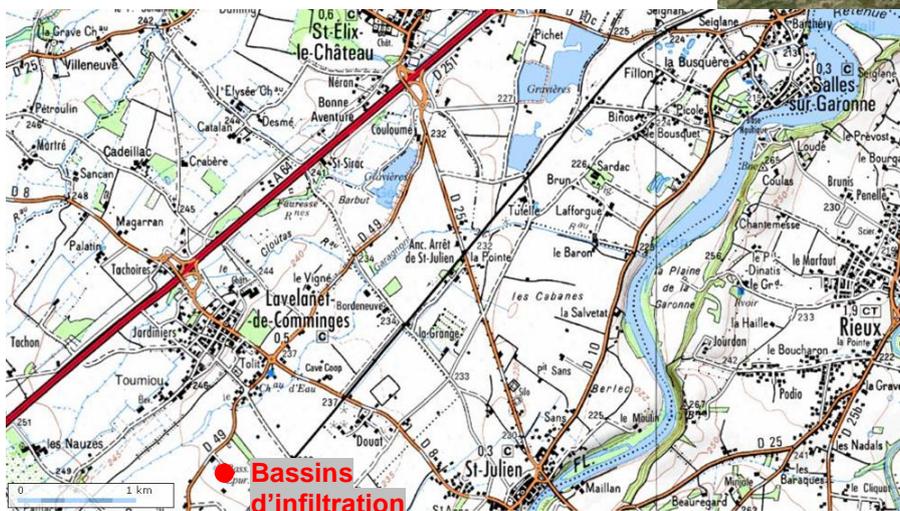


Illustration : Localisation de Lavelanet-de-Comminges et son site de recharge artificielle (Images Google Earth et Géoportail)

Objectif de la recharge artificielle :

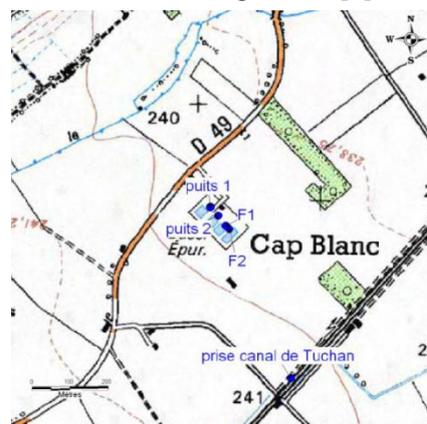
La réalimentation est nécessaire afin d'améliorer la qualité de l'eau pompée en diluant l'eau de la nappe. Cette dernière est exploitée par le captage de Cap-Blanc, pour l'alimentation en eau potable des communes de Lavelanet-de-Comminges et Cazères.

Caractéristiques de l'aquifère (et/ou de la nappe) concerné :

La nappe libre exploitée et réalimentée ici est riche en nitrates (teneurs supérieures à 50 mg/L). Elle s'écoule vers la Garonne, soit vers le Nord-Est. L'aquifère qui la contient est principalement constitué de graves perméables, entourées d'une matrice sableuse et surmontées par une fine couche de limons. Il correspond "à un ancien chenal de la Garonne" [2] et est épais d'une quinzaine de mètres dont les sept ou huit premiers constituent la zone non-saturée. Son mur correspond à des molasses imperméables datant de l'Oligocène [4].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le système de recharge artificielle de Lavelanet-de-Comminges (cf. Illustration) fonctionne de la façon suivante :



1. L'eau est prélevée directement dans le canal du Tuchan, à environ 500 m en amont des captages. Cette prise d'eau a pour code BSS (Banque du Sous-Sol) : 0345X0193/HY.
2. Elle est ensuite acheminée jusqu'à deux bassins de décantation (de 300 m² chacun) qui précèdent des bassins d'infiltration. Ces derniers sont au nombre de trois, ont une profondeur de 2,5 m et une surface de 500 m². Le fond est comblé par du sable calibré sur une hauteur de 1 m. Via ces bassins, l'eau s'infiltré aisément jusqu'à la nappe, situé à environ 7 m de la surface (le débit d'infiltration est d'environ 200 m³/h) [4]. Le fractionnement en 3 bassins favorise l'entretien des infrastructures.

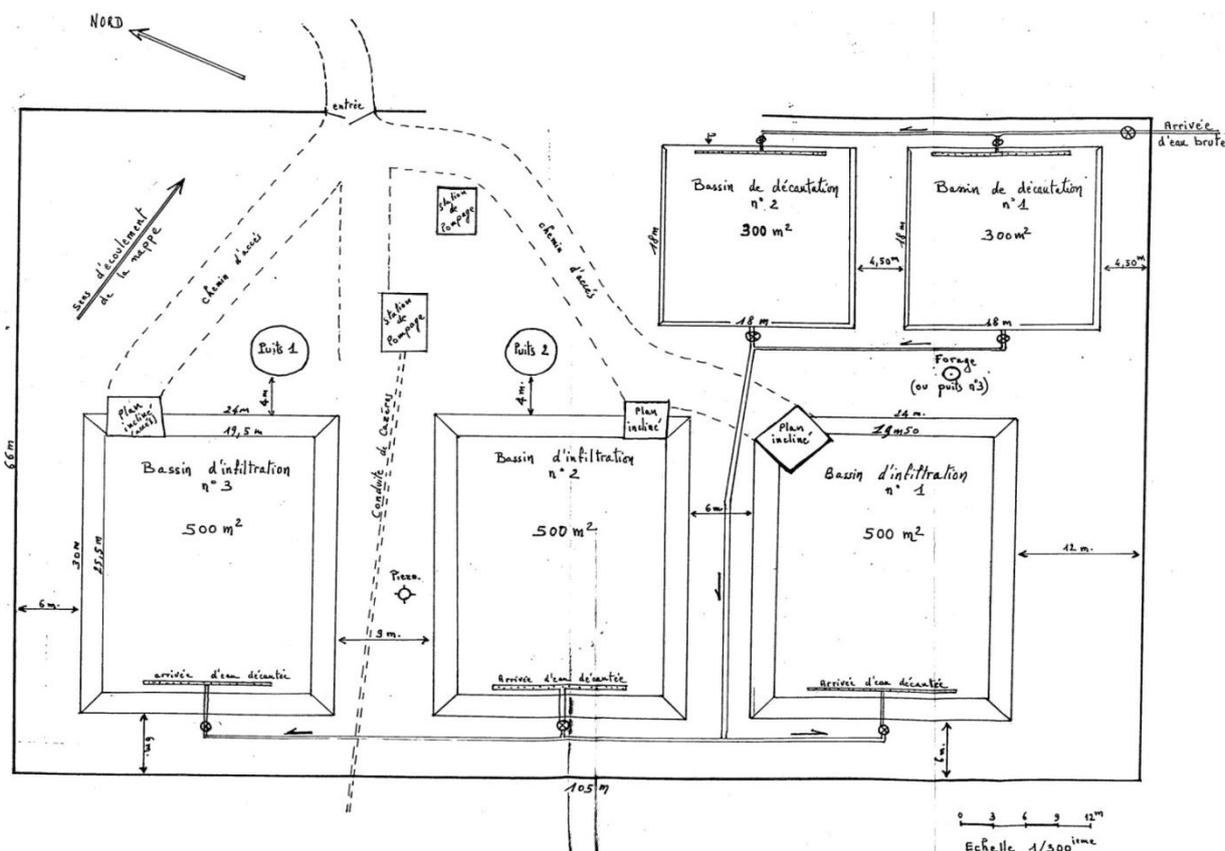
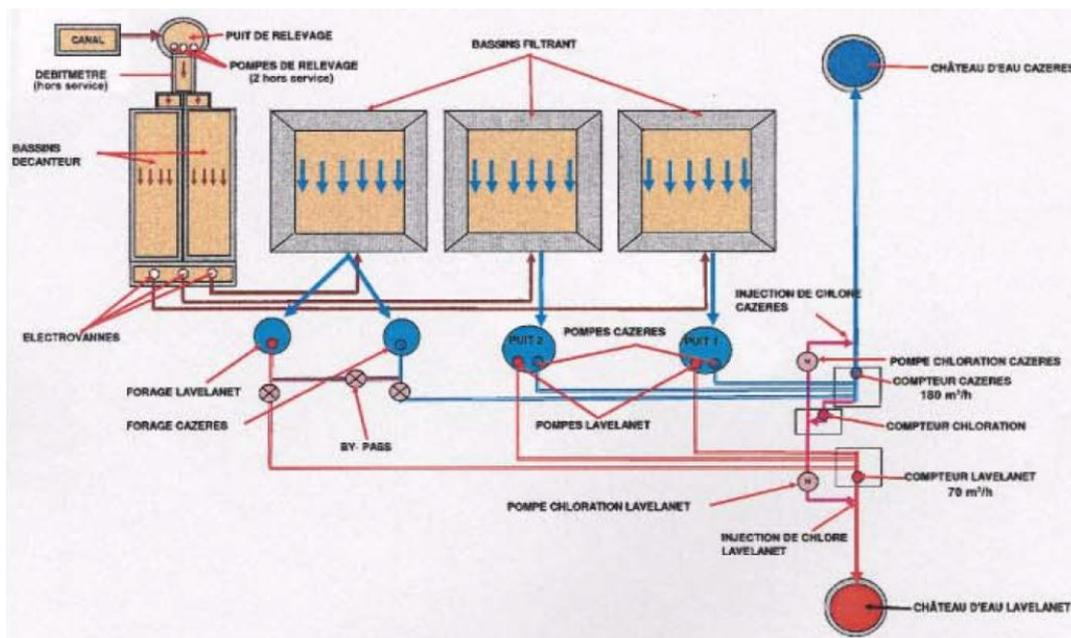


Illustration : Plan de la station de recharge artificielle (avant la création du deuxième forage) de Lavelanet-de-Comminges

3. L'eau est ensuite prélevée dans la nappe via quatre ouvrages, profonds de 15 m : deux puits (codes BSS : 10345X0265/F et 10345X0266/F) et deux forages (codes BSS : 10345X0267/F et 10345X0268/F) [4].



Surveillance du dispositif :

Information indisponible.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Grâce à ce système de recharge artificielle, 1,75 Mm³ d'eau sont infiltrés au maximum chaque année pour des prélèvements qui s'élèvent au maximum à environ 1,8 Mm³. En effet, les débits d'exploitation cumulés des quatre ouvrages de captage vont de 265 à 500 m³/h, 10 heures par jour.

Cadre réglementaire :

Information indisponible.

Historique du site :

Jusqu'en 1989 (au minimum), seuls deux puits de pompages étaient présents sur le site de Cap-Blanc et permettaient d'alimenter en eau potable les communes de Cazères, Lavelanet de Comminges et Saint-Julien. 3000 m³/jour étaient alors suffisants pour satisfaire leurs besoins en eau, "même en cas de sécheresse comme en 1989. Cependant, les teneurs en nitrates de l'eau souterraine exploitée avaient dépassé le seuil des 50 mg/l. Pour pallier à ce problème, une réalimentation artificielle de la nappe a été envisagée.

Le fonctionnement envisagé consiste dans un premier temps à prélever l'eau brute dans la nappe alluviale, chargée en nitrates, en amont de la station de captage. Puis, à l'aide de bassins, cette eau est réintroduite dans la nappe par infiltration, à proximité des captages, juste en amont de ceux-ci."

Finalement, la station de recharge a été créée telle qu'elle est présentée sur l'illustration 2 et permettait à l'époque d'infiltrer environ 3000 m³/j.

Bilan économique :

Information indisponible.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement. Il permet de maintenir le niveau piézométrique de la nappe ainsi qu'une très bonne épuration des eaux : la teneur moyenne en nitrates est actuellement de 30 mg/L. A Lavelanet-de-Comminges, les contextes géologique et hydrogéologique est très favorable à la recharge artificielle de par l'épaisseur de l'aquifère et de sa zone-non-saturée.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] **Trochu M.** (ANTEA), **Chalansonnet G.** (GINGER), **Douay D.** (CALLIGEE). (2010). Délimitation des aires d'alimentation des captages prioritaires du bassin Adour-Garonne. Dossier n° A56694. Rapport phase 3 et annexes.

Annexe 6

Croissy-sur-Seine – Le Pecq (Yvelines)

Objectif : Qualité / Quantité

Type : Bassins d'infiltration

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / -----

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : environ 10 m

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Croissy-sur-Seine est le plus grand et le premier à avoir été mis en service en France ([1]). Il est situé à proximité de l'usine de traitement des eaux du Pecq-Croissy (cf. Illustration 1). La Lyonnaise des eaux est responsable de l'ensemble des installations de gestion des eaux présentes et organise régulièrement des visites afin de présenter le site et en particulier le dispositif de recharge artificielle.

L'adresse exacte est :

42 rue du Président Wilson

78230 Le Pecq

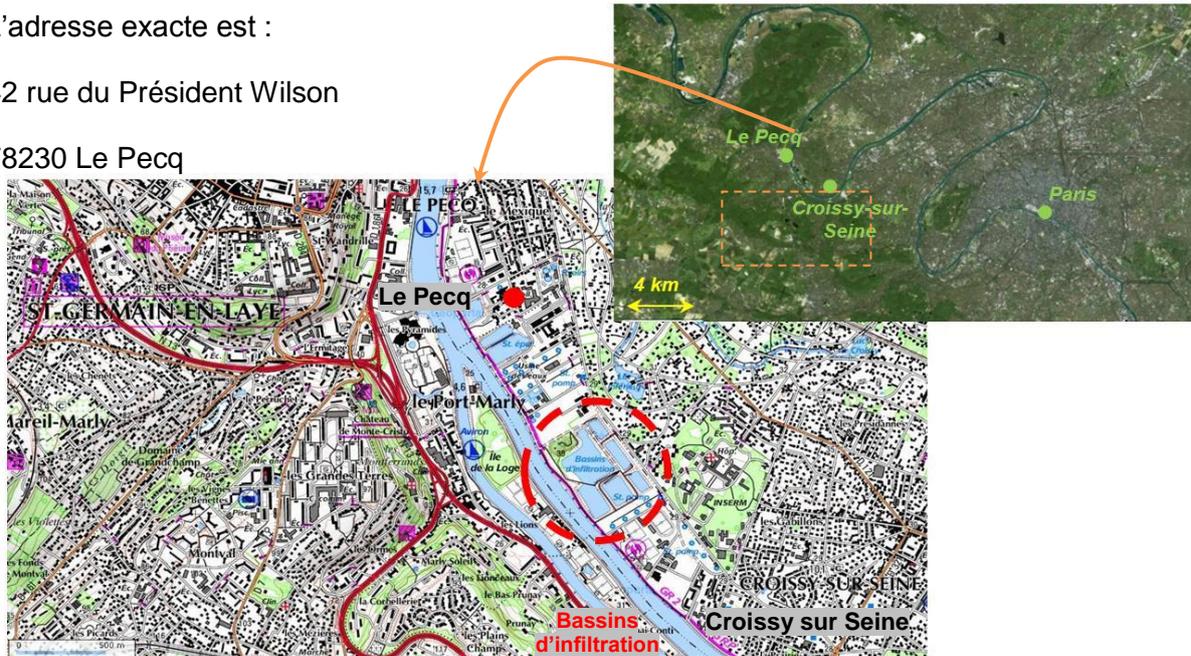


Illustration : Localisation du site de recharge artificielle de Le Pecq-Croissy (Images Géoportail)

Objectifs de la recharge artificielle:

La réalimentation de la nappe phréatique "du Pecq-Croissy" est nécessaire afin d'améliorer la qualité de l'eau pompée et permet également de reconstituer les réserves d'eaux souterraines. En effet, cette nappe est vivement exploitée par un champ captant constitué de 45 forages (d'environ 30 m de profondeur).

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concernés:

Tout comme pour le site de Flins-Aubergenville, la nappe libre exploitée ici est naturellement alimentée par les eaux de pluie et, selon la saison, par la Seine. Le fleuve contenant des rejets industriels et des eaux urbaines parfois non traitées, des pollutions se propagent jusqu'à la nappe. Il s'agit notamment de composés azotés (issus de la dégradation des matières organiques contenues dans les sédiments du fleuve) ainsi que du fer et du manganèse. De plus, cette nappe est contenue dans un aquifère bicouche. Ce dernier est constitué par les alluvions de la Seine et le toit fracturé de la craie sénonienne sous-jacente. Les alluvions correspondent à des sables et graviers qui sont très perméables et ont une épaisseur allant de 5 à 15 mètres. La partie inférieure de la craie (située à 30-40 mètres de profondeur) est très peu perméable et constitue le mur de l'aquifère.

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le dispositif de réalimentation artificielle de Croissy-sur-Seine fonctionne de la manière suivante (cf. Illustration):

1. L'eau de la Seine est pompée puis traitée. Le traitement se fait tout d'abord par filtration à l'aide d'une grille et d'un tamis, puis par coagulation grâce à l'ajout de réactifs (notamment du charbon actif, un coagulant et un polymère). L'eau transite ensuite jusqu'à des bassins de décantation dans lesquels un coagulant et un floculant sont injectés afin d'optimiser la sédimentation des particules. La dernière étape est la filtration sur sable.

Il est à noter que la teneur en hydrocarbures de la Seine est surveillée (à l'aide d'un détecteur fixé sur une berge du fleuve) de manière à ce que l'eau ne soit pas prélevée si elle est trop élevée.

2. L'eau est acheminée vers des bassins d'infiltration qui sont au nombre de dix et représentent une surface d'environ 12 ha. Ils permettront à cette eau de rejoindre la nappe phréatique à la vitesse d'environ 1 m/jour, 15 m plus bas [4].

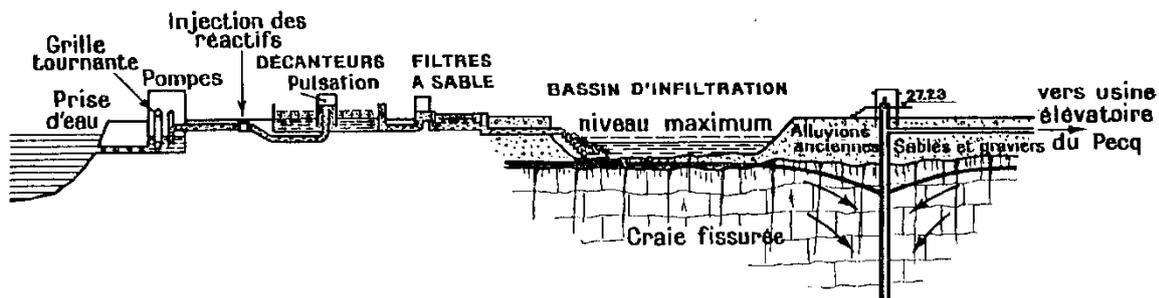


Illustration 2: Schéma du site de Croissy-sur-Seine réalisé par J. Bize (« Alimentation artificielle des nappes souterraines », 1972)

Surveillance du dispositif :

Informations non disponibles.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Grâce à ce système de recharge artificielle, 25 à plus de 30 Mm³ d'eau sont infiltrés chaque année pour des prélèvements qui s'élèvent à environ 52 Mm³.

Cadre réglementaire :

Informations non disponibles.

Historique du site :

Le site a été mis en service en 1959. En 1965, 11 millions de m³ étaient injectés dans la nappe par ce biais, avec une vitesse d'infiltration estimée à 1 m/j environ." ([2]) Depuis, le volume annuel injecté a donc doublé.

"En 1974, de la recharge par injection directe a été testée sur le site, via un puits d'injection de 1500 mm de diamètre. Le sol autour du puits a été chargé et fortement compacté, afin de contrecarrer d'éventuelles résurgences à proximité de l'ouvrage. En fonctionnement continu, le débit d'infiltration atteint fut de l'ordre de 3500 m³ par jour en moyenne. Suite à d'importants problèmes d'exploitation, notamment de colmatage, cette technique a été abandonnée." ([2])

Bilan économique :

Informations non disponibles.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement et est indispensable à la poursuite de l'exploitation intensive de la nappe. De plus, il a permis une amélioration significative de la qualité des eaux pompées dans la nappe phréatique notamment en ce qui concerne l'ammonium, le fer et le manganèse.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] <http://www.croissy.com>

[4] <http://www.lyonnaise-des-eaux.fr/>

[5] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

Annexe 7

Miremont (Haute-Garonne)

Objectif : Qualité

Eau de recharge : Eau de surface

Type : Système combiné (bassins d'infiltration et tranchées ?)

Utilisation de la nappe : AEP

Aquifère : Alluvial

Epaisseur de la ZNS : non connue

Objectif(s) de la recharge artificielle:

La réalimentation est nécessaire afin de diluer la nappe phréatique exploitée pour alimenter les communes de Miremont, Beaumont et Lagardelle sur Lèze. Cette dilution permet de diminuer les teneurs en nitrates et pesticides présents dans cette nappe.

Caractéristiques de l'aquifère (et/ou de la nappe) concerné:

La nappe libre exploitée ici est contenue dans les alluvions de l'Ariège.

Le(s) système(s) de recharge artificielle mis en place :

L'eau de recharge, avant d'atteindre la nappe, passe par un bassin de décantation et des bassins de filtration.

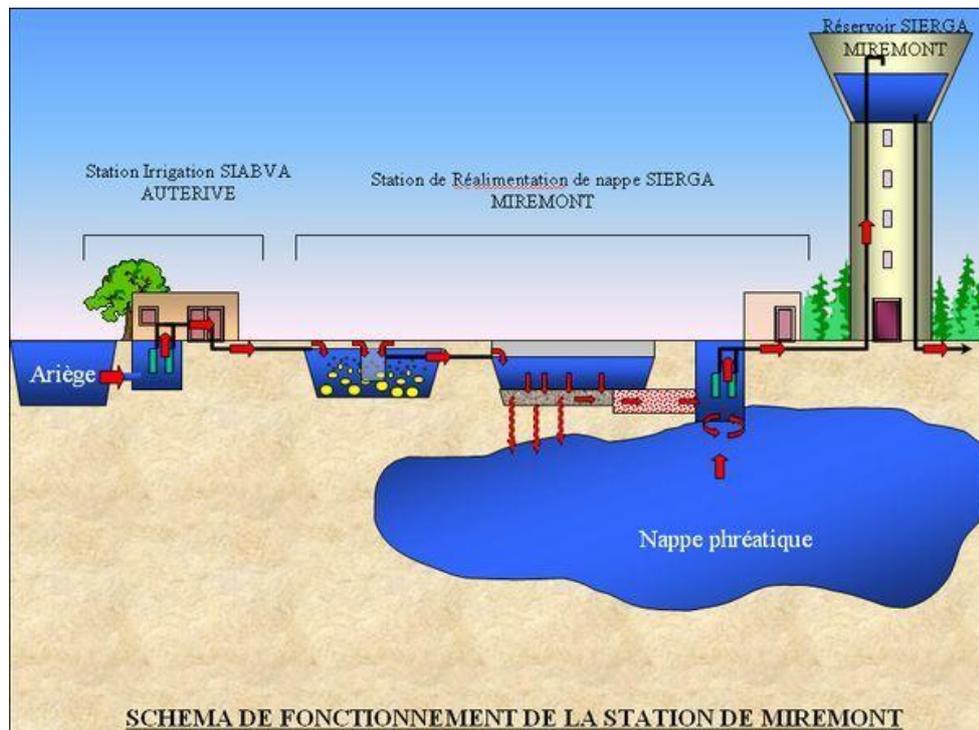


Illustration : Schéma du site de Miremont (Haute-Garonne) (d'après, Detay, 1997)

Historique du site :

Le site a été mis en service en 1980.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement.

Sources d'informations :

[1] Detay M. (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

Annexe 8

Flammerans (Côte d'Or)

Objectif : Quantité

Type : Système combiné
(puits et tranchées)

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / 6320

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : -----

Localisation :

Les ouvrages de réalimentation artificielle de Flammerans sont situés au niveau du champ captant du village (appelé "PONCEY 2").

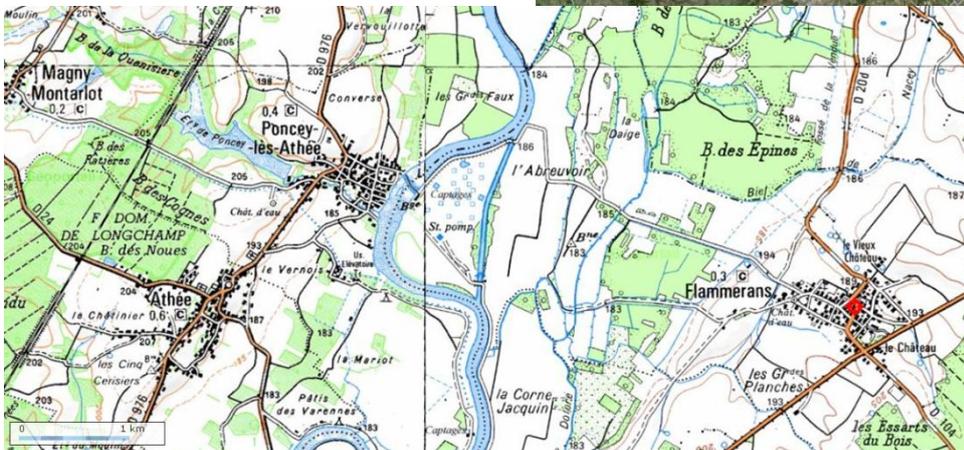


Illustration : Localisation de Flammerans et Poncey-les-Athée (Images Google Earth et Géoportail)

Objectif de la recharge artificielle:

La réalimentation est nécessaire afin recharger la nappe, notamment pour les périodes de basses eaux et de forte consommation. En effet, cette nappe est assez intensément exploitée via plusieurs champs captant qui assurent l'alimentation en eau potable de nombreuses communes et également d'une partie de la ville de Dijon.

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concernés:

La nappe libre réalimentée ici est contenue dans les alluvions de la Saône situées entre les confluents de l'Ognon et du Doubs (ME 6320). Celles-ci sont "récentes, sablo-graveleuses (5 à 9 m) souvent protégées par une couverture argilo-limoneuse (2 à 6 m)" [4].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le système de recharge artificielle de Flammerans fonctionne de la manière suivante :

1. L'eau est prélevée dans la Saône. "Le dispositif de pompage comprend 3 pompes de 250 m³/h ; le débit de prélèvement est limité à 500 m³/h ; il est assuré par le fonctionnement de

Recharge artificielle des eaux souterraines : Etat de l'art et perspectives
deux pompes en simultanés. La prise d'eau fonctionne sur une durée limitée au minimum, soit 183 jours par an" [4].

2. L'eau est ensuite filtrée via des filtres "type DOUCET" avant d'être dirigée vers les ouvrages de réinjection.

Surveillance du dispositif :

Informations non disponibles.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Pour ce système de recharge artificielle, 6,6 Mm³ d'eau sont prélevés chaque année dans la Saône.

Cadre réglementaire :

Une autorisation de pomper l'eau de recharge dans la Saône a été délivrée par les Services de Navigation en 1997. Et les volumes annuels prélevables ont été fixés à 6 570 000 m³ par convention avec Voies Navigable de France.

Historique du site :

Informations non disponibles.

Bilan économique :

Informations non disponibles.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr>

Annexe 9

Vauvert (Gard)

Objectif : Qualité / Quantité

Type : Forages d'injection

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / -----

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : -----

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Vauvert est situé à proximité du captage de la commune soit à environ 2,5 km au nord-ouest de celle-ci, à Candiacy (cf. Illustration). Les installations de réalimentation et de pompage sont gérées par la SAUR.



Fond : carte géologique au 1/50 000 (Brgm)

Illustration : Localisation de Vauvert (à droite, image Google Earth) et carte de localisation du captage de Candiacy, commune de Vauvert (Gard), réalisée par le BRGM (à gauche).

Objectifs de la recharge artificielle:

La réalimentation est nécessaire afin de maintenir le niveau piézométrique de la nappe et d'améliorer la qualité de l'eau pompée. En effet, le forage de Candiacy, qui est capable de pomper jusqu'à 70 m³/h, a parfois des difficultés à satisfaire pleinement les besoins en eau potable des habitants de la commune de Vauvert. C'est notamment le cas lorsque plusieurs années de déficit pluviométrique se succèdent. De plus, avant la mise en place du système de recharge, les teneurs en nitrates dépassaient parfois le seuil de potabilité (50 mg/L).

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concernés:

La nappe libre exploitée ici est "la nappe de la Vistrenque". Elle est contenue dans les alluvions villafranchiennes de la Vistrenque (qui est un secteur situé dans le Sud du département du Gard). Au droit du site, ces alluvions sont constituées de cailloutis et ont une

épaisseur de 14 mètres. Leur perméabilité est de l'ordre de $3,9 \cdot 10^{-4}$ m/s et la nappe s'y écoule depuis le Nord-Est vers le Sud-Ouest. Le mur de l'aquifère est constitué par une couche d'argiles bleues datant du Pliocène.

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le système de recharge mis en place à Candiac fonctionne de la façon suivante :

1. L'eau est prélevée dans le canal du Bas-Rhône et est filtrée grâce à une station de filtration à 120 μ m (cf. Illustration). Ces installations appartiennent au groupe BRL.
2. L'eau est ensuite acheminée (sous pression), via des conduits, jusqu'aux deux forages de réinjection (FR1 et FR2). Ces derniers sont distants de 57 et 42 m du forage de pompage (FP) et permettent d'injecter l'eau en profondeur à un débit total maximal d'environ 50 m³/h.

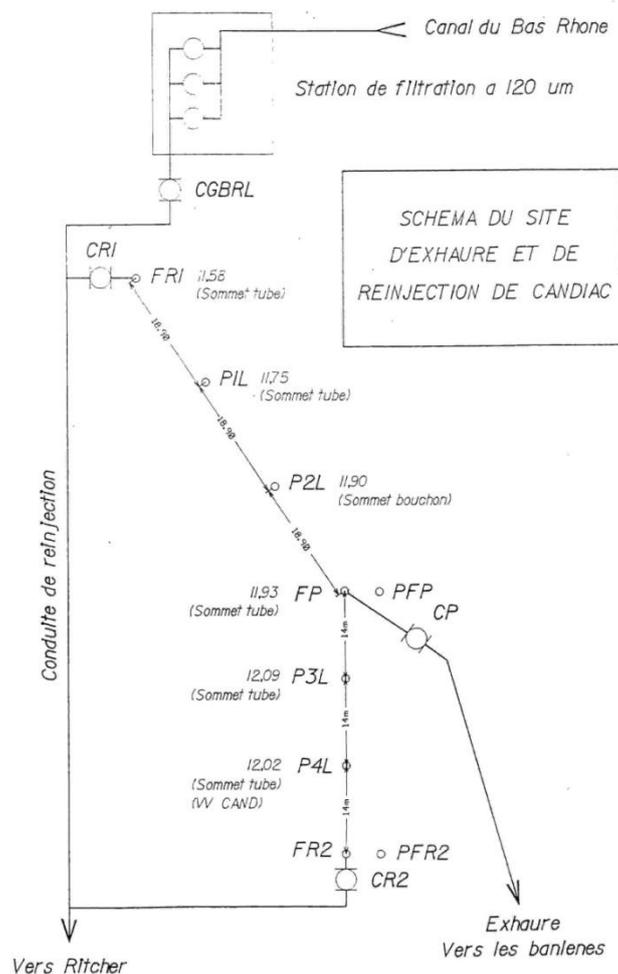


Illustration : Schéma du site de pompage et de réinjection de Candiac (BRL-CISE 1989-1990)

Surveillance du dispositif :

Informations non disponibles.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Grâce à ce système de recharge artificielle, les volumes injectés annuellement sont très variables. Ils peuvent s'élever jusqu'à 100 000 m³/an (donnée BRL de 2000) mais cela dépend du niveau d'eau dans les puits et des périodes de sécheresse. En moyenne, 52 200 m³ d'eau sont réinjectés chaque année, généralement sur une période allant de juin à septembre.

Cadre réglementaire :

Informations non disponibles.

Historique du site :

En 1984, la commune de Vauvert est contrainte de prélever de l'eau dans une gravière située en rive droite du Vistre afin de satisfaire les besoins. Dès 1985, Languedoc Hydro Services propose alors à la commune d'augmenter la ressource de la nappe en utilisant la réalimentation artificielle. Par la suite, de nombreux essais d'injection d'eau, provenant du BRL (Bas-Rhône-Languedoc), à partir du canal Philippe Lamour, sont réalisés. Ceci permet à Languedoc Hydro Services de s'assurer de la faisabilité de l'opération et de définir le système de réinjection.

De 1985 à 1988, le dispositif mis en place ne fonctionnera que ponctuellement, lorsque la recharge est indispensable pour satisfaire les besoins en eau.

En 1989, de l'eau a été injectée en continue dans la nappe durant l'étiage. Les niveaux piézométriques et la qualité de l'eau ont alors été suivis en parallèle de l'injection grâce à une série de piézomètres présents sur le site (BRL-CISE 1989-1990). Ceci permet de constater l'effet bénéfique de la recharge sur la nappe tant du point de vue quantitatif que qualitatif et également d'évaluer le rayon d'influence des forages de réinjection qui est de l'ordre de 30 m. De plus, il a été estimé que la réinjection assurait environ 30% de l'alimentation du forage d'exhaure (BRL-CISE 1989, 1990).

Bilan économique :

Informations non disponibles.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement.

Depuis 1989, la recharge artificielle a permis une amélioration significative de la qualité de l'eau pompée. En effet, cette dernière est plus douce (notamment grâce à l'adsorption du calcium et du magnésium par le sol) et la matière organique (présente originellement dans l'eau du canal) ainsi que les teneurs en nitrates ont tendance à diminuer.

Ainsi, la réalimentation artificielle de la nappe de la Vistrenque au niveau du captage de Vauvert se poursuit aujourd'hui, davantage dans l'objectif de soutenir le niveau piézométrique de la nappe à l'étiage que pour améliorer la qualité de l'eau.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

Annexe 10

Verneuil-sur-Seine - Vernouillet (Yvelines)

Objectif : Qualité

Type : Système combiné

(recharge induite et infiltration dans un étang)

Aquifère : Alluvial

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : environ 6 m

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Verneuil-Vernouillet est situé au niveau du lac du Gallardon, en bord de Seine. Il a été mis à place à l'initiative du Syndicat Intercommunal d'eau et d'assainissement de Verneuil-Vernouillet (SIEAVV) pour lequel la Lyonnaise des Eaux joue le rôle de délégataire du service public de l'eau potable (production et distribution). Elle a aussi été chargée de la mission de maîtrise d'œuvre et de concevoir le système de recharge.



Illustration : Localisation de Verneuil-sur-Seine et Vernouillet et leur site de recharge artificielle

Objectif de la recharge artificielle:

Sur le secteur de Verneuil-Vernouillet, la réalimentation de la nappe phréatique est utilisée principalement afin d'améliorer sa qualité. Ceci est nécessaire car cette nappe est exploitée pour l'alimentation en eau potable des habitants de Verneuil-sur-Seine et Vernouillet (environ 6000 foyers) [4].

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concerné:

La nappe libre exploitée ici est naturellement alimentée par les eaux de pluie et, selon la saison, par la Seine avec laquelle elle est en continuité hydraulique. De ce fait, la nappe contient certaines pollutions. On retrouve notamment de l'ammonium qui est issu de la dégradation des matières organiques contenues dans les sédiments du fleuve, ainsi que du fer et du manganèse, naturellement présents dans la nappe. Cette dernière est contenue dans un aquifère bicouche, constitué par les alluvions de la Seine et le toit fracturé de la craie sénonienne sous-jacente. Les alluvions correspondent à des sables et graviers qui sont très perméables et ont une épaisseur allant de 5 à 15 mètres. La partie inférieure de la craie

(située à 30-40 mètres de profondeur) est très peu perméable et constitue le mur de l'aquifère.

Le système de recharge artificielle mis en place :

A Verneuil-sur-Seine – Vernouillet, le système de recharge utilisé fonctionne de la façon suivante :

1. L'eau est pompée dans la nappe phréatique via deux forages (F9 et F10, cf. Illustrations) de 15 mètres de profondeur situés à proximité de la Seine. Ceci permet d'utiliser les capacités géoépuratrices des berges du fleuve.

2. Cette eau est ensuite déversée dans l'Etang du Gallardon à la base duquel elle s'infiltrera jusqu'à rejoindre la nappe située à quelques mètres plus bas (7 et 6,5 m au droit des forages F9 et F10 en 2005). Durant cette étape, l'eau subit une seconde filtration.

3. L'eau de la nappe est à nouveau pompée via 7 forages d'exploitation (F1 à F7) d'environ 15 m de profondeur également. Enfin, elle est acheminée jusqu'à l'usine de traitement de l'eau avant d'être envoyée vers les habitations.

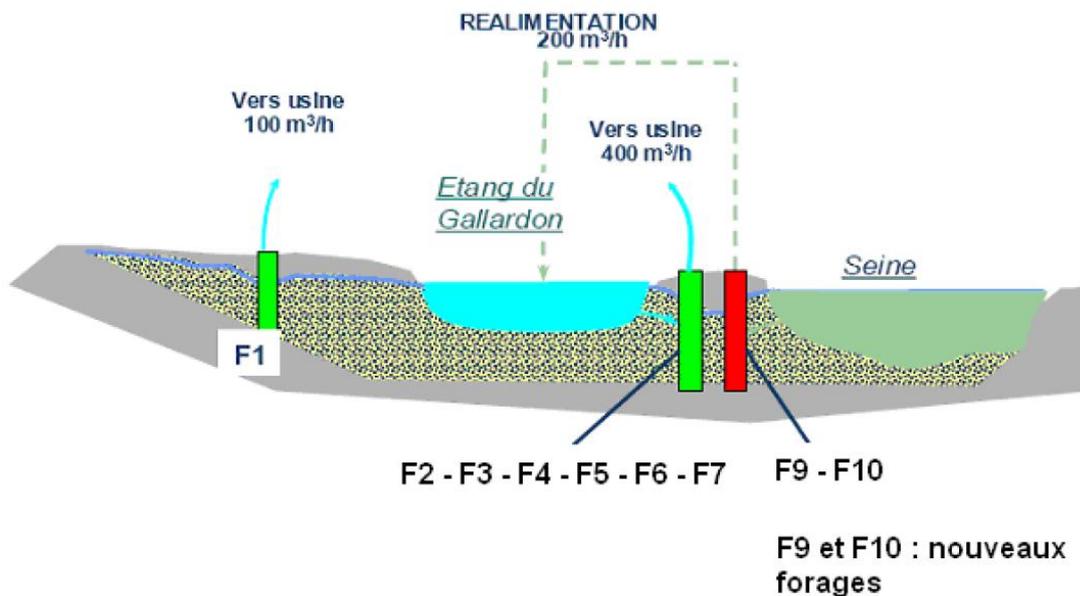


Illustration : Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de Verneuil-sur-Seine (Schéma réalisé par le SIEAVV)

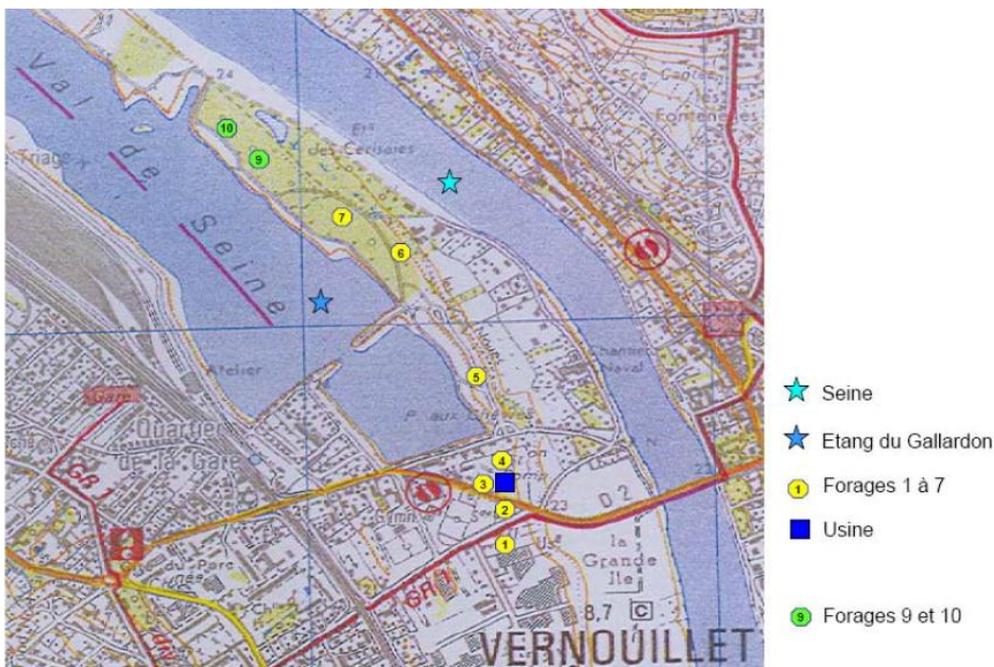


Illustration : Carte de localisation des ouvrages utilisés pour la gestion de l'eau à Verneuil-Vernouillet (réalisée par SIEAVV)

Les volumes d'eau mis en jeu :

Grâce à ce système de recharge artificielle, jusqu'à 1,3 Mm³ d'eau sont infiltrés chaque année pour des prélèvements qui s'élèvent à environ 1,43 Mm³ (donnée 2009).

Historique du site :

En 1958, un premier forage d'exploitation est réalisé, puis six autres en 1976, accompagnés des premières installations de traitement de l'eau.

En 1998, les premières études de faisabilité du projet de recharge artificielle de Verneuil-Vernouillet débutent. Ceci permet de définir précisément ce qu'il serait nécessaire de mettre en place et d'établir un plan de financement. Puis, en 2003, le SIEAVV confie officiellement la mission de maîtrise d'œuvre à la Lyonnaise des Eaux. Deux nouveaux forages sont alors créés dans le cadre du projet de géofiltration. C'est en 2007 que les autorisations d'exploiter ces deux nouveaux forages sont officielles. Par la suite, le site entrera en service en juin 2009.

Bilan économique :

Le montant global du projet s'est élevé à 757 000 € HT. Le SIEAVV a pu le financer avec l'aide de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (sous forme de subvention (40%) et un prêt à taux zéro (20%)) et le conseil général (sous forme de subventions (40%)).

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement. Il a permis une amélioration significative de la qualité des eaux acheminées jusqu'à l'usine de traitement d'eau potable (notamment en ce qui concerne l'ammonium, le fer et le manganèse), sans que cela dégrade l'eau de l'étang. En plus du procédé de géofiltration, le SIEAVV a agrandi de l'usine de production d'eau potable. Des installations permettant une étape supplémentaire de filtration afin d'éliminer les particules d'oxydes de fer et de manganèse ont été mise en place.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] <http://www.sieavv.fr>

Annexe 11

Contigny (Allier)

Objectif : Qualité / Quantité

Eau de recharge : Eau de surface

Type : Bassin d'infiltration pilote

Utilisation de la nappe : AEP

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / -----

Epaisseur de la ZNS : 0,7 m maximum

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle expérimental mis en place à Contigny est situé au niveau du champ captant de la commune. Il a été conçu et suivi par Burgeap pour le Syndicat Intercommunal d'Alimentation en eau potable de la rive gauche de l'Allier.



Illustration : Localisation du champ captant de Contigny (Images Google Earth et Géoportail)

Objectifs de la recharge artificielle:

Le site expérimental de Contigny a été mis en place afin de vérifier la faisabilité de la recharge artificielle dans ce secteur. Les objectifs de cette dernière seraient alors de maintenir le niveau piézométrique de la nappe et d'améliorer sa qualité par dilution à partir d'eau prélevée dans l'Allier. Cette nappe est exploitée pour l'eau potable par le SIAEP de la rive Gauche de l'Allier, via un champ captant constitué de 11 puits, 2 forages et quelques piézomètres (données de 1993), et est parfois sujette à des pollutions.

Caractéristiques de l'aquifère (et/ou de la nappe) concerné:

La nappe libre exploitée et réalimentée ici est contenue dans les alluvions de l'Allier. Elle est parfois riche en nitrates dont l'origine était incertaine avant les essais d'infiltration.

Le système de recharge artificielle pilote mis en place :

Le système est constitué par un bassin de décantation qui reçoit l'eau brute pompée dans l'Allier (parfois riche en MES et fer) et les dirige ensuite vers un bassin d'infiltration

Recharge artificielle des eaux souterraines : Etat de l'art et perspectives d'une surface de 40 m² [3]. Ces bassins sont situés au niveau du champ captant de la commune (cf. Illustration).

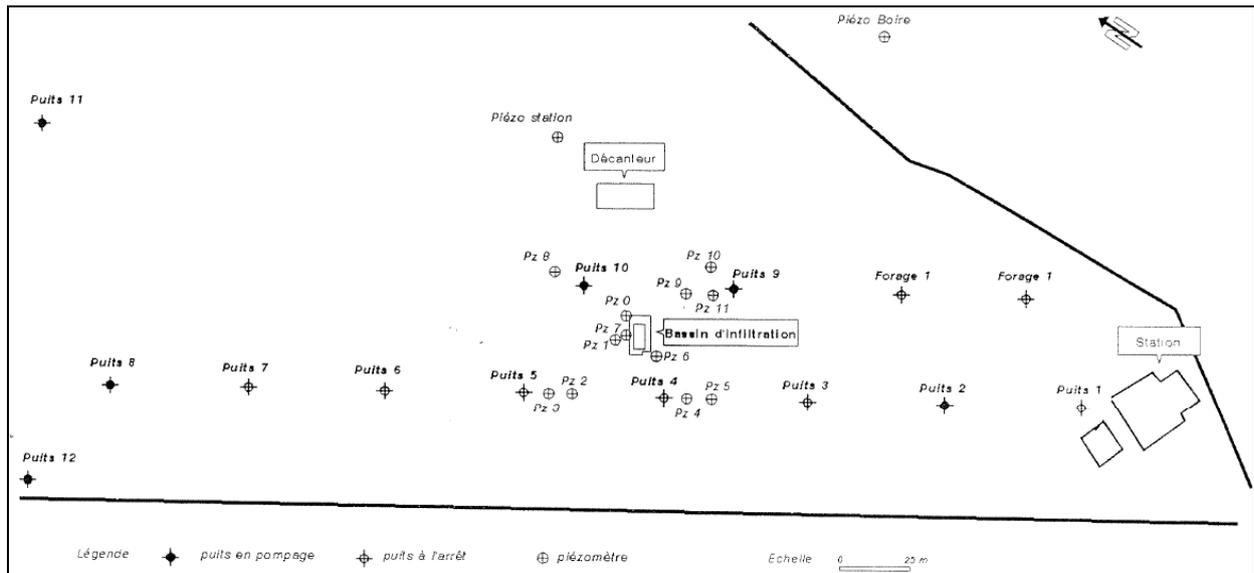


Illustration : Plan de situation du site expérimental de recharge artificielle de Contigny, réalisé par Burgeap (1996)

Surveillance du dispositif :

Plusieurs piézomètres présents sur le site ont permis de suivre l'évolution du niveau piézométrique de la nappe durant les essais d'infiltration. Les débits pompés dans l'Allier d'une part et d'autre part dans la nappe via les ouvrages souterrains étaient également connus grâce à des compteurs. Enfin, des prélèvements d'eau ont été régulièrement effectués au niveau de certains ouvrages [3]. Les espèces et paramètres principalement analysés étaient des composés azotés (nitrates, nitrites et ammoniac), la DCO (Demande Chimique en Oxygène), la matière organique, l'oxygène dissous, les MES, les coliformes thermotolérants ainsi que le fer et le manganèse.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Au cours des essais, les débits de pompage dans l'Allier pour l'alimentation du bassin se sont étendus de 2600 à 340 m³/j.

Cadre réglementaire :

Information non disponible.

Historique du site :

Les essais d'infiltration sur le site ont débutés en 1993. Entre mars et juillet, quatre phases d'infiltrations ont été effectuées à différents débits et séparées par des périodes de nettoyage du bassin, nécessaires à cause du colmatage rapide. Celui-ci est dû au débit d'alimentation important et à la teneur en MES parfois forte dans les eaux de recharge ou au développement algair. Durant ces périodes, le débit de pompage dans la nappe (via les différents ouvrages) était variable. Il en était de même pour les vitesses d'infiltration qui s'étendaient entre 3,5 et 12 m/j. Il a également été constaté que l'épaisseur de la zone non saturée était de 0,7 m au maximum au début des essais puis est progressivement passée à 0,4 m avant de disparaître à la fin de la troisième phase (cf. Illustration).

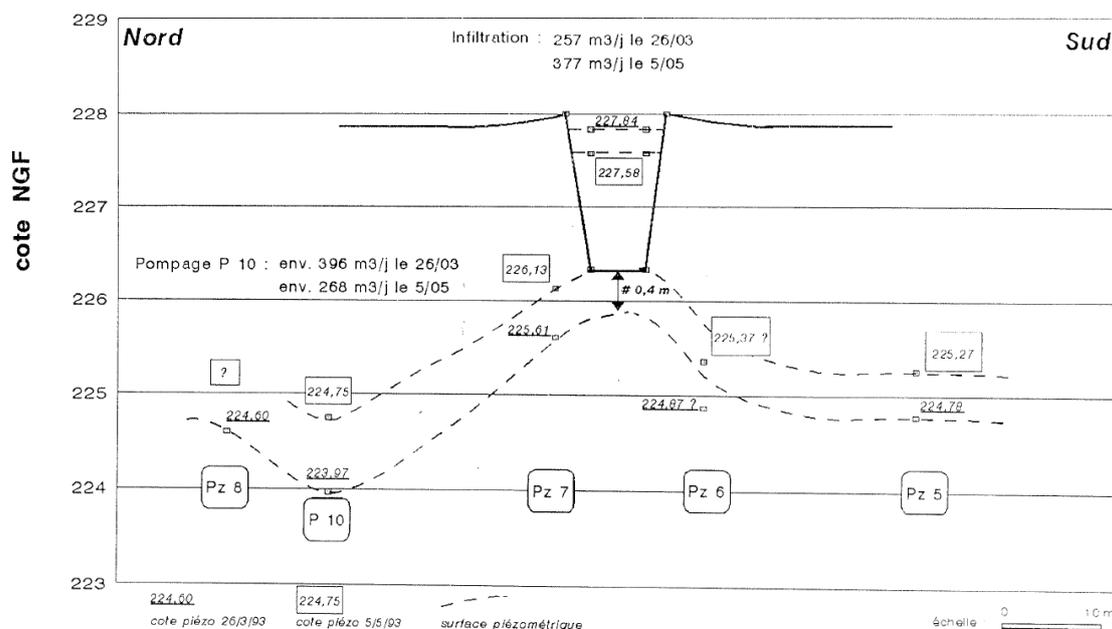


Illustration : Coupe Nord-Sud du site de recharge de Contigny, montrant l'évolution du niveau piézométrique de la nappe au fur et à mesure des essais d'infiltration.

Finalement, les vitesses d'infiltration étaient trop élevées pour que le système puisse correctement épurer les eaux. En effet, la vitesse d'infiltration optimale a été estimée à 2 m/j. De plus, sous le bassin, le dôme piézométrique généré était de l'ordre du mètre.

Les analyses d'eau ont permis de constater que "l'infiltration n'engendre pas de modification notable de la teneur en nitrates, en revanche cet apport supplémentaire d'eau créé une barrière hydraulique diminuant l'alimentation en eau fortement nitratée" sur certains ouvrages. Ce suivi a également confirmé que les eaux riches en nitrates provenaient du sud du champ captant [3]. Concernant les coliformes thermotolérants, leur abattement est assez important mais aurait pu l'être davantage si la zone non saturée avait été plus épaisse.

Bilan économique :

Information non disponible.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

En conclusion des essais, le niveau piézométrique élevé de la nappe et la vitesse d'infiltration trop grande ont entraîné un colmatage rapide du bassin d'infiltration (malgré la présence du bassin de décantation) et une réduction de l'épaisseur de la zone non saturée de l'aquifère. Ces facteurs ont fortement limité l'efficacité d'épuration du dispositif. Ainsi, le contexte n'étant pas favorable, aucun réel site de recharge artificielle n'a été créé à Contigny (Communication orale avec Karine Lefebvre Milon de l'ARS Allier, 2012).

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[3] **Burgeap Avignon.** (1993). Réalimentation de la nappe sur le site de Contigny – Dispositif pilote d'infiltration. 19 p. (hors annexes).

Annexe 12

*Flins-sur-Seine – Aubergenville (Yvelines) : le système
Bi'Eau*

Objectif : Qualité / Quantité

Type : Système combiné

(recharge induite et bassins d'infiltration)

Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / -----

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : -----

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Flins-Aubergenville est situé près de l'usine de production d'eau potable de Flins-sur-Seine (cf. Illustration 1). Tous deux sont gérés par la Lyonnaise des Eaux.

L'adresse exacte est :

434 Chemin départemental 14

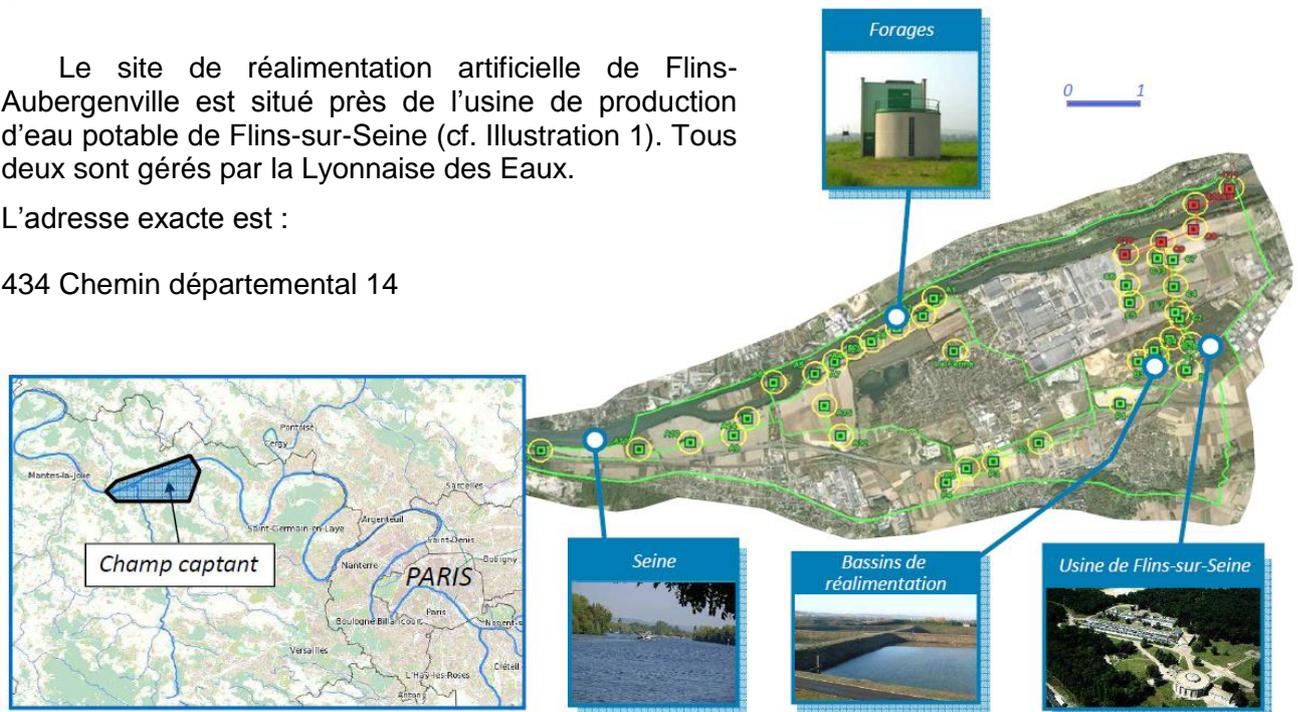


Illustration : Localisation des installations présentes sur le site de Flins-Aubergenville (Figure réalisée par Suez Environnement)

Objectifs de la recharge artificielle:

La réalimentation est nécessaire afin d'améliorer la qualité de l'eau pompée et de maintenir le niveau piézométrique de la nappe. En effet, celle-ci est vivement exploitée pour l'alimentation en eau potable de 700 000 habitants via un champ captant s'étalant sur une surface d'environ 16 km². Ce dernier est situé dans une plaine alluviale, à environ 30 km en aval de Paris et est constitué de 40 puits et forages [1].

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concernés:

Tout comme pour le site de Croissy-sur-Seine, la nappe libre exploitée ici est naturellement alimentée par les eaux de pluie et, selon la saison, par la Seine avec laquelle elle est en continuité hydraulique. De ce fait, la nappe contient certaines pollutions, notamment de composés azotés (issus de la dégradation des matières organiques contenues dans les sédiments du fleuve) ainsi que du fer et du manganèse. Elle est contenue dans un aquifère bicouche. Ce-dernier est constitué par les alluvions de la Seine et le toit fracturé de la craie sénonienne sous-jacente. Les alluvions correspondent à des sables et graviers qui sont très perméables et ont une épaisseur allant de 5 à 15 mètres. La partie inférieure de la craie (située à 30-40 mètres de profondeur) est très peu perméable et constitue le mur de l'aquifère [6].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le dispositif de réalimentation artificielle de la nappe est appelé le "Système Bi'Eau" et a été développé par la Lyonnaise des Eaux et le CIRSEE (Centre International de Recherche

Sur l'Eau et l'Environnement de Suez Environnement). Son fonctionnement se fait en plusieurs étapes (cf. Illustration 2) :

1. Des ouvrages, appelés "forages primaires" et situés à proximité de la Seine (en bordure ou dans une gravière), pompent dans la nappe qui est alors alimentée par le fleuve. Lors de cette alimentation, l'eau est filtrée une première fois à travers les berges de la Seine. On parle dans ce cas de "réalimentation induite".

2. Puis, l'eau pompée est déversée dans des bassins d'infiltration qui sont des anciennes sablières. Ils permettent une seconde filtration de l'eau qui migre vers la nappe à des vitesses allant de 0,4 à 1 m/j [2]. Ces bassins sont au nombre de sept et sont utilisés de manière alternative avec des cycles de "mise en eau – mise à sec" (d'une durée de trois mois) ce qui permet d'améliorer l'infiltration en limitant le colmatage.

3. Enfin, l'eau est à nouveau pompée via des "forages secondaires" situés près des bassins d'infiltrations et acheminée jusqu'à l'usine de traitement d'eau potable.

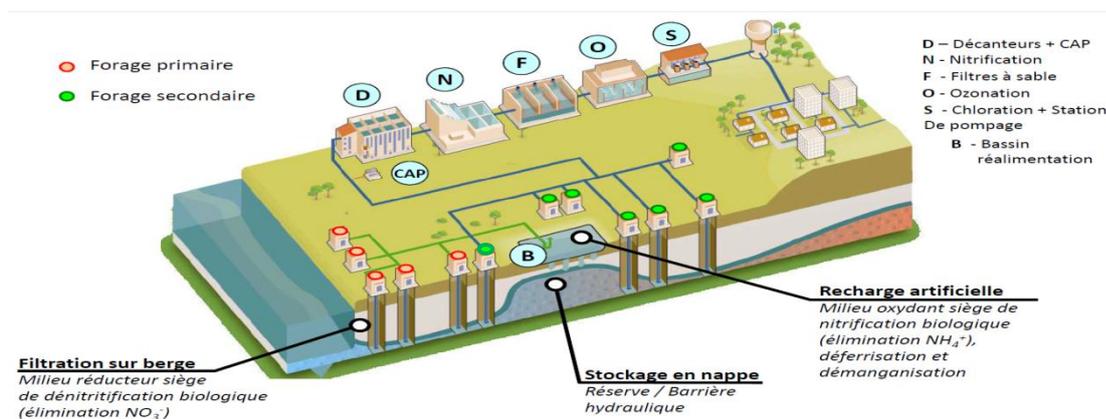


Illustration : Schéma des installations mises en place sur le site de Flins-Aubergenville (réalisé par Suez Environnement et la Lyonnaise des Eaux, 2012)

Surveillance du dispositif :

Informations non disponibles.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Grâce à ce système de recharge artificielle, 8 Mm³ d'eau sont infiltrés chaque année pour des prélèvements qui s'élèvent à environ 30 Mm³ [5].

Cadre réglementaire :

Informations non disponibles.

Historique du site :

Le site a été mis en service en 1980. Au départ, les fonctions d'épuration des berges de la Seine n'étaient pas exploitées et les eaux du fleuve subissaient un prétraitement avant d'être déversées dans les bassins d'infiltration. En 1991, ces derniers étaient complètement colmatés : " des tests sur des carottes avaient donné des transmissivités de 10⁻⁸ m²/s dans les premiers centimètres de craie en fond de sablière. De plus, de l'aluminium a été rencontré en forte concentration.

Différents essais de décolmatage ont été conduits :

- raclage des 15 premiers centimètres de craie (sablière n°6) ;
- réalisation de tranchées drainantes remplies de sables (sablière n°5) ;
- fissuration et fracturation provoquées (explosif) dans la zone non saturée (5m) dans la sablière n°2." ([5], [2]).

D'après les résultats obtenus, il semble que la fissuration-fracturation est le procédé le plus efficace pour le décolmatage. Cependant, son utilisation nécessite de s'assurer de la pérennité des fissures et fractures créées. Pour cela, différentes méthodes peuvent être employées ayant chacune des conséquences particulières qui doivent être évaluées au préalable.

Le procédé Bi'Eau a finalement été mis en place en 2005.

Bilan économique :

Informations non disponibles.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement et est indispensable à la poursuite de l'exploitation intensive de la nappe. De plus, il a permis une amélioration significative de la qualité des eaux acheminées jusqu'à l'usine de traitement d'eau potable notamment en ce qui concerne l'ammonium, le fer et le manganèse. A la sortie de l'usine, les quantités de boues ont diminué de 75% [5].

Sources d'informations :

[1] **Chabert L.** (Mars 2012). Présentation "Un exemple durable de protection de champs captants à Aubergenville (78), avec le développement d'une filière courte d'agriculture biologique". Forum Mondial de l'Eau, Marseille.

[2] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[3] **Le Guern C., Lachassagne P., et Noël Y., Persin F., De Buysscher I.** (2003) Dessalement et recharge artificielle : synthèse technico-économique. 80 p.

[4] **Suez Environnement.** (2008). Suez Environnement développe des projets de réutilisation des eaux usées pour une gestion raisonnée de la ressource en eau. *L'usine de réutilisation des eaux usées de Milan au secours des agriculteurs*. 12 p.

[5] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[6] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

Annexe 13

Houille - Moulle (Pas-de-Calais)

Objectif : Quantité

Type : Bassins d'infiltration

Aquifère / Masse d'eau: Sédimentaire (Craie) / -----

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : -----

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle de Houlle-Moulle est situé à proximité des forages les plus anciens de la zone de captage, qui sont au nombre de six et sont concentrés à Houlle et Moulle. Il est "exploité par la Lyonnaise des Eaux pour le compte du SMAERD (Syndicat Mixte d'Alimentation en Eau de la Région Dunkerquoise)" [2].

Sur le secteur, la Lyonnaise des Eaux est situé à l'adresse suivante (cf. Illustration) :

Rue des Silos

62910 Moulle



Illustration : Localisation des villes de Houlle et Moulle et des installations mises en place pour la gestion de l'eau (images Google Earth et Géoportail)

Objectif de la recharge artificielle:

La réalimentation artificielle est employée ici afin de faire remonter le niveau piézométrique de la nappe phréatique. En effet, ceci est nécessaire car cette nappe est vivement exploitée via le champ captant de Houlle-Mouille, principalement afin d'alimenter en eau potable l'agglomération de Dunkerque. "La zone de captage est située en bordure de recouvrement de la craie sénonienne fissurée, à l'Ouest de Saint-Omer. Elle s'étend sur 10 kilomètres environ et comporte une douzaine de forages dont la profondeur varie entre 50 et 100 mètres" [4].

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concernés :

La nappe exploitée et réalimentée ici est contenue dans l'aquifère fissuré de la craie. Elle est libre sur environ 80% de sa superficie (environ 9200 km²) et captive sur les 20% restants [3]. Auparavant, elle était même artésienne par endroits. Quelques "forages sont toujours artésiens, cependant, un déficit pluviométrique accentué engendre des baisses de niveau importantes, supprimant l'artésianisme dans" certaines zones (notamment là "où existent des cressonnières dont l'activité s'en trouve de fait menacée") [2].

Son épaisseur est variable et peu atteindre une centaine de mètres comme au niveau du champ captant de Houlle-Mouille (115 m, [3]). Le mur est généralement constitué par la craie elle-même, lorsque les fissures et fractures se referment.

Le système de recharge artificielle mis en place :

Sur le site de Houlle-Mouille, la recharge artificielle est organisée de manière suivante :

1. "L'eau est pompée dans la rivière le Houle, affluent de l'Aa, puis traitée" [2]. Il s'agit d'un traitement clarification qui comprend une décantation, puis une flottation et enfin une filtration sur charbon actif en grain [4].

2. Elle est ensuite acheminée vers des bassins d'infiltration qui sont situés sur la zone au niveau de laquelle la diminution du niveau piézométrique de la nappe est la plus importante. Ils sont au nombre de deux et ont chacun une surface de 10 000 m².

Surveillance du dispositif :

Informations non disponibles.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Les volumes infiltrés grâce à ce système de recharge artificielle varient chaque année, allant de 0 à 7,2 Mm³ d'eau (cf. Illustration 2). Ceci est dû au fait que le dispositif est géré par un modèle mathématique. Ce-dernier a été élaboré en 1979 et est utilisé depuis afin d'optimiser la recharge. Pour cela, il "prend en compte les éléments de l'année précédente, les prévisions de pompages et le contexte hivernal de l'année (pluvieux, moyen ou sec). En fonction des résultats, on détermine si la réalimentation est nécessaire et dans quelles proportions" [2].

Concernant les prélèvements, ils ne peuvent dépasser les 50 000 m³/j au niveau de la rivière (eau de recharge), tandis que le champ captant produit environ 17 Mm³ chaque année (cf. Illustration).

	Unités	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Réalimentation de la nappe	m ³	0	5 022 670	7 244 450	1 726 063	0	0	0	0	3 517 178
Production totale du champ captant	m ³	17 148 420	17 668 274	17 494 970	16 438 594	16 118 283	15 791 989	16 491 788	16 424 517	17 324 250

*Illustration 2: Volumes annuels prélevés et infiltrés sur le site de Houlle-Moulle (de 1995 à 2003)
(source : Rapport annuel sur le prix et la qualité des services de l'eau (Dunkerque Grand littoral, synthèse 2003))*

Cadre réglementaire :

Informations non disponibles.

Historique du site :

La nécessité de mettre en place un système de réalimentation artificielle de la nappe exploitée à Houlle-Moulle est apparue évidente dès 1971. En effet, entre 1960 et 1975, la région connaît un fort développement industriel et démographique ce qui entraîne une importante augmentation des besoins en eau (ils atteignent alors environ les 15 Mm³/an). Même si jusqu'en 1970, l'exploitation des forages arrive à satisfaire ces besoins, la ressource en eaux souterraines commence à diminuer de manière significative dès lors que les pluies hivernales ne sont pas suffisantes pour recharger correctement la nappe : " L'absence quasi-totale de réalimentation au cours de l'hiver 1970-1971 a fait chuter le niveau de la nappe à Moulle de plus de 25 mètres en un peu plus de six mois" [4].

En 1971, "un dispositif provisoire fût alors mis en place, utilisant les eaux de la Houlle (...) Le traitement était constitué d'une décantation statique suivie d'une filtration rapide sous pression.

En 1973, fut mise en place l'installation définitive de traitement d'une capacité de 25 000 m³/j, et un bassin d'infiltration d'un hectare. Une deuxième tranche de traitement de 25 000 m³/j, et un deuxième bassin ont été mis en service en 1980" [4].

Bilan économique :

Informations non disponibles.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement. Il est efficace et permet notamment de maintenir "l'artésianisme de la zone de Tilques et de ses cressonnières" [2].

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] **Dassonville G.** L'alimentation artificielle de la nappe de Moulle (P de C) : un exemple de gestion de la ressource. 11 p.

Annexe 14

Plaine de Millegrand, Trèbes (Aude)

Objectif : Quantité

Type : Système combiné (fosse et tranchée)

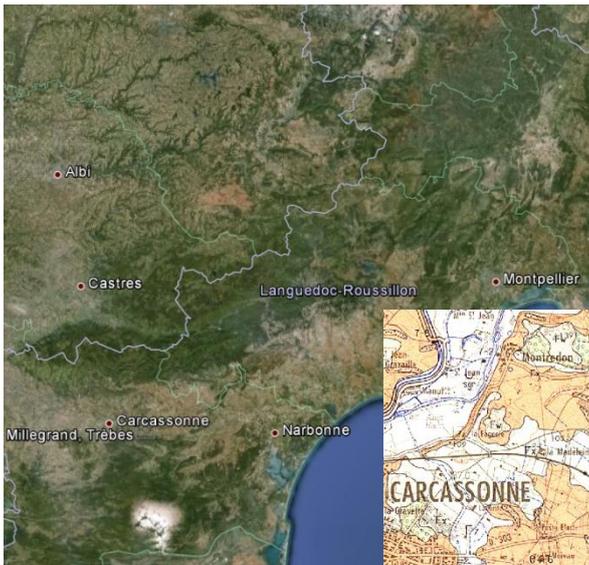
Aquifère / Masse d'eau : Alluvial / ----

Eau de recharge : Eau de surface

Utilisation de la nappe : AEP

Epaisseur de la ZNS : environ 4 m

Localisation :



Le site de réalimentation artificielle de la plaine de Millegrand est situé à l'Est de la ville de Trèbes (cf. Illustration 1), en bordure du Canal du Midi.

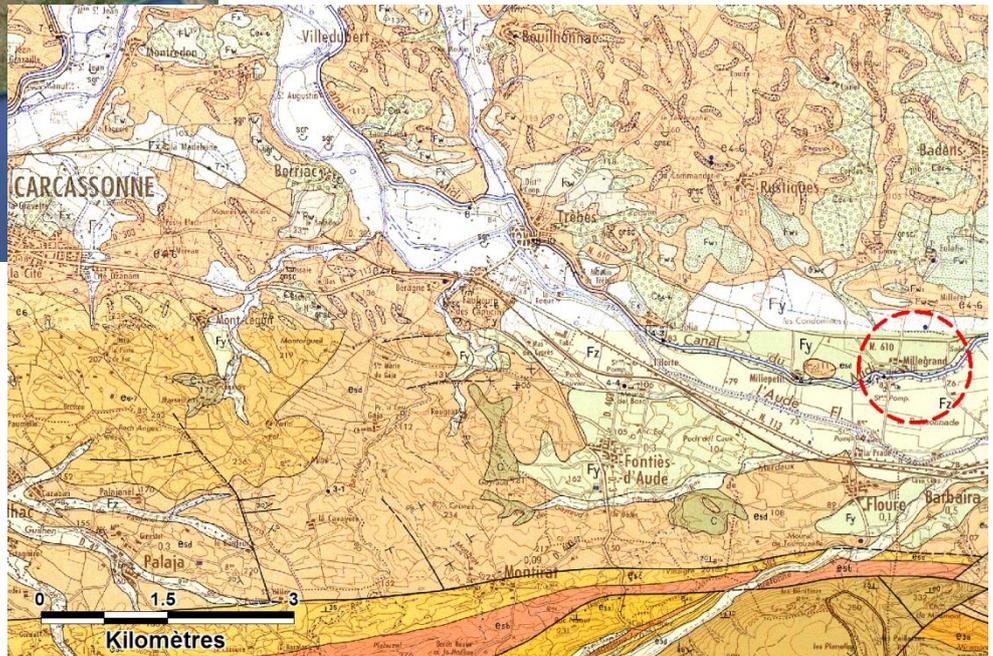


Illustration : Localisation du site de la plaine de Millegrand, à Trèbes (Aude) (image Google Earth et carte réalisée par le BRGM)

Objectif de la recharge artificielle:

La réalimentation est nécessaire afin de maintenir le niveau piézométrique de la nappe. En effet, celle-ci est exploitée via le puits de pompage du Syndicat Oriental des Eaux de la Montagne Noire pour l'alimentation en eau potable. Pour subvenir aux besoins des consommateurs, le débit d'exploitation nécessaire du forage est de $800 \text{ m}^3/\text{j}$. Cependant, notamment en période d'étiage, la productivité du puits diminue jusqu'à $250 \text{ m}^3/\text{j}$.

Caractéristiques de l'aquifère (et/ou de la nappe) concerné:

La nappe libre exploitée et réalimentée au niveau de la plaine de Millegrand est contenue dans des alluvions de l'Aude. Son toit est situé à environ 3,5 m de la surface du

sol. Elle a une faible épaisseur (de l'ordre de 1,50 m), ce qui entraîne une faible productivité des ouvrages puisant de l'eau dans celle-ci, et s'écoule vers le Sud-Est. L'aquifère alluvial a une épaisseur d'environ 6 m et est constitué de limons (2 à 3 m), de sables (situés à la base) et de galets. Dans les zones de galets et sables, la perméabilité est de l'ordre de 10^{-2} m/s ce qui est assez élevé. Le mur de l'aquifère correspond à des molasses gréseuses.

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le système de recharge artificielle mis en place au droit de la plaine de Millegrand a fonctionné, à l'étiage, de la manière suivante :

1. L'eau à infiltrer est prélevée dans le canal du Midi, grâce à une prise d'eau à usage agricole. Le débit maximal autorisé est de $81 \text{ m}^3/\text{h}$ et est réparti entre les irrigants et le Syndicat des eaux.

2. Elle est ensuite acheminée jusqu'à une fosse (cf. Illustration) distante d'environ 60 m du puits de pompage. Celle-ci a été creusée jusqu'au toit de la nappe au niveau duquel elle a une surface de 55 m^2 . Cette fosse a été comblée du bas vers le haut par : une couche de sable de 10 à 30 cm d'épaisseur, surmontée de galets au-dessus desquels repose une seconde couche de sable (de 50 cm d'épaisseur).

Considérant le sens d'écoulement de la nappe (NO-SE) et la localisation du dispositif de recharge par rapport au puits, des dispositifs drainants ont été mis en place en amont hydraulique de ce dernier (afin de faciliter l'écoulement de l'eau depuis la base de la fosse jusqu'au puits de pompage). Une cavité a tout d'abord été creusée jusqu'à 5 m de profondeur, sur une longueur de 8 m, et remplie de galets lavés (20-40 mm) sur 2 m de haut. Puis, un "drain inverse" a été réalisé en remplaçant la couche de sables présente à 3 m sous la surface du sol, par une couche de galets lavés. Enfin, une tranchée en demi-cercle, de 45 m de long, de faible perméabilité a été mise en place en aval de la fosse. Cette tranchée a pour rôle de freiner l'écoulement de la nappe ce qui entraîne son gonflement en amont du puits, permettant une meilleure alimentation de l'ouvrage [4].

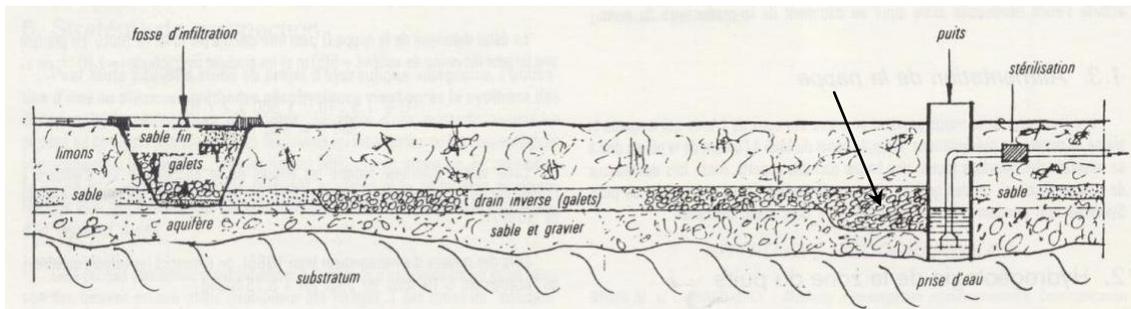


Illustration : Schéma des installations de Millegrand (Yvroux 1986)

Surveillance du dispositif :

Informations non disponibles.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Chaque année sur ce site, les prélèvements s'élèvent au maximum à $800 \text{ m}^3/\text{j}$ ($292\,200 \text{ m}^3/\text{an}$).

Cadre réglementaire :

Informations non disponibles.

Historique du site :

Le dispositif de réalimentation artificielle de la plaine de Millegrand a été mis en place en 1985. Il a fonctionné pendant une dizaine d'année malgré quelques problèmes de colmatage probablement dû au développement d'algues, puis a été abandonné car le syndicat des eaux a pu se raccorder au barrage de Laprade.

Bilan économique :

Informations non disponibles.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Actuellement, le site de recharge artificielle est n'est plus en fonctionnement. Il a cependant permis pendant plusieurs années de "maintenir voire augmenter les volumes disponibles" pour l'alimentation en eau potable [4]. De plus, une amélioration des caractéristiques bactériologiques et chimiques de l'eau a été notée.

Sources d'informations :

[1] **Detay M.** (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

[2] **Wuilleumier A., Seguin J-J.** (2003). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. 119 p.

[3] Ouvrage collectif sous la direction de **Roux J-C** (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.

[4] **Yvroux M.** (1986). Alimentation artificielle de la plaine de Millegrand (Aude). *Géologues*. 78/79 p.53-54.

Annexe 15

Site de Salisbury – Nord d'Adélaïde - (Australie)

Objectif : Qualité/Quantité

Eau de recharge : Eau de pluie, Traitement secondaire STEP

Type : ASTR Aquifer Storage Transfer & Recovery

Utilisation de la nappe : Eau potable

Aquifère : Carbonaté

Epaisseur de la ZNS : 10 m

Localisation :

Le site de Salisbury est situé au nord de la ville d'Adélaïde au Sud de l'Australie (Illustration 1).

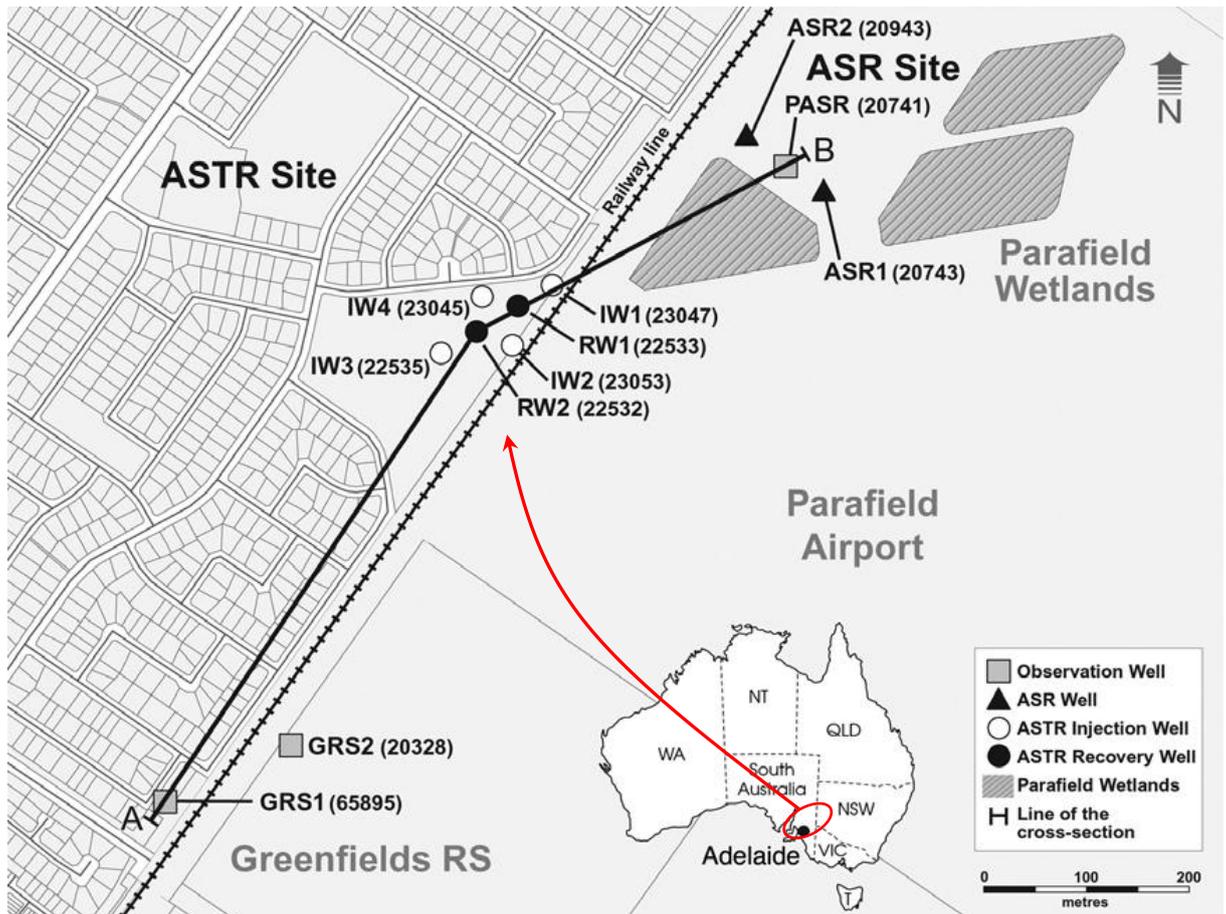


Illustration : Localisation du site de récupération d'eau de Salisbury dans la zone de Parafield (Adélaïde, Sud Australie) et cartographie des puits d'injection ASTR et le site associé D'ASR (d'après [1] et [2]).

Objectif de la recharge artificielle:

L'objectif de la recharge pour le site de Salisbury est de réutiliser l'eau de pluie et de la stocker afin d'exploiter l'aquifère à des fins d'alimentation en eau potable. L'objectif est d'optimiser les temps de résidence dans l'aquifère afin de purifier l'eau en couplant ce stockage avec un lagunage sur lit de roseaux pour arriver à respecter les normes de potabilité.

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concerné:

Les puits d'injection et de récupération sont complétés par les forages entre 165 et 185m de profondeur afin d'atteindre les sédiments marins tertiaires de la formation de Port Willunga,

aquifère sableux bien cimenté appelé T2. T2 est épais de 60m et surmonté d'un aquitard argileux de 7m d'épaisseur (Argiles de Munno Para) 140m de profondeur ce qui prévient de toute migration éventuelle d'eau injectée dans les aquifères sus-jacents. Les puits ASTR pénètrent partiellement le T2 afin d'une zone de haute conductivité hydraulique dans la partie basse du T2 (T2c, Illustration 2) qui conduirait à une écoulement préférentiel et une capacité inadéquate de récupération de l'eau douce.

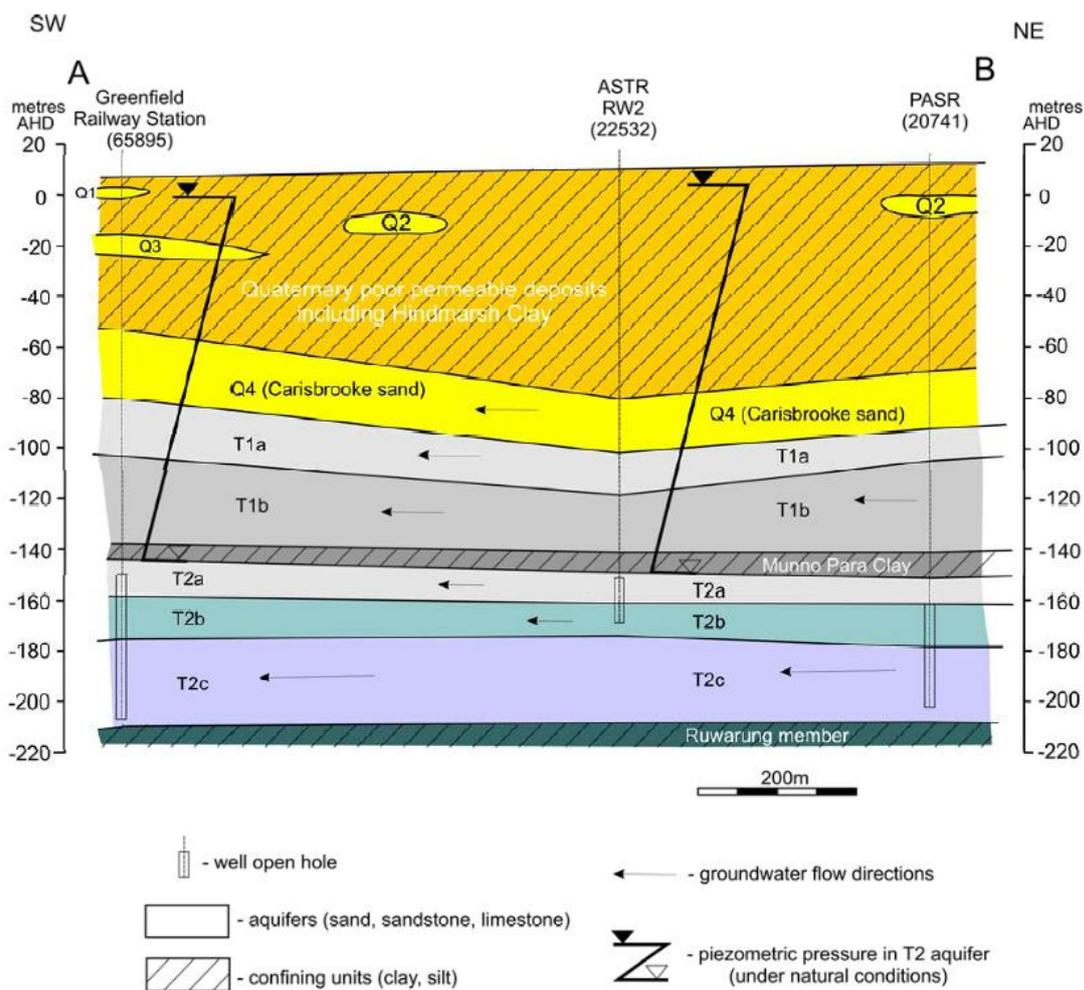


Illustration : Coupe Hydrogéologique à travers les aquifères du Quaternaire et du Néogène sur le site d'ASTR. Les flèches représentent la direction de l'écoulement et des pressions en conditions naturelles (d'après [2]) La ligne de coupe AB est représentée Illustration 1.

La minéralogie de l'aquifère est constituée à 65% de calcite, de 30% de quartz et de traces d'ankérite, goéthite, hématite, pyrite, albite et microcline [1].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le concept de stockage et transfert en aquifère puis récupération (ASTR) pour la ville de Salisbury est d'établir un lagunage sur lit de roseaux d'eau de pluie urbaine pouvant être injectées dans l'aquifère saumâtre puis récupérées en utilisant des puits d'injection et de récupération séparés [2] (Illustration). Ce système utilise une méthode de stockage des eaux en surface de l'aquifère afin de fournir un « tamponnage » des fluctuations saisonnières du niveau piézométrique de l'aquifère devant la demande et permet un traitement naturel de l'eau qui a lieu dans l'aquifère. Contrairement à l'ASTR, la méthode par ASR (Aquifer Storage Recovery) utilise le même puits pour l'injection et la récupération, ne permettant pas ainsi d'optimiser le temps de résidence des eaux usées dans l'aquifère et de fait la capacité d'épuration des pathogène et la biodégradation des composés organiques.

Le site ASTR consiste en 4 puits d'injection extérieurs entourant 2 puits de récupération internes (Illustration) avec un minimum d'espace de 50m entre les puits intérieurs et extérieurs. L'illustration montre le principe de fonctionnement du site ASTR de Salisbury.

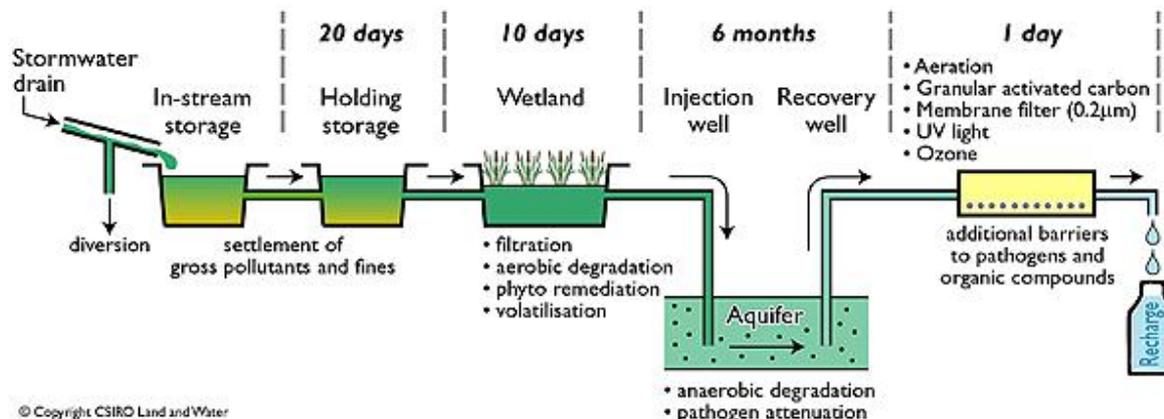


Illustration : Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de la ville de Salisbury (Australie sud) (d'après [3])

Le déroulement des opérations est spécifié par l'illustration.

Paramètres	unité	Quantité
Charge hydraulique	m/jour	0.2-0.6
Cycles d'humidification	Jours	1-2
Cycles de séchages	Jours	2-4
Cycle de nettoyage	Jours	15-30
Proondeur de la zone non saturée	m	5-30
Epaisseur de la zone saturée	m	20-50 (max 100)
Temps de résidence dans le sous-sol	Mois	6-12
Récupération des eaux	%	Jusqu'à 100%

Illustration : Conditions opératoires du SAT (d'après [3])

Les volumes d'eau mis en jeu :

La pluie annuelle sur 2006-2008 est d'environ 450 mm/an ce qui correspond à $1,6 \times 10^6 \text{m}^3$ récoltés dans le système de Parafield en 2 ans, moins que la quantité maximale prévue de $1,1 \times 10^6 \text{m}^3/\text{an}$. Régulièrement le site ASTR reçoit de l'eau du site ASR pour compléter l'alimentation des lits de roseaux (l'eau correspond aux pluies initialement stockée les années précédentes). Entre septembre 2006 et juin 2008, $3,8 \times 10^5 \text{m}^3$ d'eau de pluie a été rechargé par les deux puits internes vers la zone de stockage. Ceci a été suivi d'un autre épisode d'injection à travers les puits extérieur entre septembre et décembre 2008 de $3,4 \times 10^4 \text{m}^3$ avant stockage et récupération. Cette phase de « chasse » et de mise en route est suivie par l'injection dans les 4 puits extérieurs avec récupération dans les deux puits intérieurs. L'espacement des puits a été dimensionné afin de maintenir de l'eau douce dans la zone de stockage et d'assurer un temps de résidence de 240 jours entre les zone d'injection et de récupération (dégradation des pathogènes et organiques).

Historique du site :

Avec la demande constante grandissante de ressource en eau, l'intérêt pour la recharge artificielle utilisant des ressources en eau non conventionnelles en Australie s'est accentué. Ces ressources sont les eaux de pluies et les eaux usées traitées. Le développement intense de la recherche a été amorcé en 2005 pour démontrer l'intérêt et l'application potentiel des traitements naturels et du stockage de l'eau de pluie dans les aquifères.

Bilan économique :

Le coût moyen de stockage des eaux pluviales de huit aquifères urbains australiens et des projets de récupération compris entre 75 et 2000 ML / an a été évalué à 1,12/kL \$AUD (0,98 €) ce qui correspond à un prix inférieur à celui de l'eau du robinet des grandes villes australiennes. Environ 0,84\$ AUD/kL (0,68 €) de ce prix est dédié aux coûts du projet pour la récupération des eaux pluviales. Pour des projets entre 15 et 75 ML / an le coût du plus petit projet est supérieur (3,00\$AUD/kL (2,44 €)).

Pour les projets de recharge agricoles où les bassins d'infiltration peuvent recharger les aquifères non confinés à des taux élevés, le coût de la recharge et de la récupération est plus d'un ordre de grandeur inférieur, par exemple, dans le delta du Burdekin, Queensland, le coût est de 0,07\$ AUD/kL (0,06 €). Ce projet s'est avéré être économique pour l'irrigation de la canne à sucre et a été utilisé en continu pendant 30 ans.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Les résultats de la campagne 2006-2008 ont été utilisés afin de déterminer l'efficacité des lits de roseaux nettoyants du système ASTR. L'eau produite après la récolte des eaux de pluie dans le système de Parafield a été qualifiée comme étant proche d'une qualité d'eau potable. Les problèmes de potabilité concernant certaines eaux concernent la couleur trouble causée par la concentration élevée en fer et des petits indicateurs de bactéries fécales issues de la faune du lit de roseaux. En ajoutant une désinfection supplémentaire, la législation australienne qualifie le risque d'acceptable pour l'installation.

Quant au stockage de sub-surface de l'ASTR, il n'a pas suffisamment avancé pour pouvoir évaluer complètement le risque due aux problèmes d'éléments chimiques inorganiques et de la turbidité. Les premiers résultats montrent qu'il y a un risque pour la potabilité dû à l'excès de fer dans les eaux même si une épuration par oxygénation est considérée. Les concentrations en arsenic dans les eaux récupérées ont toujours été inférieures aux normes de potabilité. La concentration en arsenic est élevée dans les eaux souterraines naturelles par pollution géogénique. Ceci suggère que l'évaluation du risque de pollution par l'arsenic comme pour le fer, doit inclure un rinçage plus complet entre les zones d'injections et de récupération. Des actions de monitoring et de modélisation géochimique sont mises en place afin de prévenir ce risque.

Des opérations supplémentaires d'injection sont nécessaires afin d'évaluer le contrôle des processus de subsurface sur la qualité de l'eau récupérées, particulièrement en ce qui concerne la dissolution des carbonates, les réactions d'oxydo-réduction et la capacité de l'aquifère à abattre la turbidité et les composés chimiques organiques.

Sources d'informations :

[1] Vanderzalm, J.L., Page, D.W., Barry, K.E., Dillon, P.J. (2010) A comparison of the geochemical response to different managed aquifer recharge operations for injection of urban stormwater in a carbonate aquifer. Applied Geochem. 25, 1350-1360.

[2] Kremer, S., Miotlinski, K., Barry, K., Dillon, P., Levett, K., (2010) Revised Flow and Solute Transport Modelling for ASTR Operations, South Australia. Water for a Healthy Country National Research Flagship, CSIRO.

[3] **Page, D., Vanderzalm, J., Barry, K., Levett, K., Ayuso-Gabella, M. N., Dillon, P., Toze, S., Sidhu, J., Shackleton, M., Purdie, M., Regel, R.** (2009) Operational residual risk assessment for the Salisbury stormwater ASTR project. CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship.

[4] **Dillon, P., Pavelic, P., Page, D., Beringen H., Ward, J.** (2009) Managed aquifer recharge: An Introduction. Waterlines Report Series No. 13, February 2009. Published by the National Water Commission.

Annexe 16

*Sites de Catalogne – Barcelone- aire métropolitaine
(Espagne)*

Objectif : Qualité/Quantité

Type : ASTR

Aquifère : Côtier deltaïque confiné, alternance de silts et argiles.

Eau de recharge : Traitement secondaire STEP, puis tertiaire pour la barrière hydraulique

Utilisation de la nappe : urbaine, industrielle

Epaisseur de la ZNS : -

Localisation :

L'aire Métropolitaine de Barcelone compte une population de 3,5 millions d'habitants pour 36 municipalités. C'est une zone de haute densité de population (5800 hab/km²). L'alimentation en eau est assurée par une entreprise publique Aigües Ter Llobregat qui fournit 460 à 490 hm³/an.



Illustration : Localisation des sites de recharge artificielle et de réutilisation des eaux usées de la zone métropolitaine de Barcelone et vue aérienne de la station d'épuration d'El Prat del Llobregat (d'après [1]).

Objectif de la recharge artificielle:

La surexploitation de la rivière Llobregat comme ressource en eau pour des utilisations urbaines, agricoles et industrielle, la haute densité de population et la détérioration de la qualité de l'eau de la rivière causée par les décharges d'eaux usées industrielles et municipales, ont conduit à la perte de qualité et de quantité de la ressource en eau assurée par la rivière Llobregat. Deux initiatives ont été prises afin de parer à cette détérioration ;

- La mise en place d'une usine de dessalement (60 hm³/an)
- La mise en place d'une usine de réutilisation des eaux usées pour divers usages (50hm³/an) : substitution à l'écoulement de la rivière, restauration des zones

humides, irrigation agricole et injection contre l'intrusion d'eau de mer dans le delta de Llobregat.

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concerné:

Le delta de Llobregat est une formation quaternaire considérée comme étant un exemple classique de Delta méditerranéen, contrôlé par les processus côtiers (tempêtes et courants côtiers) et fluviaux. Deux entités géologiques se distinguent, le complexe supérieur et le complexe inférieur. Le complexe supérieur est une séquence typique stratifiée de delta et le complexe inférieur est formé par trois systèmes fluviaux associés à trois paléodeltas actuellement submergés (Illustration).

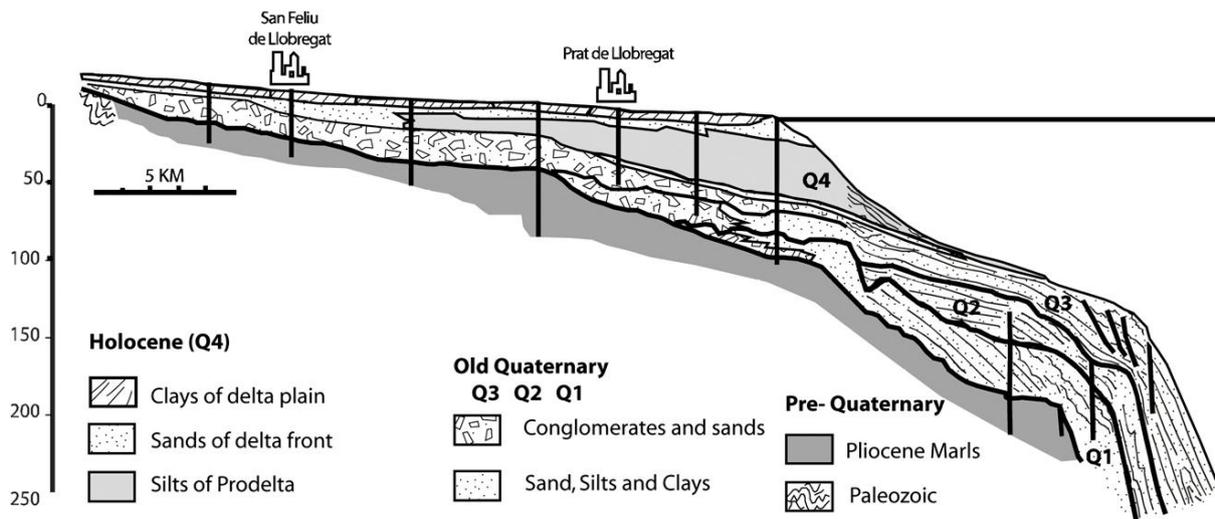


Illustration : Localisation des sites de recharge artificielle et de réutilisation des eaux usées de la zone métropolitaine de Barcelone et vue aérienne de la station d'épuration d'El Prat del Llobregat (d'après [3]).

Hydrauliquement, les silts du prodelta Q4 agissent comme une unité confinée séparant la limite supérieure perméable (aquifère peu profond supérieur) d'une très fine couche perméable basale constituée de graviers remaniés et de sables de plages. Cette fine couche avec les graviers supérieur Q3 constituent l'Aquifère Principal du delta de Llobregat. C'est un aquifère horizontal d'environ 100km² et de 15-20 m d'épaisseur [3].

Depuis les années 60, l'Aquifère Principal du delta de Llobregat est affectée par l'intrusion saline. L'illustration ci-dessous présente la concentration en chlorure dans les eaux souterraine en 2007. Les eaux de l'Aquifère Principal du delta de Llobregat sont utilisées à des fins urbaines et industrielles. La surexploitation de cet aquifère ont conduit à la détérioration de la qualité des eaux souterraines.

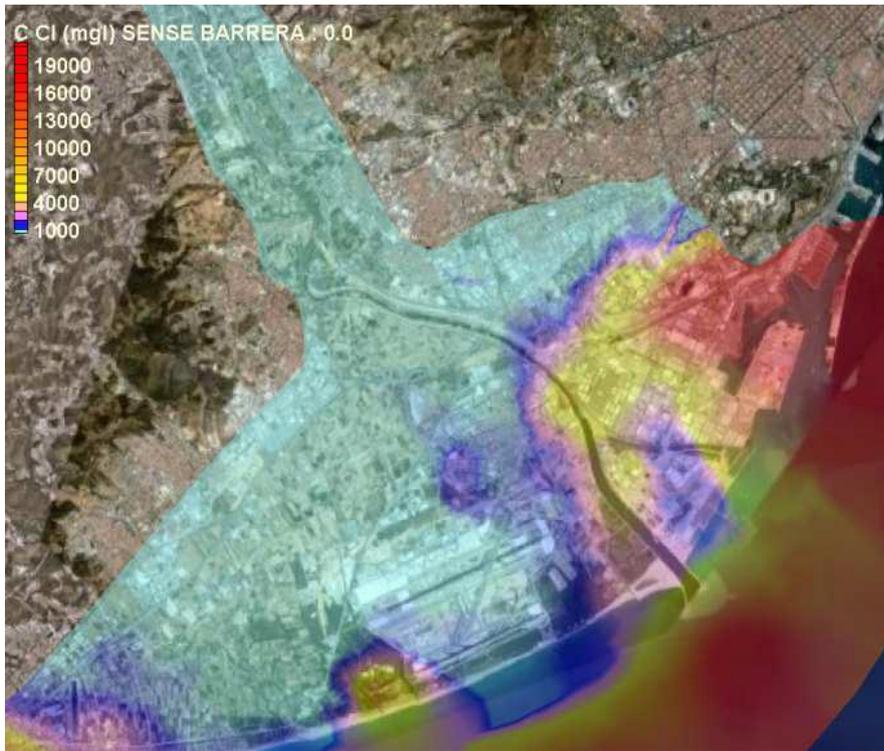


Illustration : Concentration en Chlorures dans les eaux souterraines du delta de la rivière Llobregat en 2007 (d'après [2]).

Le système de recharge artificielle mis en place

La barrière hydraulique mis en place afin de parer à l'intrusion saline, s'est déroulée en deux phases (Illustration). La première phase a débutée en mars 2007 avec un débit d'injection de 2 400 m³/jour dans 5 puits d'injections. La seconde phase s'est déroulée à partir d'avril 2010 avec un débit de 15 000 m³/jour pour 11 puits d'injection.

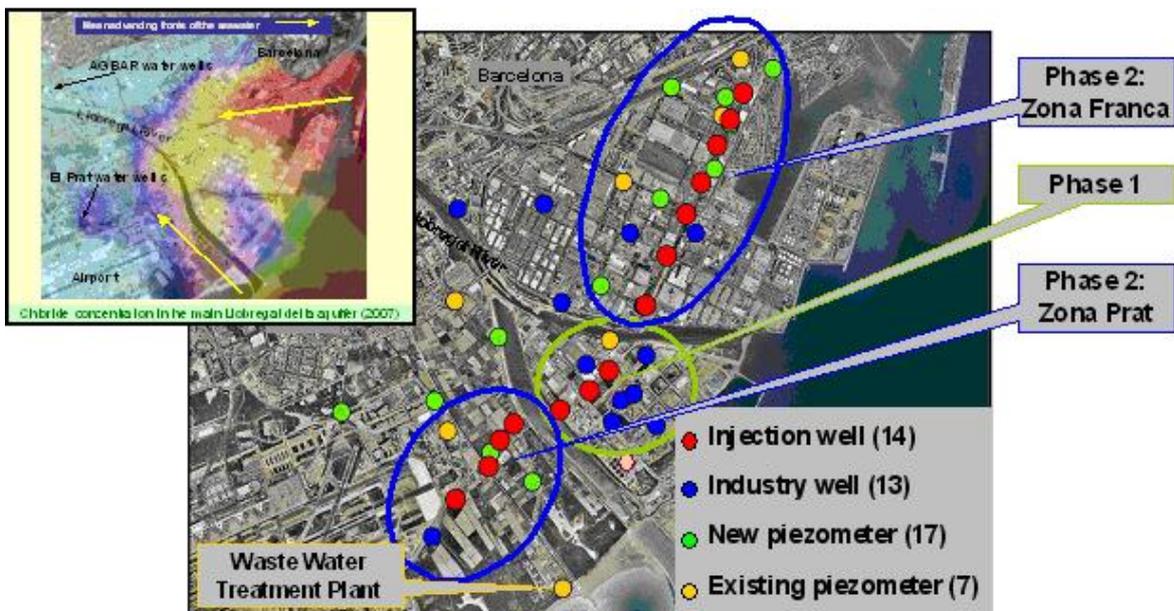


Illustration : Principe de fonctionnement du système de barrière hydraulique contre l'intrusion saline (d'après [4]).

17 piézomètres de surveillance contrôlent la température, le niveau piézométrique et la conductivité de l'eau. Le réseau de surveillance de l'aquifère compte également 13 puits et 7

piézomètres pour une surface de 30 km² suivant l'impact de la mise en place de la barrière hydraulique sur la dynamique de l'aquifère.

L'eau directement injectée dans l'aquifère doit être d'une grande qualité. C'est pourquoi l'eau usée est soumise à un traitement secondaire et tertiaire, ce dernier consistant en un processus de coagulation-floculation, décantation lamellaire, filtration et désinfection. Le traitement tertiaire est pratiqué pour les aspects environnementaux comme l'augmentation du débit de la rivière Llobregat et les zones humides et pour alimenter l'usine de traitement de la barrière hydraulique. Dans cette usine, l'eau subit une ultrafiltration, une osmose inverse (50% de l'eau), et une désinfection aux UV avant l'injection dans les eaux souterraines. Le contrôle de la qualité de l'eau est assuré par les autorités sanitaires.

Les volumes d'eau mis en jeu :

Le système de REUSE a été dimensionné pour produire 50hm³/an d'eau réutilisable, cependant, le système de tuyauteries et de stations de pompage est prévu pour un débit maximum de 110 hm³/an. Lorsque les équipements adéquats seront opérationnels, le débit atteindra 110 hm³/an, l'équivalent du débit annuel d'effluents secondaires actuellement produits par la station d'épuration d'El Prat de Llobregat. L'illustration représente les débits journaliers utilisés en eau de REUSE pour différents usages.

Utilisation	Débit moyen	
	m ³ /jour	m ³ /s
Substitution au débit de la rivière (saisonnier)	130.000	1,5
Recharge artificielle de l'aquifère par bassins	43.000	0,5
Restauration des zones humides (saisonnier)	35.000	0,4
Substitution aux eaux d'irrigation (saisonnier)	65.000	0,75
Alimentation de la barrière hydraulique phase 1 (permanent)	2.500	0,03
Alimentation de la barrière hydraulique phase 2 (permanent) en plus de la phase 1	12.500	0,15
Nettoyage des rues et irrigation occasionnelle	2.000	0,025
Irrigation du parc de Montjuïc et utilisation industrielle	7.000	0,08

Illustration : Débits d'eau réutilisée par rapport à l'usage (d'après [1] et [2]).

Historique du site :

Depuis juillet 2006, le site de réutilisation des eaux usées d'El Prat de Llobregat utilise des effluents après traitement biologique secondaire à partir de la station d'épuration d'El Prat de Llobregat pour produire de l'eau « réutilisable ». A la fin de l'année 2010, ceci a permis de produire 67.8hm³ d'eau réutilisable, préservant ainsi un volume équivalent d'eau de surface et souterraines, celle-ci ayant pu être utilisées pour la consommation humaine uniquement. Depuis le début du projet, l'usine de REUSE est exploitée par EMSSA, une compagnie publique de l'agglomération barcelonaise responsable du traitement des eaux usées et de la reuse.

Bilan économique :

Le tableau suivant (Illustration) présente les coûts et les volumes mis en jeu dans le système opérationnel de recharge artificielle et de REUSE de la zone urbaine de Barcelone.

Capacité et production	Coûts	Utilisation de l'eau usée
<i>Capacité maximal de traitement</i> 300.000 m³/jour	<i>Coût total</i> 150,3 M€	<i>Irrigation agricole</i> 65 000 m³/j
<i>Production Maximale</i> 110 hm³/an (3.5 m³/sec)	<i>Elimination des nutriments</i> 15,6 M€	<i>Réhabilitation environnementale</i> 35 000 m³/j
	<i>Usine de REUSE</i> 23 M€	<i>Suppléent aux eaux de rivière</i> 130 000 m³/j
	<i>Système de distribution et pompage</i> 66,8 M€	<i>Irrigation du Parc de Monjuïc et utilisation industrielles</i> 18,8 km
	<i>Usine d'électrodialyse inverse</i> 15,9 M€	<i>Réutilisation d'eau pour l'injection dans la barrière hydraulique du delta de Llobregat</i>
	<i>Barrière intrusion saline</i> 20,9 M€	15 000 m³/j
	<i>Irrigation du Parc de Monjuïc et utilisation industrielles</i> 8,1 M€	

Illustration : Coût total du projet de gestion active des eaux de la rivière Llobregat et volumes d'eau globaux de REUSE par rapport à l'usage (d'après [2])

Pour le projet, les principaux indicateurs économiques peuvent être décrits de la façon suivante :

1. Assainissement de l'eau (traitement basique) : Coût de l'assainissement (sans coût capitaux) = 0,032 €/m³ selon la capacité annuelle de 2007. Coût de l'investissement = 0,25 €/m³ (capacité annuelle de 2007 de 3,5 m³/s).
2. Assainissement d'eau pour l'agriculture (déméralisation) : Coût de l'assainissement (sans coût capitaux) = 0,13 €/m³ estimé. Coût de l'investissement = 0,58 €/m³ (capacité annuelle de 2010).
3. Réutilisation de l'eau pour la rivière, les zones humides et l'irrigation agricole : Coût de l'investissement = 0,24 €/m³ (capacité annuelle de 2007 de 3,5 m³/s).
4. Assainissement et réutilisation de l'eau pour la barrière hydraulique : Coût de l'assainissement (sans coût capitaux) = 0,20 €/m³. Coût de l'investissement pour l'assainissement et la REUSE = 3,38 €/m³ (capacité annuelle 15 000 m³/jour d'eau déminéralisée).

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

En ce qui concerne la barrière hydraulique, les résultats au bout de 5 ans d'injection sont très positifs. Il n'y a pas eu d'apparition de colmatage dans les puits d'injection grâce à la haute qualité de l'eau injectée dans les puits. Une amélioration conséquente de la qualité des eaux souterraines a été observée dans les puits jouxtant les points d'injection.

L'usine de REUSE d'El Prat atteint un haut niveau de sécurité au niveau de la qualité bactériologique de ses eaux avec 98% des échantillonnages respectant la législation en vigueur en Espagne et plus de 90% d'échantillons sans présence détectée Escherichia coli (L.Q = 1UCF/100mL).

Depuis 2007, la loi espagnole RD 1620/2007 définit la qualité environnementale nécessaire pour les eaux réutilisée pour différents usages. Le tableau suivant récapitule les concentrations à respecter pour la réutilisation des eaux usées traitées.

Paramètres	Utilisation agricole et environnementale	Barrière hydraulique	Limite additionnelle
Œufs d'Helminthes	< 1U/L	< 1U/10L	
Coliformes fécaux	< 100 UCF/100 mL	< 0 UCF/100 mL	---
Solides en Suspension	≤ 20 mg/L	≤ 10 mg/L	
Turbidité	≤ 10 NTU	≤ 2 NTU	
DBO ₅	---	---	≤ 10 mg/L
Chlore résiduel	---	---	≥ 0,6 mg/L*
Oxygène dissout	---	---	≥ 7,5 mg/L*
Conductivité électrique	---	---	≤1.400 µS/cm*

* pour l'agriculture

Illustration : Contraintes de qualité pour les eaux usées traitées utilisées pour la substitution au débit de rivière, la restauration des zones humides naturelles, l'irrigation agricole et l'injection dans la barrière hydraulique contre l'intrusion saline selon les lois espagnoles RD 1620/2007 (d'après [1] et [2]) UCF = Unité de Colonies Formées ; NTU = Nepelometric turbidity unit.

Sources d'informations :

[1] **Aguilo, P., Sanz, J., Curto, J., Martinez, B., Gullon, M.,** (2011) Quality and reliability of reclaimed water at El Prat del Llobregat WRP, in 8th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Barcelona, 26-29 September 2011.

[2] **Conill, C., Gullon, M., Aguilo, P.** (2011) Water reclamation plant of El Prat de Llobregat and water reuse management in the Metropolitan Area of Barcelona, in 8th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Barcelona, 26-29 September 2011.

[3] **Source internet** <http://www.hydromodelhost.com/llobregat.html>

[4] **Ortuño, F., Molinero, J., Custodio, E., Juárez, I., Garrido, T., Fraile, J.** (2010) Seawater intrusion barrier in the deltaic Llobregat auiger (Barcelona, Spain): performance and pilot phase results, in SWIM21 – 21st Salt Water Intrusion Meeting, Azores, Portugal, June 21-26, 2010.

[5] **Kloppmann, W., Aharoni, A., Cikurel, H., Dillon, P., Gaus, I., Guttman, J. Kraitzer, T., Kremer, S., Masciopinto, C., Miotlinski, K., Pavelic, P., Pettenati, M. and Picot-Colbeaux, G.** (2012) Use of groundwater models for prediction and optimisation of the behaviour of MAR sites. Chapter book 18 in Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge Editor(s): Christian Kazner, Thomas Wintgens, Peter Dillon Publication Date: 15 Apr 2012 • ISBN: 9781843393443

Annexe 17

Site de Phoenix– Arizona - (USA)

Objectif : Qualité/Quantité

Eau de recharge : Eau de rivière, diverses eaux de surface, traitement secondaire STEP

Type : Manage Aquifer Recharge (tout type)

Utilisation de la nappe : Eau potable, agriculture, industrie

Aquifère : Alluvial

Epaisseur de la ZNS : variable

Localisation :

L'aire métropolitaine de Phoenix est un groupe de plus de 20 municipalités située dans la partie centrale de l'état d'Arizona (**Illustration**). Le climat de cette région est semi-aride, ses ressources en eau de surface s'en retrouvent limitées.



Illustration : Localisation des sites de recharge artificielle en Arizona (d'après [1]).

Les précipitations annuelles sont de 180mm principalement en hiver et très épisodiques en été. Les rivières de Salt Verde et Agua Fria ont des régimes non pérennes. Toutes ces rivières disposent de stockage amont dans les montagnes environnantes. Tous ces cours d'eaux sont tributaires de la rivière Gila, elle-même tributaire de la rivière Colorado. La ville de Phoenix est située dans la vallée de la Salt River.

Objectif de la recharge artificielle:

La région de Phoenix est depuis des siècles tournée vers l'agriculture et puise ses besoins en eau dans l'aquifère alluvial. Mais à partir des années 20, avec l'arrivée du pompage électrique, la surexploitation de l'aquifère entraîne la subsidence du paysage et une sévère dégradation de la qualité des eaux. Ce n'est qu'en 1980 que l'abstraction de l'eau souterraine commence à être régulée. Les principes de recharge artificielle (MAR : Managed Aquifer Recharge) et de réutilisation des eaux usées (REUSE) sont alors adoptés. L'un des premiers aménagements et la construction d'un long aqueduc qui apporte l'eau depuis la rivière Colorado. Plusieurs installations de MAR et REUSE sont utilisés dans cet état afin de pallier au manque d'eau. Les sources d'eau à Phoenix sont :

- Les eaux des rivières Salt et Verde (eaux SRP)
- Eaux souterraines
- Les eaux de la rivière Colorado (CAP)
- Eaux usées (municipales et industrielles)

- Ruissellement local
- Eaux agricoles résiduares

Les eaux CAP et SRP sont très dépendantes des conditions climatiques. L'alimentation en eau par le CAP est également dépendante des priorités allouées aux différents états qui utilisent les eaux du Colorado (Lois et Décrets de la rivière).

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concerné:

La vallée de la Salt River est un des nombreux bassins structuraux formés par des failles à fort pendage de la perturbation du Basin and Range formée il y a 5 à 15 millions d'années et à ceci se surimpose les effets de l'extension crustale et les décrochements de failles à faibles pendage de la perturbation mi-Tertiaire (il y a 15 à 37 millions d'années)(Illustration).

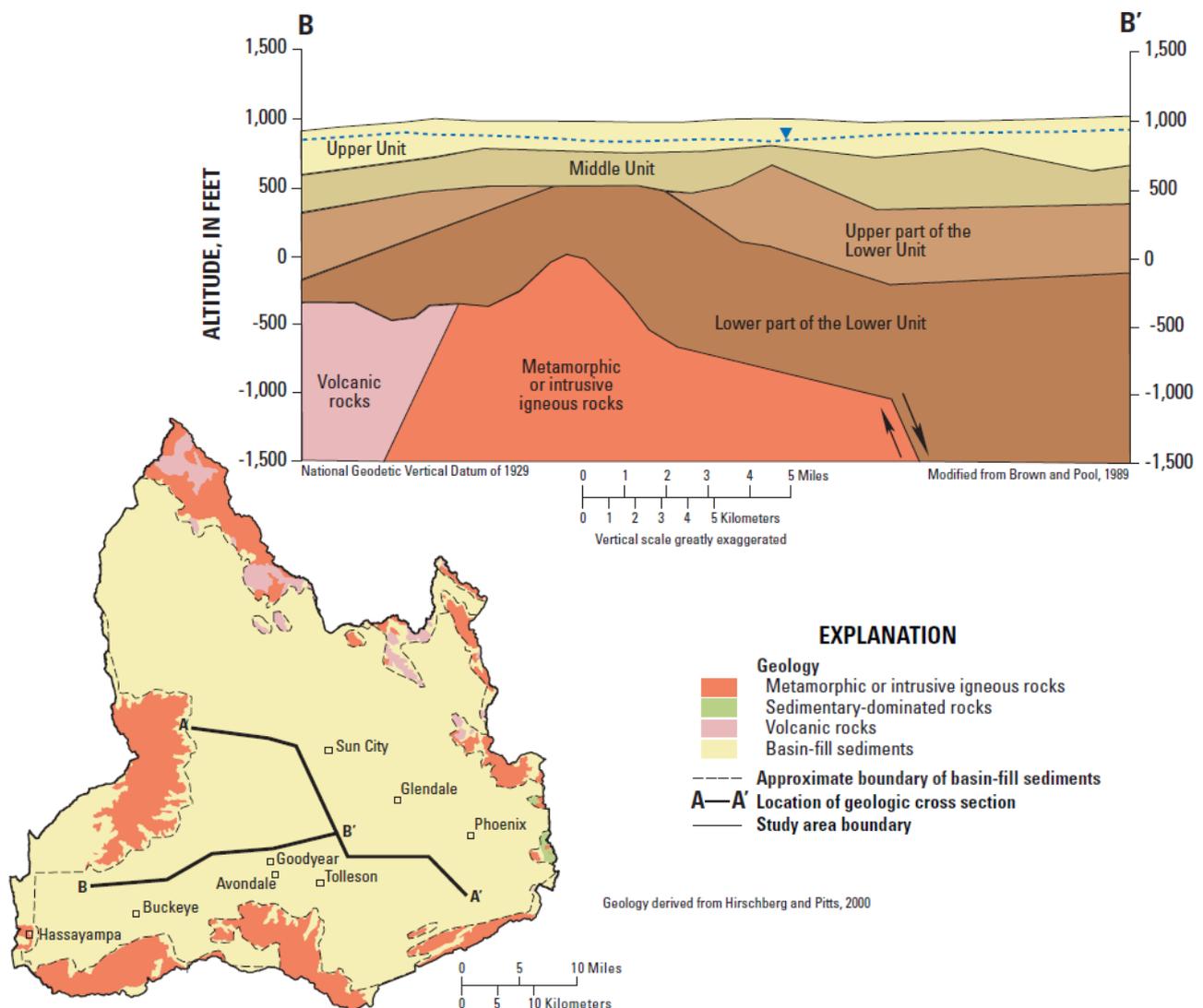


Illustration : Coupe géologique de la vallée ouest de la Salt river, Arizona. [2]

La subsidence des bassins structuraux ont formé des drains fermés qui progressivement se sont remplis par des sédiments locaux et des dépôts évaporitiques. L'aquifère alluvial résulte du remplissage de ces bassins. Après le ralentissement de la subsidence et le remplissage des bassins, les cours d'eau ont commencé à s'écouler à travers les divisions les plus basses dans les bassins adjacents et résultants enfin en un réseau de drainage qui correspond aujourd'hui à la Gila River et ses effluents [2].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le barrage Granite Reef Diversion

L'utilité du barrage du Granite Reef Diversion est de distribuer l'eau de la rivière dans les canaux nord et sud de la rivière afin qu'elle arrive aux différents projets de recharge. Aucune eau n'est stockée et aucune énergie hydroélectrique n'est produite au niveau du barrage.



Illustration : Granite Reef Diversion Dam, Arizona. [2]

Les inondations d'avril 1905 ont submergé le barrage d'Arizona qui distribuait l'eau vers les canaux de la partie nord de la Salt River. Les pertes occasionnées sur les diverses exploitations agricoles ont conduit le gouvernement fédéral à acquérir la partie nord des canaux et à construire le barrage du Granite Reef Diversion.

Le barrage est utilisé afin que les eaux de rivière atteignent le niveau permettant d'alimenter le système de canaux SRP. Le fonctionnement du barrage peut être expliqué grâce à l'illustration et la description suivante :

- Le canal d'Arizona (9) apporte les eaux des zones nord et sud de la rivière et le Canal Sud (2) alimente les terres du sud. Au même endroit, le CAP (Central Arizona Project (1)) croise la Salt River et le système SRP.
- Juste au nord de la Salt River, le canal du CAP Canal devient une paire d'énormes tuyaux qui siphonnent (10) l'eau de la rivière Colorado sous la Salt River.
- Les eaux du CAP réapparaissent à la fin du siphon, dans la partie sud de la Salt River où elles sont captées par la station de pompage du CAP (11), continuant ainsi leur voyage vers le comté de Pinal au sud et dans la région de Tucson.

Les eaux du CAP sont également distribuées dans les canaux SRP pour un transport vers le système GRUSP, vers les villes et autres usages.

Les eaux du CAP

En Arizona, les lois d'Etat gouvernent la recharge artificielle. Le département d'Arizona des ressources en eau (ADWR) administre et régule la recharge et quantifie les eaux de surface stockées dans le sous-sol. L'ADWR régule la recharge à travers les Installations de Stockage Souterraines (USF) qui délivrent des permis. Par statut, il y a deux types d'USF : les constructions et les gestions. Des installations construites requièrent la mise en place de structure (bassins, fossés, drains...) tandis que les sites à gérer sont des canaux naturels prédisposés pour la recharge.

En Arizona toutes les eaux de surfaces peuvent être utilisées pour la recharge tant que le permis est délivré par l'ADWR. Les sources potentielles de recharge sont les eaux du Colorado délivrées par le CAP, les eaux du Colorado non CAP, les eaux de décharge en excès des rivières et ruisseaux et les effluents traités.

Les eaux du GRUSP

L'illustration présente le principe de fonctionnement du stockage d'eau du Granite Reef Underground Storage (GRUSP) et comment le barrage (Granite Reef Diversion Dam) permet à l'eau d'atteindre le système de canaux du SRP. Pour permettre la recharge artificielle, l'eau est retenue dans des bassins profonds, poreux permettant ainsi d'atteindre l'aquifère sous-jacent. La plupart de l'eau stockée provient des eaux de la rivière Colorado.

Annexe 18

*Site de Shafdan – Région d'El Dan - Tel Aviv
(Israël)*

Objectif : Qualité/Quantité	Eau de recharge : Traitement secondaire STEP
Type : Soil Aquifer Treatment (SAT) par infiltration via bassins.	Utilisation de la nappe : Irrigation
Aquifère : Côtier sableux + lentilles limons et argiles	Epaisseur de la ZNS : environ 12 m

Localisation :

Le site de réalimentation artificielle et de purification de Shafdan est situé dans la région de d'El Dan au sud de Tel Aviv (Israël). Le système de purification de Shafdan assure l'épuration des eaux usées des villes de la région de Dan, notamment Tel Aviv. Les eaux usées sont issues du traitement secondaire assuré par la compagnie nationale israélienne des eaux Mekorot. Cette compagnie alimente 80% des besoins en eau potable d'Israël et 70% pour l'alimentation en eau globale.

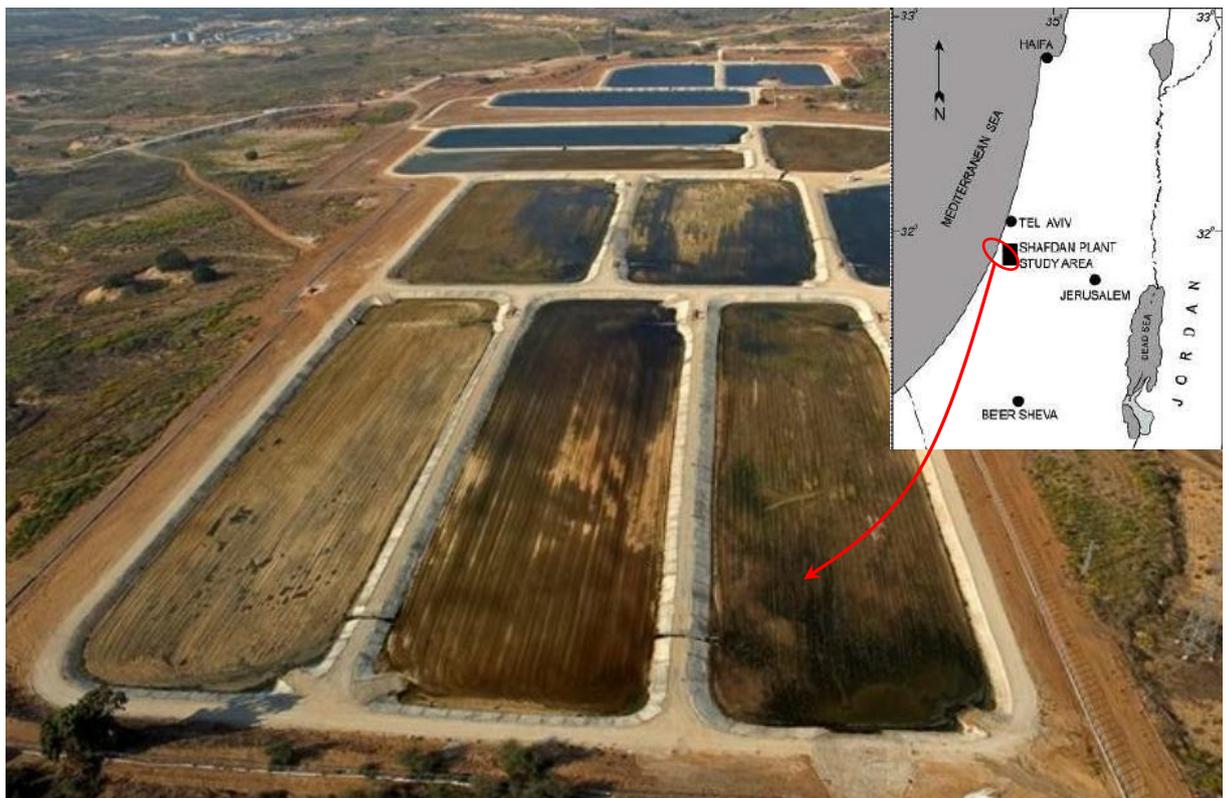


Illustration : Localisation du site de recharge artificielle de Shafdan (Sud Tel-Aviv, Israël et vue aérienne des bassins d'infiltration (d'après [1])).

Objectif de la recharge artificielle:

Un des objectifs principaux est d'enrayer la salinisation des eaux de l'aquifère côtier due à la surexploitation de celui-ci pour des besoins en eau potable (20% de la quantité d'eau consommée annuellement en Israël)[2].

L'eau épurée par le système de traitement par le sol (SAT) est utilisée à des fins agricoles (irrigation). Ce système est l'un des plus importants et des plus avancés au monde. L'eau purifiée par le système est acheminée à travers un pipeline jusqu'à la région désertique du Negev, au sud de l'Israël appelé la Third Line to the Negev. Ce pipeline est composé d'une série de tubes formant une longueur de 90km. Ce pipeline est séparé de deux autres pipelines utilisés pour distribuer l'eau potable à la région du Négev.

Caractéristiques de l'aquifère et de la nappe concerné:

L'aquifère côtier d'Israël est composé de séquences sableuses à calcaires d'âge Pliocène-Pléistocène avec intercalations d'argiles, de silts et de limons de diverses origines. À l'Ouest le long de la côte, l'épaisseur de l'aquifère varie entre 200m et quelques mètres seulement en sa bordure Est. À l'Ouest l'aquifère est multi-couche avec deux principaux aquifères divisés eux-mêmes en deux sous-unités. À l'Est l'aquifère est uniforme. L'aquifère est salinisé avec l'intrusion marine à l'ouest et par des remontées d'eau salées à l'est [2].

Le système de recharge artificielle mis en place :

Le site de Shafdan est localisé dans la partie ouest de l'aquifère côtier entre Yavne et Rishon-le-Zion. L'installation occupe une zone de 16 km de longueur située entre 2 et 6 km de la côte. Après un traitement biologique, les effluents sont dirigés vers une des 9 usines de récupération des effluents. Ces usines désinfectent, et filtrent les effluents avant d'être utilisés pour l'irrigation. Les effluents à Shafdan sont introduits dans le sol pour y subir un traitement tertiaire et pour recharger l'aquifère. 6 bassins d'infiltrations sont en fonctionnement (2 bassins sur le site de Soreq (25 ha) et 4 bassins sur le site de Yavne (60ha)). Les bassins sont entourés d'environ 130 forages de récupération dont la fonction est de pomper l'eau traitée afin d'éviter sa dispersion dans les zones de prélèvement d'eau potable. L'eau traitée sur le site de Shafdan n'a pas vocation d'être utilisée à des fins d'eau potable.

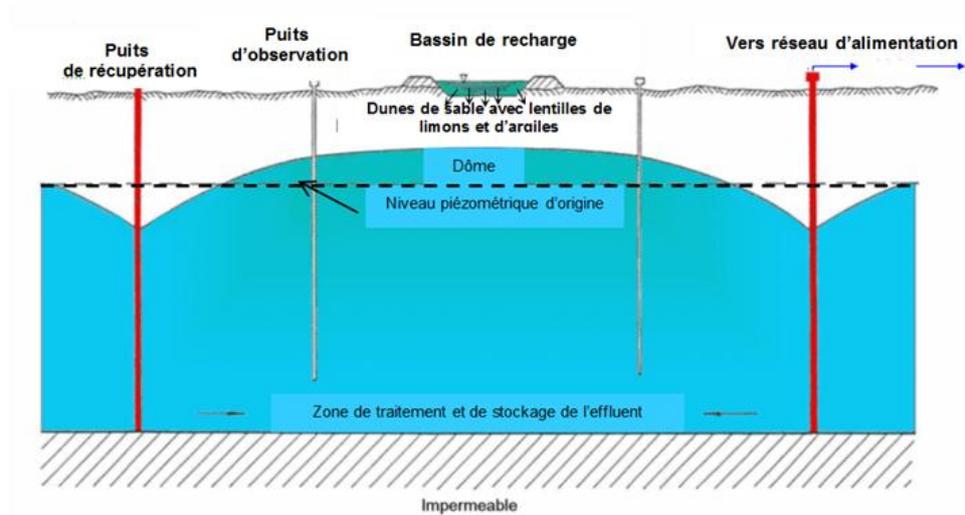


Illustration : Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de Shafdan (d'après [3])

Le tableau suivant (Illustration) récapitule les conditions opératoires de la recharge artificielle par SAT sur le site de Shafdan.

Paramètres	unité	Quantité
Charge hydraulique	m/jour	0,2-0,6
Cycles d'humidification	Jours	1-2
Cycles de séchages	Jours	2-4
Cycle de nettoyage	Jours	15-30
Prodondeur de la zone non saturée	m	5-30
Epaisseur de la zone saturée	m	20-50 (max 100)
Temps de résidence dans le sous-sol	Mois	6-12
Récupération des eaux	%	Jusqu'à 100%

Illustration : Conditions opératoires du SAT (d'après [3])

Les volumes d'eau mis en jeu :

Le débit journalier imposé aux bassins d'infiltration est de 460 000 m³ avec une capacité annuelle de 180 millions de m³ environ. Les sites de Soreq sont en opération

depuis 1977 et 1987 pour les sites de Yavne. En 2005, 350 millions de m³ d'effluents ont été réutilisés en agriculture en Israël ce qui représente 75% des eaux brutes traitées.

Historique du site :

Israël est un pays à climat semi-aride avec le besoin de gérer ses ressources en eaux avec des méthodes alternatives depuis toujours. La réutilisation contrôlée des eaux usées en Israël a débuté dans les années 70 à la suite d'une épidémie de choléra due à l'irrigation illégale des cultures avec des eaux usées non traitées. Le projet de la région de Dan s'est alors développé ces quarante dernières années avec d'autres projets de REUSE, ce qui représente aujourd'hui 75% de réutilisation des effluents municipaux à des fins agricoles en Israël. De façon générale, la recharge artificielle en Israël est pratiquée de façon intensive à partir des eaux de crues, d'eau potable et d'eaux usées afin d'améliorer les quantités d'eaux souterraines et contrer ainsi les intrusions salines.

Bilan économique :

D'après Mekorot, pour une aire d'infiltration de X m², pour un système SAT, l'aire nécessaire pour accueillir toutes les infrastructures est de 2X et l'aire hydrogéologique sous le SAT (zone non-saturée) doit être au minimum de 10X sur 60 à 100m de profondeur. Les coûts suivants sont donnés par [4]:

- 345 €/m de tubage 36-44"SS et 862 €/m de tubes en ciments 70".
- La durée de vie : 40 ans pour le tubage pour le ciment et les bassins d'infiltrations du système SAT. 15 ans pour les stations de pompage.
- Pour un champ d'infiltration de 20 Mm³/an construit en 2003, incluant l'équipement d'excavation, le remplacement du sable, les tubages, les parties électro mécaniques, les valves et les pompes, il faut compter 0,2 €/m³ pour le coût de l'effluent traité.
- Le coût total en comptant l'investissement par rapport à la durée de vie du matériel est de 0,23 à 0,25 €/m³ qui peut être divisé en 30% d'investissement et 70% pour les coûts de suivi laboratoire et de maintenance.
- Le prix de la recharge artificielle concernant l'infiltration, le traitement des problèmes de colmatage, le pompage et la distribution est limité au coût de la maintenance des pompes avoisinant les 0,1 à 0,15 €/m³.
- En termes de coûts énergétiques, pour l'énergie totale consommée pour la station d'épuration, le SAT et l'extraction est de 4 W-hr m³/m de charge et de 1,42 kWhr/m³ pour la distribution.

Etat actuel et perspectives d'évolution du site :

Le problème récurrent du système SAT est le colmatage des bassins à la surface par des sédiments fins en suspension contenus dans l'eau de recharge et/ou par la croissance de biofilms d'origine bactérienne. Les sites de la région de Dan continuent actuellement de réutiliser 135 à 140 Mm³/an destinés à l'irrigation agricole. Mais face

au manque de surface d'aménagement de nouveaux sites de recharge artificielle et devant les phénomènes de colmatage grandissant, la capacité de rendement des actuels champs de SAT décroît.

Un autre problème majeur est la production de manganèse dissout dans les puits de récupération. Ce manganèse contenue naturellement dans l'aquifère sous forme solide se retrouve mobilisé par la perturbation des conditions d'oxydo-réduction induite par l'infiltration d'eau usées riches en matière organique [5]. Quoi qu'il en soit, les systèmes restent opérationnels et la recharge artificielle en Israël grâce aux programmes de recherche et développement, ne cessent de se développer. Des programmes de recharges sont notamment mis en place afin de minimiser la perte des eaux de surface stockées dans la mer de Galilée à cause de l'évaporation ou des crues de la rivière Jourdan.

Le site de la région de Dan est un des plus importants sites de recharge artificielle et de traitement des eaux usées d'Israël. Mais le pays compte bon nombre de sites dédiés à la gestion active des aquifères et de traitement de l'eau. L'illustration représente la carte des équipements concernant le traitement de l'eau sur le territoire israélien.



Illustration : Cartographie des différentes installations de recharge, traitement de l'eau, usines de désalement, réservoirs d'eau etc en Israél (d'après [3])

Sources d'informations :

[1] Oren, O., Gavrieli I., Burg, A., Guttman J., Lazar B. (2007) Manganese mobilization and enrichment during soil aquifer treatment (SAT) of effluents, the Dan Region Sewage Reclamation Project (Shafdan), Israel. *Env. Sci. & Tech.* 41, 766-772.

[2] **Abbo, H., Gev, I.** (2008) Numerical model as a predictive analysis tool for rehabilitation and conservation of the Israeli Coasta Aquifer: example of the SHAFDAN Sewage Reclamation project. *Desalination* 226, 47-55.

[3] **Source internet** www.mekorot.co.il

[4] **Cikurel, H., Guttman, J., Aharoni, A.** (2011) Soil Aquifer Treatment: Basic aspects, operability, troubleshooting and new improvements in Jornadas Técnicas sobre la Recarga Artificial de Acuiferos y Reuso de Agua, Torre de Ingenieria, UNAM, Mexico D. F., 9-10 June 2011.

[5] **Kloppmann, W., Aharoni, A., Cikurel, H., Dillon, P., Gaus, I., Guttman, J. Kraitzer, T., Kremer, S., Masciopinto, C., Miotlinski, K., Pavelic, P., Pettenati, M. and Picot-Colbeaux, G.** (2012) Use of groundwater models for prediction and optimisation of the behaviour of MAR sites. Chapter book 18 in *Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge* Editor(s): Christian Kazner, Thomas Wintgens, Peter Dillon Publication Date: 15 Apr 2012 • ISBN: 9781843393443

Onema
Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar

94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

BRGM
D3E/DIR
3 avenue Claude Guillemin
BP 36009
45060 Orléans Cedex 2
02 38 64 34 34
www.brgm.fr



**Centre scientifique et technique
D3E/DIR**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34
www.brgm.fr