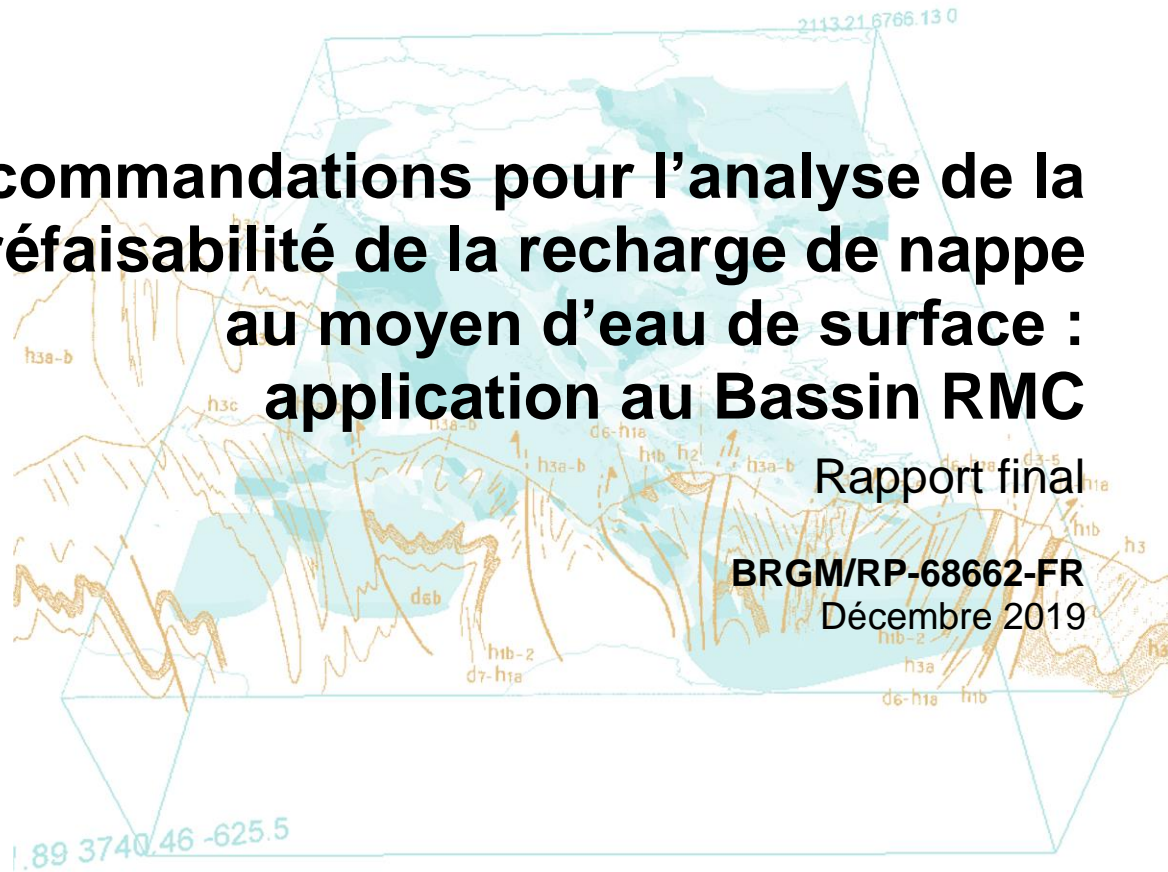




Recommandations pour l'analyse de la préféabilité de la recharge de nappe au moyen d'eau de surface : application au Bassin RMC



Rapport final

BRGM/RP-68662-FR

Décembre 2019

Recommandations pour l'analyse de la préféabilité de la recharge de nappe au moyen d'eau de surface : application au Bassin RMC

Rapport final

BRGM/RP-68662-FR

Décembre 2019

Étude réalisée dans le cadre des projets de Recherche du BRGM

JC. Maréchal, M. Bouzit, Y. Caballero, F. Moiroux

Vérificateur :

Nom : N. Dörfliger

Fonction : Directrice de programme scientifique Eaux souterraines et Changement global

Date : 06/01/2020

Signature :



Approbateur :

Nom : F. Garrido

Fonction : Directeur Adjoint DEPA

Date : 06/01/2020

Signature :



Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Contact : qualite@brgm.fr

Remerciements : Les auteurs remercient Mr Duzan (Responsable du pôle Ressources en Eau & Digital - Suez), Mme Perrissin-Fabert (Responsable ressources continuité de service, Direction de l'eau et des déchets - Grand Lyon), Mr Cadilhac (Expert eaux souterraines - Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse) et Mr Tachrift (Directeur du syndicat mixte des Nappes de la Plaine du Roussillon) pour leur relecture attentive et constructive du présent document.

Mots-clés : guide méthodologique, recharge artificielle, bassin d'infiltration, économie, cartographie, coût

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

Maréchal J.C., Bouzit M., Caballero, Y., Moiroux F. (2019) – Recommandations pour l'analyse de la préfaisabilité de la recharge de nappe au moyen d'eau de surface : application au Bassin RMC. Rapport final. BRGM/RP-68662-FR, 86 p., 51 ill.

Synthèse

Les eaux souterraines représentent une ressource essentielle pour l'économie de nombreux territoires en France. Toutefois du fait des besoins importants à satisfaire pour les différentes catégories d'usage (en particulier l'alimentation en eau potable et l'irrigation agricole en période estivale), certaines masses d'eau se trouvent en situation de déséquilibre structurel. La réponse classique des gestionnaires consiste à définir un volume prélevable, puis à plafonner les prélèvements en encourageant les économies d'eau et à rechercher des ressources de substitution (retenues collinaires, transferts interbassin). Une solution complémentaire, encore peu explorée en France, consiste à augmenter artificiellement la recharge de ces masses d'eau. Largement mise en œuvre dans d'autres pays, la recharge artificielle présente des avantages techniques (flexibilité en terme d'occupation spatiale), économiques (coût d'investissement inférieur) et environnementaux (moindre consommation d'énergie, potentiels services écosystémiques rendus) qui invitent à en évaluer le potentiel dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse.

C'est dans ce cadre que le BRGM et l'Agence de l'Eau RMC ont lancé le projet de recherche « Etude de la Faisabilité de la Recharge Artificielle sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse » dans le cadre d'une convention de partenariat entre les deux établissements. Ce projet était composé de deux phases à deux échelles de travail : (i) une réflexion à l'échelle du Bassin RMC avec une cartographie des entités hydrogéologiques les plus favorables d'un point de vue physique à la recharge artificielle directe ou indirecte (ii) la poursuite de cette réflexion à l'échelle de quatre territoires test (entités hydrogéologiques) avec une identification des secteurs les plus favorables en tenant compte des coûts économiques de la recharge indirecte (par bassin d'infiltration).

Le présent rapport repose sur les développements méthodologiques mis en œuvre durant les deux phases du projet. Il synthétise les méthodes à mettre en œuvre pour implanter au mieux un dispositif de recharge artificielle, sous la forme d'un guide méthodologique. Il décrit les données nécessaires et présente un exemple d'application de la méthode décrite. L'ensemble des questions majeures préalables à la réalisation d'un dispositif de recharge artificielle sont abordées. Des recommandations accompagnent chacune des étapes qui seront conduites, en chambre, sur la base de données existantes, avant l'étude de faisabilité. Ce travail s'est concentré sur la recharge artificielle indirecte (au moyen de bassins d'infiltration) et n'aborde la question de la recharge artificielle directe (au moyen de forages d'injection) que de façon très partielle. La méthodologie développée dans ce guide est illustrée, à chaque étape, par son application sur l'exemple de la nappe de la Vistrenque et des Costières de Nîmes qui a constitué l'un des quatre territoires test traités dans la phase 2 du projet.

Après un rappel de définitions majeures et des étapes classiques d'un projet de recharge artificielle au chapitre 2, les questions principales à aborder lors de l'étude de la pré faisabilité d'une solution de recharge artificielle sont décrites et une méthode est proposée de façon à sélectionner, en bout d'analyse, les secteurs les plus favorables pour mener une étude de faisabilité.

La question du besoin, au regard d'autres solutions d'économies d'eau ou de solutions alternatives, est traitée au chapitre 3. La question de la ressource en eau disponible pour le projet de recharge en termes de quantité et qualité est abordée au chapitre 4, en privilégiant de façon préliminaire les eaux de surface (rivières, lacs...). Un débit de recharge objectif doit être défini ainsi qu'une durée de disponibilité de la ressource en tenant compte des contraintes sur les ressources disponibles pour réaliser la recharge (qualité et quantité - débits minimums à

respecter). Au chapitre 5, la question de l'aptitude de l'aquifère à la recharge indirecte est traitée du point de vue (i) des caractéristiques physiques en termes d'infiltration et de stockage du réservoir souterrain, (ii) d'espace souterrain pour le dôme piézométrique induit par la recharge et (iii) de capacité de rétention de l'aquifère versus écoulements vers des exutoires de surface. Le chapitre 6 décrit les contraintes liées à l'occupation du sol afin d'identifier les espaces disponibles pour un dispositif de recharge (et de traitement éventuel associé). La problématique de la maîtrise d'ouvrage est brièvement mentionnée au chapitre 7. Il y est aussi question du dimensionnement d'un bassin d'infiltration et des conduites d'amenée des eaux depuis le point de prélèvement en surface au point d'infiltration, et de l'évaluation du coût de la recharge indirecte, exprimé en €/m³ d'eau rechargée. Cette évaluation économique inclut les coûts d'investissement et les coûts opérationnels ramenés à la durée de vie du dispositif et au volume annuellement infiltré. Une méthode de cartographie des coûts est également proposée et appliquée sur l'exemple d'application. Le chapitre 8 propose une façon d'intégrer l'ensemble des résultats précédents pour identifier un secteur favorable au sein de la masse d'eau ou de l'entité hydrogéologique préalablement sélectionnée.

Le présent guide méthodologique est destiné à aider les porteurs de projet à l'étape de la pré faisabilité d'une solution de recharge artificielle indirecte sur une entité hydrogéologique identifiée préalablement comme favorable, sur base d'une étude « en chambre » valorisant les données existantes. Cette démarche se situe tout à l'amont de la mise en œuvre d'une solution de recharge artificielle et, si ses conclusions s'avèrent positives, doit déboucher sur une étude de faisabilité menée par un bureau d'études qui devra valider les hypothèses réalisées grâce à de nouvelles études sur les secteurs pré-identifiés, parmi lesquelles :

- Estimation des capacités d'infiltration des sols au moyen de tests in-situ
- Vérification de l'ampleur du dôme piézométrique attendu
- Evaluation du devenir de l'eau infiltrée au moyen de modèles numériques et/ou solutions analytiques
- Vérification des longueurs de conduites nécessaires en prenant compte la sinuosité d'un tracé non rectiligne
- Evaluation des prétraitements nécessaires en fonction de la qualité de l'eau prélevée
- Estimation des potentiels problèmes de colmatage en fonction de la turbidité et de la chimie de l'eau prélevée.
- Estimation des coûts d'investissement et de fonctionnement.

La méthodologie décrite dans ce guide permet d'aborder les points essentiels à vérifier lors d'un projet de recharge artificielle et d'identifier un secteur favorable, ainsi que le coût potentiel associé. Les secteurs potentiellement favorables doivent être ensuite mis en débat avec les différents acteurs, en tout début de projet, afin d'être en mesure d'explicitier les coûts et bénéfices d'une telle solution.

Sommaire

1. Introduction	11
1.1. CONTEXTE DU PROJET	11
1.2. GUIDE DE RECOMMANDATIONS.....	12
1.3. EXEMPLE D'APPLICATION	12
2. Recharge artificielle d'aquifère.....	13
2.1. DEFINITION ET ASPECTS TECHNIQUES	13
2.1.1. Définition.....	13
2.1.2. Quels avantages de la recharge artificielle par rapport à d'autres solutions de stockage?	14
2.1.3. Différents types de dispositifs	14
2.2. DIFFERENTES ETAPES DE LA MISE EN PLACE D'UN PROJET DE RECHARGE ARTIFICIELLE	16
2.2.1. Présentation.....	16
2.2.2. Objectifs de ce guide méthodologique	17
3. Question 1 : existe-t-il un besoin ?	19
3.1. QUAND EST-IL INTERESSANT DE METTRE EN ŒUVRE LA RECHARGE ARTIFICIELLE ?	19
3.1.1. Introduction	19
3.1.2. Pour assurer un stockage d'eau supplémentaire	20
3.1.3. Pour restaurer ou maintenir le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine 20	20
3.1.4. Pour soutenir les débits des cours d'eau durant l'étiage	21
3.1.5. Pour restaurer le bon état qualitatif et limiter les effets d'une pollution	22
3.1.6. Autres intérêts de mettre en œuvre la recharge artificielle	23
3.2. QUANTIFICATION DU BESOIN : EVALUATION D'UN OBJECTIF DE VOLUME DE RECHARGE ANNUEL	23
4. Question 2 : existe-t-il une ressource en eau disponible ?	25
4.1. TYPES D'EAU	25
4.1.1. Eaux de surface.....	25
4.1.2. Eaux usées	26
4.1.3. Eaux de dessalement	27
4.2. EAUX DE SURFACE : QUANTITE D'EAU DISPONIBLE.....	28
4.2.1. Données disponibles.....	28

4.2.2. Méthode de sélection de la ressource destinée au prélèvement pour la recharge	29
4.2.3. Exemple d'application.....	30
4.3. EAUX DE SURFACE : QUALITE DE L'EAU DISPONIBLE.....	30
4.3.1. Données disponibles	30
4.3.2. Méthode de sélection de la ressource destinée au prélèvement pour la recharge	31
4.3.3. Exemple d'application.....	32
4.4. EVALUATION D'UN VOLUME, D'UNE QUALITE ET D'UNE DUREE DISPONIBLES	32
5. Question 3 : existe-t-il un aquifère favorable pour le stockage et la récupération du volume d'eau requis ?.....	35
5.1. INTRODUCTION.....	35
5.1.1. Caractéristiques d'un aquifère favorable.....	35
5.1.2. Méthodologie.....	36
5.2. SELECTION DE SECTEURS FAVORABLES AU SEIN D'UNE ENTITE HYDROGEOLOGIQUE	37
5.2.1. Introduction	37
5.2.2. Données physiques disponibles	37
5.2.3. Méthodologie à l'échelle d'un territoire.....	40
5.2.4. Exemple d'application.....	41
5.3. EVALUATION DE L'IMPACT DU DISPOSTIF DE RECHARGE SUR LA DYNAMIQUE DE L'AQUIFERE	42
5.3.1. Calcul du dôme piézométrique induit.....	42
5.3.2. Calcul du stockage des flux rechargés	44
6. Question 4 : existe-t-il un espace disponible suffisant pour le traitement et l'infiltration de l'eau ?.....	47
6.1. CONTRAINTES D'OCCUPATION DU SOL.....	47
6.2. METHODE D'ANALYSE MULTICRITERES DE LA POTENTIALITE DE LA RA INDIRECTE (CRITERES DE CONTRAINTE)	47
6.2.1. Introduction	47
6.2.2. Données disponibles	47
6.2.3. Méthodologie.....	49
6.2.4. Exemple d'application.....	50
7. Question 5 : existe-t-il une capacité de conception, de construction et d'exploitation d'un tel projet ?	53
7.1. ASPECTS REGLEMENTAIRES ET INSTITUTIONNELS	53
7.1.1. Quelle réglementation s'applique à la recharge artificielle en France ?... 53	

7.1.2. Quel cadre institutionnel pour la recharge artificielle ?	55
7.1.3. Acceptabilité sociale des projets de recharge artificielle.....	56
7.1.4. Maîtrise d'ouvrage	57
7.2. DIMENSIONNEMENT D'UN DISPOSITIF DE RECHARGE ARTIFICIELLE INDIRECTE	58
7.2.1. Introduction	58
7.2.2. Dimensionnement du bassin d'infiltration	59
7.2.3. Dimensionnement du transfert de l'eau.....	61
7.2.4. Synthèse des paramètres de dimensionnement (exemple).....	64
7.3. EVALUATION DU COUT D'UN DISPOSITIF DE RECHARGE INDIRECTE	65
7.3.1. Introduction	65
7.3.2. Coûts d'investissement (CI)	66
7.3.3. Coûts opérationnels (CO)	68
7.4. EVALUATION DES COUTS : EXEMPLE D'APPLICATION	70
7.4.1. Coûts d'Investissement.....	70
7.4.2. Coûts Opérationnels	71
7.4.3. Coût unitaire total.....	73
7.5. CARTOGRAPHIE DES COUTS	73
7.5.1. Méthodologie	73
7.5.2. Exemple d'application	74
8. Sélection du site.....	77
8.1. METHODOLOGIE.....	77
8.2. EXEMPLE D'APPLICATION	77
9. Conclusion.....	81
10. Bibliographie	83

Liste des illustrations

Illustration 1: Carte de localisation des sous-entités hydrogéologiques de la nappe de la Vistrenque et des Costières	12
Illustration 2 : Comparaison des propriétés des solutions de stockage d'eau en surface (retenue collinaire) avec celles de la recharge artificielle, inspiré et modifié d'après (Dillon et al., 2009). En vert, le code couleur qui montre le type de stockage qui est plutôt favorable ou moins contraignant pour la propriété concernée.	14
Illustration 3 : schémas de dispositifs de recharge artificielle : (a) recharge directe, (b) recharge indirecte, (c) filtration par berge. © Veolia	15

Illustration 4 : principales étapes de l'évaluation et de la mise en place d'un projet de recharge artificielle, simplifié d'après (Australian Government, 2009). La méthodologie décrite dans la suite de ce rapport concerne l'étude de pré faisabilité.....	16
Illustration 5 : liste de contrôle pour déterminer, en phase de pré faisabilité, s'il y a lieu d'entreprendre un projet de recharge artificielle d'un aquifère (adapté et traduit d'après (Australian Government, 2009)	17
Illustration 6 : un aquifère en déséquilibre quantitatif peut être ramené à l'état d'équilibre au moyen de diverses interventions, en réduisant la demande ou en augmentant l'offre en eau, soit en rechargeant l'aquifère ou en utilisant des ressources alternatives, d'après (Dillon et al., 2012)	19
Illustration 7 : Récapitulatif des données Quantité des eaux de surface pour le site des nappes de la Vistrenque et des Costières (en gris et italique : valeurs calculées à partir des données disponibles). NB : le Vistre sera exclu de l'analyse au vu de sa qualité médiocre (voir § 4.3 ci-dessous).....	30
Illustration 8 : cas du territoire des Nappes de la Vistrenque et des Costières – résultats de l'analyse de la qualité de l'eau de surface disponible selon le cours d'eau ou le canal ...	32
Illustration 9 : cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières - tableau récapitulatif des caractéristiques des eaux de surface sélectionnées	33
Illustration 10: Mise en relation des valeurs de la pente obtenues, avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte	38
Illustration 11: Mise en relation des valeurs de l'IDPR avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte	38
Illustration 12: Mise en relation des valeurs d'épaisseur de la ZNS avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte	39
Illustration 13: Mise en relation du critère Perméabilité avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte	39
Illustration 14: Mise en relation du critère Recouvrement avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte	40
Illustration 15: Tableau récapitulatif des données physiques utilisées à l'échelle d'un territoire, en comparaison avec l'analyse menée à l'échelle du bassin RMC	41
Illustration 16 : Carte de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères physiques	42
Illustration 17: (a) Vue en plan d'un bassin d'infiltration de forme rectangulaire, (b) coupe schématique du dôme piézométrique induit par l'infiltration, d'après https://wiki.inowas.hydro.tu-dresden.de/t02-groundwater-mounding-hantush/ .	43
Illustration 18: cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières - paramètres utilisés dans la solution analytique de Hantush pour calculer le dôme piézométrique	44
Illustration 19: Résultat graphique de l'estimation des dômes piézométriques : exemple des Nappes de la Vistrenque et des Costières	44
Illustration 20 : Schéma d'un dispositif de recharge indirecte situé à une distance d d'une rivière	45
Illustration 21: Ratios volumes alimentant les cours d'eau/volumes stockés en nappe par tranche de distances par rapport aux cours d'eau, pour le territoire des Nappes de la Vistrenque et des Costières	46
Illustration 22: Carte d'importance du ratio volumes alimentant les cours d'eau/volumes stockés en nappe par tranche de distances par rapport aux cours d'eau, pour les nappes de la Vistrenque et des Costières. A noter que, par simplification, cette carte considère une connexion systématique des cours d'eau avec l'aquifère principal, ce qui n'est pas toujours le cas du Vistre par exemple avec les Cailloutis du Villafranchien du fait de la présence de recouvrement limoneux.....	46

Illustration 23: Mise en relation des codes de regroupement de la BD CORINE Land Cover et de la BD Carto avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte	48
Illustration 24: Classement du niveau de protection adopté pour les zones protégées.....	49
Illustration 25: Mise en relation du regroupement des codes des zones protégées avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte.....	49
Illustration 26: Tableau récapitulatif des données de contrainte (liées à l'occupation du sol) utilisées à l'échelle d'un territoire.....	50
Illustration 27 : Carte de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères de contrainte	51
Illustration 28: Schéma simplifié d'un dispositif type de recharge artificielle par bassin d'infiltration.	59
Illustration 29: Relation empirique observée entre vitesse apparente d'infiltration et la perméabilité horizontale, tiré de Detay (1997) d'après Bourguet (1971).	60
Illustration 30: Vitesses d'infiltration apparentes obtenues au moyen de la relation empirique de Bourguet (1971) pour le cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières....	60
Illustration 31: Estimation de la superficie moyenne de bassins d'infiltration avec i_{moyen} calculé à partir des cartes d'infiltration issues des cartes de perméabilité pour chaque site	61
Illustration 32: Calcul de la distance D. MESU : masse d'eau de surface (polygones verts : bassins d'infiltration potentiels)	61
Illustration 33: Estimation des distances maximale (en m) entre le linéaire des eaux de surface et les zones potentielles de recharge artificielle pour le cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières. A noter que les D_{moy} et D_{max} n'ont pas été, à ce stade, limités par une distance maximale : c'est l'analyse de coûts à venir qui exclura les distances économiquement non pertinentes.	62
Illustration 34: Estimation du paramètre H (en m).....	62
Illustration 35: Tableau récapitulatif des critères de débits/volumes de la recharge, dans le cas de l'exemple référence.....	64
Illustration 36: Tableau récapitulatif des critères de dimensionnement du bassin d'infiltration, en considérant les débits décrits en Illustration 35, dans le cas de l'exemple référence	64
Illustration 37 : schéma des coûts d'investissement d'un dispositif de recharge indirecte	67
Illustration 38 : tableau des coûts d'investissement et de leur fonction de calcul	68
Illustration 39 : schéma des coûts opérationnels d'un dispositif de recharge indirecte	69
Illustration 40 : tableau des coûts opérationnels (€/an) et de leur fonction de calcul	70
Illustration 41: Tableau récapitulatif des critères et résultats de coûts d'investissement, en considérant le dimensionnement décrit en § 7.2.4, dans le cas de l'exemple référence	71
Illustration 42: Graphique illustrant la part de chaque poste de coût d'investissement sur le CI_{total} , dans le cas de l'exemple référence	71
Illustration 43: Tableau récapitulatif des critères et résultats de coûts opérationnels, en considérant le dimensionnement décrit en § 6.4, dans le cas de l'exemple référence.....	72
Illustration 44: Graphique illustrant la part de chaque poste de coût opérationnel sur le CO_{total} , dans le cas de l'exemple référence	73
Illustration 45: Tableau récapitulatif des critères et résultats des coûts totaux, dans le cas de l'exemple de référence.....	73

Illustration 46: Carte des coûts unitaires de recharge artificielle indirecte totaux CRA pour le site des nappes de la Vistrenque et des Costières	75
Illustration 47: Cartes de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères physiques et de contraintes pour le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières. Les secteurs intéressants sont entourés en rouge.....	77
Illustration 48: Délimitation approximative (en rouge et hachuré) du secteur principalement retenu pour le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières.....	78
Illustration 49: Tableau récapitulant les caractéristiques physiques du secteur retenu sur le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières (E.T. : écart-type).....	79
Illustration 50: Tableau récapitulant les contraintes au droit du secteur retenu sur le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières	79
Illustration 51: Tableau récapitulant les coûts unitaires de recharge totaux (CRA), incluant la part d'investissement (CRA CI) et la part opérationnelle (CRA CO), pour le secteur retenu sur le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières(E.T. : écart-type)	79

1. Introduction

1.1. CONTEXTE DU PROJET

Les eaux souterraines représentent une ressource essentielle pour l'économie de nombreux territoires en France. Toutefois du fait des besoins importants à satisfaire pour les différentes catégories d'usage (en particulier l'alimentation en eau potable et l'irrigation agricole en période estivale), certaines masses d'eau se trouvent régulièrement en situation de déséquilibre structurel. La réponse classique des gestionnaires consiste à définir un volume maximum prélevable tenant compte des besoins des milieux aquatiques, puis à plafonner les prélèvements en encourageant les économies d'eau et rechercher des ressources de substitution (retenues collinaires, transferts inter-bassins). Une solution complémentaire, encore peu explorée en France, consiste à augmenter artificiellement la recharge de ces aquifères et à mettre à profit leur capacité naturelle de stockage. Largement mise en œuvre dans d'autres pays, la recharge artificielle présente des avantages techniques (flexibilité en terme d'occupation spatiale), économiques (coût d'investissement inférieur) et environnementaux (moindre consommation d'énergie, potentiels services écosystémiques rendus) qui invitent à en évaluer le potentiel dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse

Le Programme de Mesures du SDAGE Rhône – Méditerranée 2016-2021 prévoit, parmi les mesures territorialisées en lien avec son orientation fondamentale n° 7 et visant à « atteindre l'équilibre quantitatif en améliorant le partage de la ressource en eau et en anticipant l'avenir » (Code RES0501), la possibilité de mettre en place des dispositifs de réalimentation artificielle des eaux souterraines.

C'est dans ce cadre que le BRGM et l'Agence de l'Eau RMC ont initié le projet de recherche *Etude de la Faisabilité de la Recharge Artificielle sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse* dans le cadre de la convention R&D entre les deux établissements. Ce projet est divisé en deux phases :

- La phase 1 a consisté à mettre en évidence l'intérêt de la recharge artificielle à partir d'expériences choisies en France et à l'international et cartographier à l'échelle du bassin RMC les zones potentiellement favorables d'un point de vue purement hydrogéologique. Les cartes produites sont téléchargeables sur le site suivant : <http://carmen.carmencarto.fr/283/RA-AERMC.map>. Cette phase a fait l'objet d'un rapport intermédiaire (Caballero et al. 2018 ; rapport BRGM/RP-67534-FR) ;
- La phase 2 a consisté à explorer la faisabilité technique et économique d'un dispositif de recharge artificielle sur plusieurs territoires test, en travaillant à l'échelle de la masse d'eau de façon à en tirer des conclusions et recommandations suffisamment généralisables. Cette phase a fait l'objet du rapport final (Moiroux et al. 2019 ; rapport BRGM/RP-68551-FR) dans lequel les méthodes décrites dans ce guide méthodologique ont été développées et testées.

Les résultats ont été présentés et mis en débat lors d'un séminaire organisé à Lyon le 29 janvier 2019. Certaines des recommandations émises dans ce guide résultent des échanges tenus lors de ce séminaire.

1.2. GUIDE DE RECOMMANDATIONS

Le présent rapport synthétise les méthodes à mettre en œuvre pour implanter au mieux un dispositif de recharge artificielle, sous la forme d'un guide méthodologique. Il décrit les données nécessaires et présente un exemple d'application de la méthode décrite. L'ensemble des questions majeures préalables à la réalisation d'un dispositif de recharge artificielle sont étudiées. Des recommandations accompagnent chacune des étapes. Ce travail s'est concentré sur la recharge artificielle indirecte (au moyen de bassins d'infiltration) et n'aborde la recharge artificielle directe (au moyen de forages d'injection) que de façon très partielle.

1.3. EXEMPLE D'APPLICATION

La méthodologie développée dans ce guide est illustrée, à chaque étape, par son application sur l'exemple de la nappe de la Vistrenque et des Costières Nîmoises qui a constitué l'un des quatre territoires test retenus dans le cadre du projet. Ces formations correspondent à la masse d'eau FRDG101 ainsi qu'à l'entité BD Lisa 647AA (Illustration 1). L'aquifère est sédimentaire et monocouche. La nappe est libre sur 541 km² et captive sur 107 km² (secteur Sud-Est).

Le site se localise dans la partie méridionale du département du Gard, au Sud de Nîmes Métropole, entre le Gardon à l'Est et le Vidourle à l'Ouest. Elle constitue un quadrilatère orienté Nord-Est à Sud-Ouest et compris entre Remoulins au Nord Est, Beaucaire au Sud Est, St Gilles au Sud, St Laurent d'Aigouze au Sud-Ouest et Gallargues au Nord-Ouest. Cette entité se localise au Sud des garrigues nîmoises, une partie du territoire de la métropole de Nîmes étant partiellement incluse.

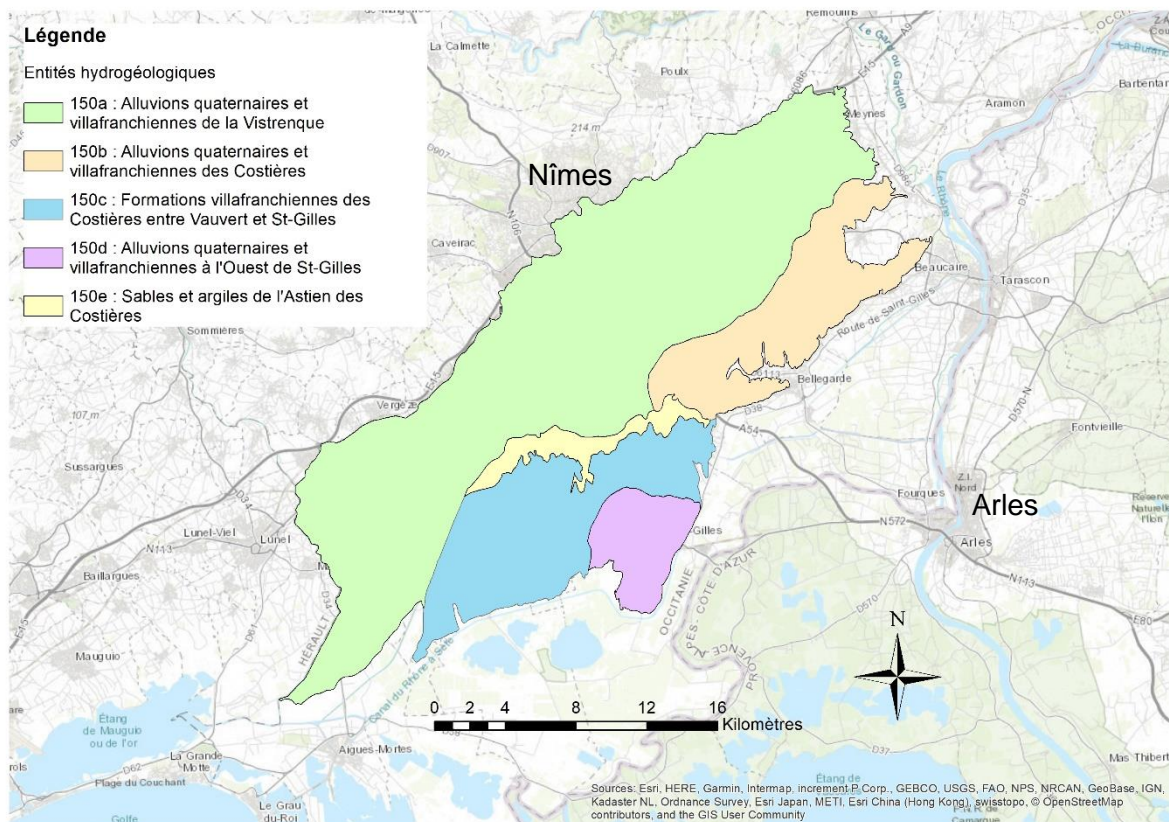


Illustration 1: Carte de localisation des sous-entités hydrogéologiques de la nappe de la Vistrenque et des Costières

2. Recharge artificielle d'aquifère

2.1. DEFINITION ET ASPECTS TECHNIQUES

2.1.1. Définition

La recharge artificielle d'un aquifère consiste à introduire de manière volontaire et maîtrisée, de l'eau dans une nappe pour augmenter sa recharge naturelle, pour une utilisation ultérieure ou pour un bénéfice environnemental (soutien du débit de cours d'eau en période d'étiage par exemple).

La recharge artificielle d'aquifère est particulièrement développée dans les pays connaissant un fort stress hydrique tels que l'Australie, les États-Unis d'Amérique, Israël ou l'Afrique du Sud. En anglais, elle est généralement appelée Managed Aquifer Recharge (MAR), dénomination qui, en intégrant le terme Managed présente l'avantage de mettre en évidence les aspects opérationnels, de maîtrise et de contrôle de la démarche.

Le volume d'eau supplémentaire apporté aux ressources en eau souterraine existantes peut permettre de répondre principalement aux objectifs suivants:

- Sécuriser l'approvisionnement en eau souterraine pour un usage donné (sous réserve que la réglementation en vigueur l'autorise), notamment dans des conditions de forte variabilité climatique (occurrence de périodes de sécheresse prolongées) ;
- Améliorer l'état qualitatif de la ressource en eau souterraine de l'aquifère qui est rechargé en apportant à l'aquifère de l'eau de meilleure qualité ;
- Contrer l'intrusion saline dans un aquifère côtier surexploité en créant une barrière hydraulique l'empêchant de progresser ; un telle barrière sera également bénéfique dans le cas d'une nappe d'accompagnement en relation avec un cours d'eau victime d'une pollution ;
- S'adapter à la probable diminution future et à une répartition spatio-temporelle différente de la recharge naturelle en lien avec le changement climatique ;
- Tout ceci n'est cependant possible que sous réserve d'utiliser pour cela de l'eau dont la qualité ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux fixés pour la masse d'eau souterraine rechargée et l'usage visé.

La recharge artificielle permet également de désaisonnaliser les prélèvements : elle permet ainsi d'arrêter de prélever dans des cours d'eau et nappes associées en période de basses eaux en basculant sur des stocks constitués en nappe durant la période de hautes eaux. Ces stocks permettent également d'alimenter des sources/émergences qui contribuent, en période d'étiage, alimenter les cours d'eau. Il convient de remarquer que la recharge artificielle peut être ainsi envisagée comme un moyen de retenir l'eau dans le territoire, d'augmenter le débit d'étiage des rivières, de restaurer des zones humides ainsi que de modérer le risque inondation en mettant en œuvre des dispositifs de ré-infiltration des eaux de pluie.

Parmi les principales méthodes de recharge artificielle, on distingue généralement (i) la recharge indirecte au moyen de bassins d'infiltration, (ii) la recharge directe au moyen de puits d'injection et (iii) la filtration par berges qui consiste à induire des infiltrations à partir d'un cours d'eau en sollicitant fortement sa nappe d'accompagnement.

2.1.2. Quels avantages de la recharge artificielle par rapport à d'autres solutions de stockage?

Stocker de l'eau dans le milieu souterrain plutôt qu'en surface peut avoir, à volumes stockés égaux, de nombreux avantages (Illustration 2). Un avantage important est que le foncier situé au-dessus de la zone de stockage restent disponibles pour des usages urbains ou ruraux, particulièrement si l'aquifère visé est captif (recharge directe par forage). Les capacités d'épuration des eaux par le sol et sous-sol, particulièrement vis-à-vis des pathogènes mais aussi de contaminants dits émergents, constituent un autre avantage. Les taux de recharge et de récupération, fonctions des propriétés de l'aquifère ciblé (géométrie, propriétés hydrodynamiques) peuvent être un facteur limitant, vis-à-vis des volumes considérés. Il peut être ainsi nécessaire d'avoir recours à plusieurs installations de recharge et de pompage.

Propriétés	Retenue collinaire	Stockage en aquifère
Superficie de terrain requise	Elevée	Très petite
Facilité d'implantation à proximité des zones urbaines/besoins	Faible	Envisageable
Débit instantané potentiel de prise et d'approvisionnement en eau	Elevé	Faible
Risque de développement d'algues toxiques/moustiques	Modéré	Faible
Capacité d'élimination des pathogènes	Faible	Significative
Volume des pertes dans l'aquifère	Aucun	Aucun à élevé
Volume des pertes par évaporation	Modéré	Faible
Coûts d'investissements	Elevés	Faibles
Coûts d'études	Elevés	Faibles
Coût énergétique (construction)	Elevé	Faible
Coût énergétique (fonctionnement)	Faible à modéré	Modéré
Milieu naturel nécessaire pour la viabilité	Vallée favorable	Aquifère favorable

Illustration 2 : Comparaison des propriétés des solutions de stockage d'eau en surface (retenue collinaire) avec celles de la recharge artificielle, inspiré et modifié d'après (Dillon et al., 2009). En vert, le code couleur qui montre le type de stockage qui est plutôt favorable ou moins contraignant pour la propriété concernée.

2.1.3. Différents types de dispositifs

Généralement, trois types de méthodes différentes peuvent être employées: les méthodes de recharge indirecte (par bassins, fosses, tranchées, etc...), directe (par forages) et par filtration sur berges.

Les techniques de **recharge indirecte** consistent à infiltrer un volume d'eau depuis la surface jusqu'à la nappe par percolation naturelle, au travers de la zone non saturée pour accroître la capacité de stockage de la ressource (Illustration 3a). Généralement utilisée pour recharger une nappe libre située à faible profondeur, elle présente l'avantage de permettre la filtration et l'épuration de l'eau lors de sa percolation. En revanche, c'est une technique qui nécessite de disposer de surfaces suffisamment grandes et peu pentues pour pouvoir y installer les dispositifs d'infiltration. Afin d'optimiser l'efficacité du bassin, un entretien régulier est nécessaire afin de palier à un colmatage de fond de bassin au bout d'une certaine durée. Le caractère épurateur de cette technique (conditions oxydantes dans le sol à travers lequel l'eau s'infiltré) la rend

intéressante dans le cas où l'on cherche à injecter des eaux de qualité médiocre (de nombreux sites d'injection d'eaux usées traitées dans le monde utilisent cette technique). Plusieurs techniques de recharge indirecte peuvent être distinguées, parmi lesquelles les bassins d'infiltration, les tranchées et puits d'infiltration (détaillés ci-dessous) sont les plus couramment utilisées.

La **recharge directe** par injection consiste à injecter de l'eau directement dans la nappe par l'intermédiaire d'un forage pour accroître la capacité de stockage de la ressource (Illustration 3b). Ce type de technique est essentiellement utilisé pour recharger des nappes captives ou semi-captives (l'injection doit alors se faire sous pression), mais peut aussi être intéressante pour des nappes libres situées à grande profondeur ou lorsque la surface disponible au sol est trop limitée pour mettre en œuvre une technique de recharge indirecte.

La **filtration par berge** se pratique essentiellement dans les aquifères alluviaux. Elle consiste à exploiter un ou plusieurs forages à proximité d'un cours d'eau, pour créer une dépression par pompage dans la nappe dans l'environnement du cours d'eau afin d'induire un transfert depuis le cours d'eau et profiter de la filtration horizontale au cours de l'écoulement jusqu'au forage (Illustration 3c).

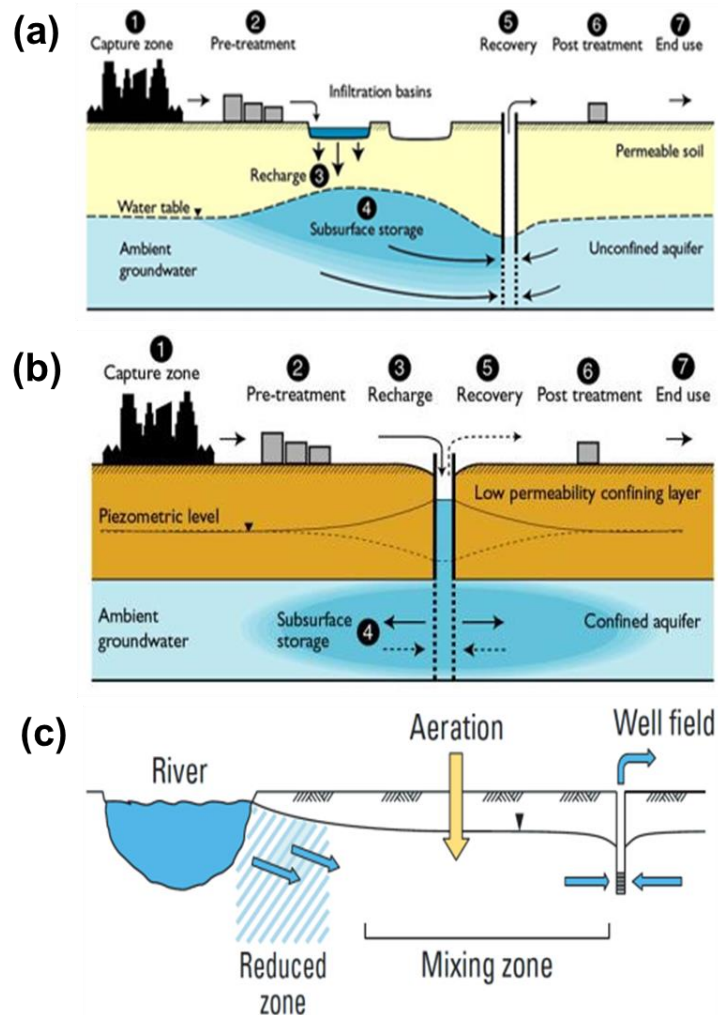


Illustration 3 : schémas de dispositifs de recharge artificielle : (a) recharge directe, (b) recharge indirecte, (c) filtration par berge. © Veolia

Le présent guide méthodologique décrit une méthode et des recommandations en vue de la réalisation d'un dispositif de recharge indirecte par bassin(s) d'infiltration.

2.2. DIFFERENTES ETAPES DE LA MISE EN PLACE D'UN PROJET DE RECHARGE ARTIFICIELLE

2.2.1. Présentation

Les principales étapes de la mise en place et en œuvre d'un dispositif de recharge artificielle sont schématisées à l'illustration 4 ci-dessous. L'étape 1, réalisée en bureau, consiste à rassembler les informations disponibles (cartes, données spatiales, temporelles, informations géologiques, de forage, besoins en eau...) pour évaluer si le projet est apparemment viable : on l'appellera *étude de pré faisabilité*. Durant cette étape, les données manquantes doivent être identifiées pour être ensuite collectées durant l'étape 2. Cette étape consiste à réaliser les mesures et investigations nécessaires sur le terrain pour in fine évaluer la solution de recharge artificielle et les risques associés. Des mesures préventives sont alors imaginées, simulées et leurs effets évalués. Si le niveau de risques est suffisamment maîtrisé, on peut passer à l'étape 3 qui consiste à construire le dispositif de recharge (bassin ou forages), faire des tests de mise en service et apporter les éventuelles mesures correctrices. La dernière étape (étape 4) consiste à mettre le dispositif de recharge artificielle définitivement en service. La méthodologie décrite dans la suite de ce rapport concerne l'étude de pré faisabilité

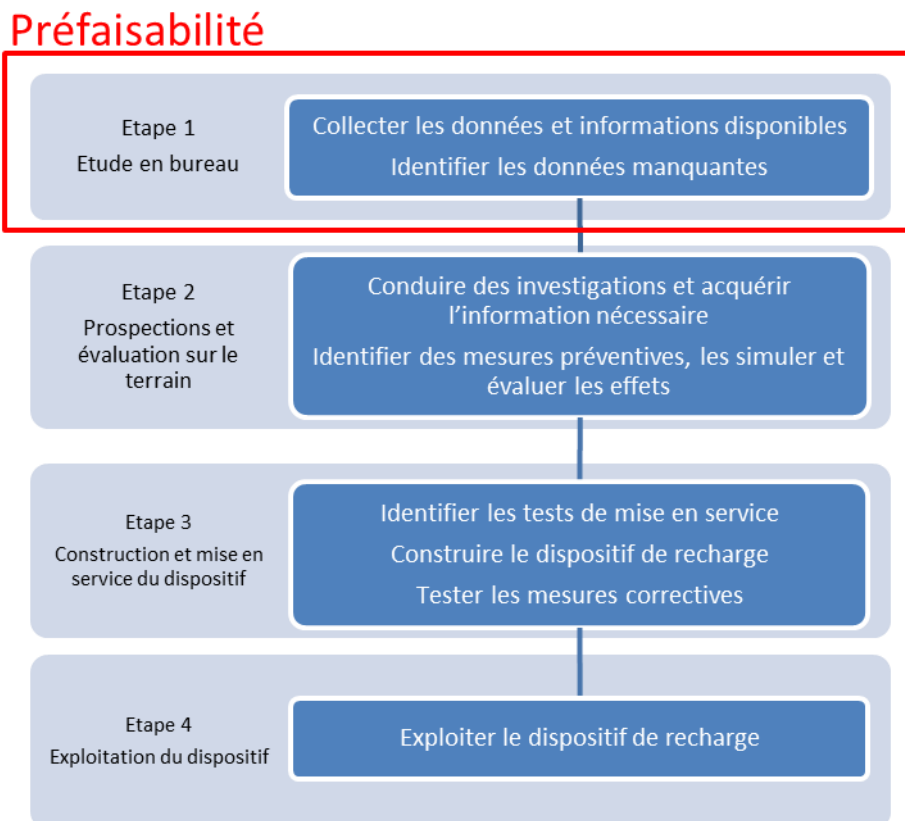


Illustration 4 : principales étapes de l'évaluation et de la mise en place d'un projet de recharge artificielle, simplifié d'après (Australian Government, 2009). La méthodologie décrite dans la suite de ce rapport concerne l'étude de pré faisabilité.

2.2.2. Objectifs de ce guide méthodologique

Le présent guide méthodologique vise à aider les utilisateurs au niveau de l'étape 1 d'un projet de recharge artificielle (étape 1 à l'illustration 4), en formulant un certain nombre de recommandations pour l'étude de pré faisabilité en bureau. Les potentiels maîtres d'ouvrage doivent d'abord identifier s'ils possèdent les cinq éléments essentiels à la réalisation d'un projet de recharge artificielle décrits ci-dessous avant d'envisager de passer à l'étape 2. Ces cinq éléments nécessaires à la réussite d'un tel projet sont les suivants (Illustration 5):

- une demande suffisante en eau pour justifier le projet
- une source d'eau adéquate pour la recharge
- un aquifère approprié dans lequel stocker et récupérer l'eau
- suffisamment d'espace dont le foncier est maîtrisé pour récolter, traiter l'eau et infiltrer l'eau
- une capacité de gérer efficacement un tel projet d'un point de vue technique (et institutionnel et politique) et économique

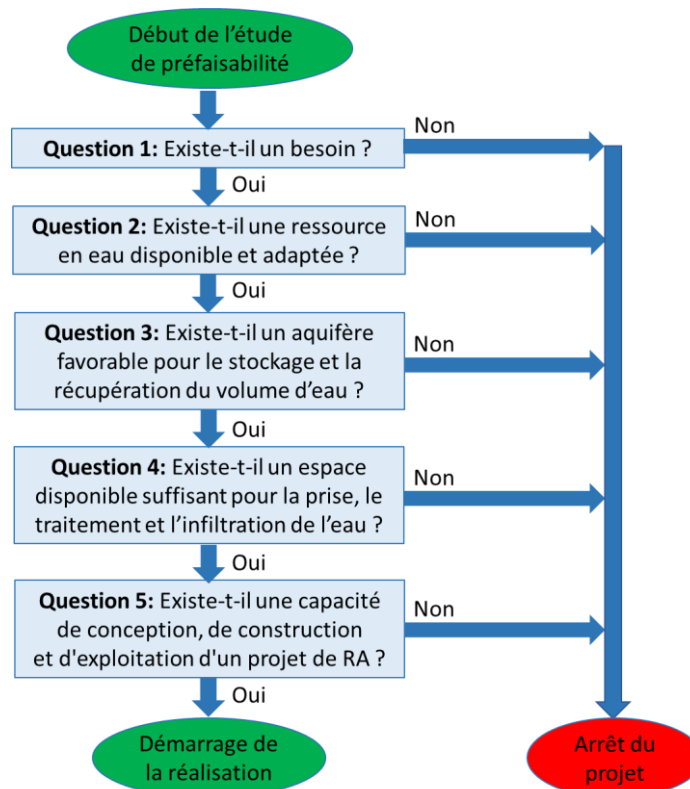


Illustration 5 : liste de contrôle pour déterminer, en phase de pré faisabilité, s'il y a lieu d'entreprendre un projet de recharge artificielle d'un aquifère (adapté et traduit d'après (Australian Government, 2009)

La question 1 peut être abordée de deux manières : le volume d'eau récupérée après recharge artificielle devrait être suffisant pour justifier l'investissement dans le projet proposé ; si ce n'est pas le cas, il faut qu'il y ait un avantage environnemental bien précis. L'un ou l'autre de ces critères est essentiel pour un projet de recharge artificielle. Ce point est abordé au chapitre 3.

Le droit à utiliser une eau (de surface par exemple) pour la recharge doit être garanti. Dans l'idéal, le volume annuel moyen de recharge devrait être supérieur à la demande annuelle moyenne, avec un excédent suffisant pour constituer un stockage tampon pour répondre aux exigences de fiabilité et de qualité. Dans le cas d'un bassin versant de surface en déséquilibre quantitatif, il est

peu probable qu'un droit à l'eau de surface soit disponible. La qualité de l'eau de surface doit être également vérifiée pour assurer, au final, une ressource disponible suffisante en quantité et qualité sur une période d'infiltration donnée. Ce point est abordé au chapitre 4.

La présence d'un aquifère approprié est essentielle à la recharge artificielle de l'aquifère. Un tel aquifère doit avoir une capacité d'infiltration adéquate et une capacité de stockage suffisante ; il doit aussi être capable de retenir l'eau là où elle peut être récupérée. Des cartes régionales montrant le potentiel des aquifères pour la recharge artificielle des aquifères ont été établies à l'échelle des Bassins RMC (Moiroux et al. 2019). Le lecteur peut s'y référer et également télécharger les cartes élaborées durant cette étude via le lien suivant : <http://carmen.carmencarto.fr/283/RA-AERMC.map>. La question de l'aquifère est abordée au chapitre 5.

Les dispositifs de recharge indirecte sont constitués de milieux humides, étangs ou bassins pour retenir suffisamment d'eau afin d'atteindre le volume de recharge visé : leur emprise au sol nécessite de disposer de suffisamment d'espace adapté. De même, l'espace doit être disponible pour tout processus de prétraitement de l'eau infiltrée, s'il est jugé nécessaire. Ce point est abordé au chapitre 6.

Des connaissances et compétences en matière d'hydrogéologie, hydrologie, ingénierie, génie civil et gestion de l'eau sont essentielles pour le succès de la conception, de la construction et de l'exploitation d'un projet de système de recharge artificielle des aquifères. Le savoir-faire géotechnique, l'expertise dans le domaine de la conception du stockage et du traitement de l'eau, de l'hydrologie, de la surveillance et de l'évaluation de la qualité de l'eau, sont également nécessaires pour certains projets. Les maîtres d'ouvrage qui ne possèdent pas ces compétences sont encouragés à se faire assister avant de procéder aux investigations de l'étape 2. Ce point est abordé au chapitre 7.

L'ensemble de ces questions est abordé dans la suite pour un dispositif de recharge indirecte, soit un bassin d'infiltration. Elles sont illustrées par l'application sur le territoire des Nappes de la Vistrenque et des Costières (voir § 1.3).

3. Question 1 : existe-t-il un besoin ?

La **question 1** est relative à l'identification du besoin et de l'objectif de la mise en place du dispositif de recharge artificielle : assurer un stockage supplémentaire, restaurer ou maintenir le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine, soutenir le débit d'étiage d'un cours d'eau ou restaurer le bon état qualitatif et limiter les effets de la pollution d'une masse d'eau souterraine. D'autres objectifs sont également possibles et sont mentionnés ci-dessous.

3.1. QUAND EST-IL INTERESSANT DE METTRE EN ŒUVRE LA RECHARGE ARTIFICIELLE ?

3.1.1. Introduction

La démarche de recharger artificiellement un aquifère ne doit pas être vue comme le seul moyen d'assurer la durabilité d'une ressource et d'atteindre son « bon état » au sens de la Directive Cadre sur l'Eau, dans la mesure où elle peut ne pas suffire à compenser un fort degré de déséquilibre de cette ressource (Illustration 6). Elle doit plutôt être envisagée comme une mesure complémentaire à d'autres interventions visant à gérer une ressource en eau souterraine de manière durable, comme l'exploitation par pompage raisonnée et optimisée (« solutions alternatives » à l'illustration 6) et les démarches d'amélioration des rendements des réseaux de distribution et d'économie d'eau (« gestion de la demande » à l'illustration 6). C'est donc dans le cadre d'une combinaison d'interventions que la solution de recharge artificielle d'aquifères doit être envisagée. Dans cette optique, elle peut permettre de répondre à un ou plusieurs enjeux différents, que l'on décrit de manière synthétique dans les paragraphes qui suivent.

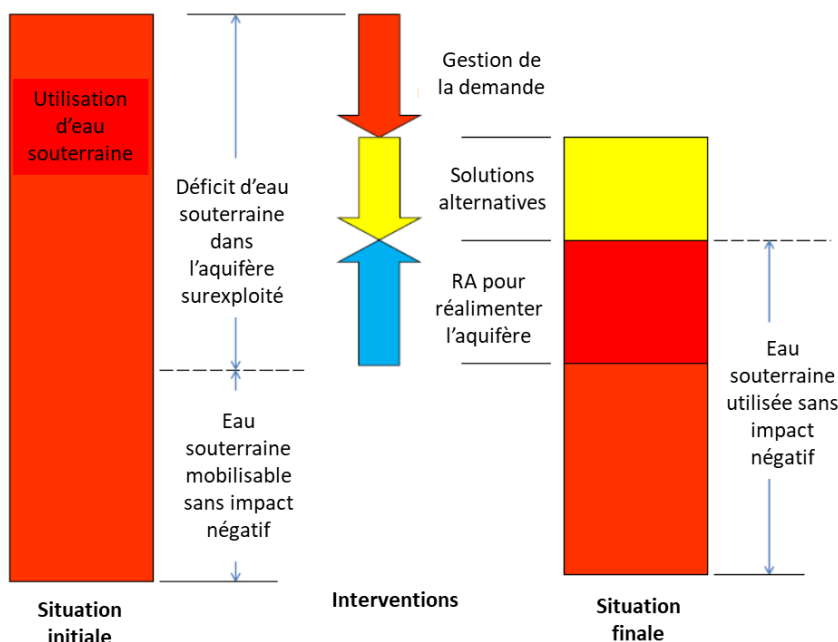


Illustration 6 : un aquifère en déséquilibre quantitatif peut être ramené à l'état d'équilibre au moyen de diverses interventions, en réduisant la demande ou en augmentant l'offre en eau, soit en rechargeant l'aquifère ou en utilisant des ressources alternatives, d'après (Dillon et al., 2012)

3.1.2. Pour assurer un stockage d'eau supplémentaire

D'un point de vue quantitatif et à l'échelle d'une unité de gestion, la recharge artificielle peut être comparée à des actions de création de ressources en eau alternatives comme par exemple le stockage d'eau de surface dans des réservoirs ou des retenues collinaires, le transfert d'eau en provenance d'autres unités de gestion (d'un bassin versant à un autre) ou encore la mise en place de structures de dessalement d'eau de mer.

Ainsi, recharger artificiellement un aquifère peut s'apparenter à du stockage d'eau dans un réservoir naturel en vue d'une utilisation ultérieure (souvent en période déficitaire). Ce type de stockage permet de limiter les pertes par évaporation qui peuvent affecter un stockage d'eau en surface (surtout lorsqu'on injecte directement l'eau dans la nappe). De plus, cette solution au contraire des stockages de surface présente l'avantage d'une emprise au sol limitée et permet d'éviter un certain nombre de désagréments propres aux réservoirs superficiels comme les problèmes de sédimentation dans les barrages-réservoirs, la rupture de continuité des milieux aquatiques, le réchauffement des eaux, le risque de rupture de la retenue, *etc...* Ainsi la constitution de stock en eau souterraine présente l'avantage d'un impact social et environnemental limité (Bouwer, 2002). Au même titre qu'un réservoir de surface et si les conditions de son infiltration et de son stockage sont réunies, la recharge artificielle peut aussi permettre de récupérer et conserver une partie des eaux pluviales et contribuer à limiter le risque inondation (exemples de barrages de sable en cascade construits dans le lit des cours d'eau au Kenya qui permettent à la fois de stocker de la ressource mais aussi de réduire les pics de crue pour les zones situées en aval).

À moyen terme, les projections sur les effets du changement climatique montrent sur de nombreux territoires du bassin RMC¹, une réduction de 10 à 30% de la recharge naturellement apportée aux aquifères, du fait notamment de l'augmentation de l'évaporation en lien avec l'augmentation des températures (Caballero et al., 2016). Le recours à la recharge artificielle représente de ce fait une mesure d'adaptation qui pourrait permettre de compenser (au moins en partie) ce déficit.

3.1.3. Pour restaurer ou maintenir le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine

La procédure d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine passe par la réalisation du test d'« équilibre prélèvements/ressource » qui consiste à « *évaluer la tendance évolutive sur le long terme des niveaux issus de la surveillance quantitative de la masse d'eau* », c'est-à-dire les niveaux piézométriques, puis, si la tendance est à la baisse, à faire un bilan des flux au sein de l'aquifère (cf. Annexe IV de la circulaire DEVL1227826C relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 : Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine (Septembre 2012)). Si ce dernier s'avère négatif (c'est-à-dire si les flux sortants (prélèvements + eau sortant de l'aquifère) sont supérieurs aux flux entrants (recharge naturelle par les précipitations dites efficaces), la masse d'eau est considérée comme étant en mauvais état quantitatif. Au contraire, l'état quantitatif des eaux souterraines est considéré comme bon quand les volumes d'eau prélevés dans la nappe ne dépassent pas sa capacité de renouvellement et préservent l'alimentation des écosystèmes de surface.

La recharge artificielle apparaît alors comme un moyen pour améliorer ou restaurer le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine. En effet, favoriser et contrôler la recharge de l'aquifère par une infiltration d'eau de surface, pluviale ou d'autres sources, permet d'augmenter le flux

¹ également sur d'autres territoires en France

entrant, de contribuer à remonter le niveau piézométrique et de favoriser un stockage temporaire dans le milieu souterrain pour des usages ultérieurs et des bénéfices environnementaux.

3.1.4. Pour soutenir les débits des cours d'eau durant l'étiage

Si, comme nous l'avons vu plus haut, la recharge artificielle permet de remonter le niveau piézométrique d'un aquifère, elle peut donc aussi contribuer à augmenter le flux sortant de l'aquifère au niveau de ses exutoires naturels. Lorsque ceux-ci sont en contact avec un cours d'eau, le flux sortant de l'aquifère soutient l'écoulement de surface en période d'étiage. La recharge artificielle peut ainsi permettre de respecter les débits objectifs d'étiage dans le cours d'eau. Plus généralement, ce même processus peut être utilisé pour soutenir le niveau d'un lac ou bien alimenter une zone humide, pendant les périodes sans pluie.

Il convient toutefois de reconnaître que si l'on peut suivre aisément l'apport de la recharge artificielle à la remontée du niveau piézométrique, les conditions nécessaires à une augmentation maîtrisée du flux sortant d'un aquifère sont moins bien connues. Il existe peu de retours d'expériences notamment en France sur la quantification des apports de la recharge artificielle aux cours d'eau : un tel exemple est décrit dans l'encadré 1.

Encadré 1. Le cas de la nappe alluviale de la Drôme

Une étude et une expérimentation ont été menées à la fin des années 2000 pour le compte du syndicat d'irrigation d'Alex-Montoison (26) dans le but de vérifier la possibilité de réduire l'impact des prélèvements d'irrigation sur la rivière Drôme à l'étiage en organisant une recharge artificielle de la nappe alluviale de la Drôme au niveau de la commune d'Alex. Ces travaux ont permis de quantifier, à partir de tests d'injection par tranchées drainantes et de suivis sur la nappe et le cours d'eau et par le biais d'une modélisation mathématique, quels pourraient être les bénéfices sur l'évolution des échanges entre cette nappe et la rivière Drôme. La recharge artificielle réduit l'entrée d'eau de rivière dans la nappe dans les secteurs où la rivière alimente la nappe, et la nappe rechargée soutient plus durablement la rivière dans les secteurs où cette dernière draine naturellement la nappe. Le déphasage entre l'injection et la restitution s'est cependant avéré trop bref (quelques semaines) pour pouvoir compter sur ce dispositif pour pouvoir recharger la nappe à partir de l'eau du cours d'eau aux périodes où l'eau est abondante et la voir restituer à ce dernier aux périodes où il en manque.

Outre ce type de fonctionnement par gravité et écoulement différé au profit des exutoires gravitaires de l'aquifère, il est également possible de constituer des stocks dans le sous-sol et de les remobiliser par pompage ultérieurement pour soutenir artificiellement un cours d'eau. C'est le cas par exemple dans le bassin de l'Oise (Encadré 2).

Encadré 2. Le cas de l'Oise

Dans le bassin de l'Oise, un système de protection contre les inondations et de soutien aux étiages a été mis en place. L'eau de l'Oise est prélevée en période de crue et est distribuée dans une série de bassins d'infiltration après avoir subi un traitement sommaire. Cette eau introduite dans la nappe en augmente ainsi le potentiel et contribue par ailleurs à écrêter les crues, réduisant ainsi le risque d'inondations et les dégâts qu'elles causent. Lors des périodes d'étiage, lorsque les besoins en eau sont plus importants, on récupère ainsi par pompage un volume d'eau équivalent à celui qui avait été introduit artificiellement dans la nappe (Detay, 1997).

3.1.5. Pour restaurer le bon état qualitatif et limiter les effets d'une pollution

L'injection d'une eau de bonne qualité (généralement de l'eau de surface, § 4.1.1, ou de l'eau en provenance d'un autre aquifère) peut aussi permettre d'améliorer la qualité d'une eau affectée par une pollution, par dilution du contaminant. Elle peut alors être envisagée comme une action d'amélioration de l'état qualitatif d'une masse d'eau souterraine. L'eau utilisée pour la recharge doit évidemment être de bonne qualité. Par ailleurs, l'aération de l'eau brute utilisée par cascade ou jet d'eau permet d'en améliorer la qualité : élimination du fer et de l'ammonium jusqu'à des rendements de 99% (Suez, com. pers.). L'eau infiltrée bénéficiera en plus d'une épuration supplémentaire lors de sa percolation dans la zone non saturée (Kloppman et Casanova, 2010). Le pouvoir épurateur du sous-sol est ainsi mis à profit sur plusieurs sites de recharge artificielle en France à vocation de production d'eau potable, en reprenant par pompage dans des nappes alluviales, de l'eau de surface qui y est préalablement infiltrée. Les exemples des sites de Verneuil- Vernouillet, Flins-Aubergenville et Croissy-Le Pecq situés le long de la Seine à l'aval de Paris² sont intéressants à évoquer.

Le pouvoir épurateur du sol est particulièrement mis à contribution lors de l'utilisation de ressources en eau non conventionnelles, telles que les eaux usées traitées (cf. § 4.1.2), pour recharger des aquifères, ce qui est d'ores et déjà réalisé dans des pays européens soumis à des situations de déficit hydrique important comme l'Espagne, l'Italie ou Chypre, et ce, aussi bien pour de l'eau destinée à la consommation humaine que pour un usage agricole. La zone non saturée traversée agit comme un milieu permettant une géo-épuration, dont l'effet permet d'éliminer par biodégradation un certain nombre des constituants physiques, chimiques et microbiologiques des eaux usées traitées.

Une fois arrivée dans la nappe, l'eau infiltrée peut donc contribuer à améliorer globalement sa qualité par dilution des contaminants. Elle peut aussi simplement constituer une barrière hydraulique permettant de protéger un forage exploité de toute pollution dont l'origine peut être anticipée (cas d'un champ captant dans une nappe alluviale susceptible d'être polluée par une pollution survenant dans le cours d'eau avec lequel la nappe est en contact, cas du site de Crépieux-Charmy). La barrière hydraulique créée par l'apport d'eau infiltrée peut aussi être utilisée dans les aquifères situés en zone côtière, pour lutter contre la progression du biseau salé. Cette solution prend toute son importance dans le contexte du changement climatique, susceptible de provoquer une augmentation des besoins en eau, pouvant induire localement, et notamment au niveau de secteurs littoraux fréquentés, une surexploitation des aquifères côtiers concernés, renforçant pour ceux-ci le risque d'intrusion saline.

Il faut souligner qu'en raison d'une différence de densité des eaux, le recours à la recharge artificielle pour créer une barrière hydraulique destinée à empêcher la progression du biseau salé dans les aquifères côtiers ne s'accompagne pas forcément d'un mélange homogène de l'eau infiltrée avec celle de la nappe. En effet, l'eau douce forme une « poche » de faible densité flottant sur l'eau saumâtre. Par conséquent, les éventuels contaminants retrouvés dans les eaux souterraines après recharge ne résultent pas forcément d'un équilibre proportionnel entre les concentrations dans les eaux utilisées pour la recharge et celles dans les eaux souterraines d'origine.

² Une fiche descriptive ainsi que des références bibliographiques relatives à ces trois exemples sont incluses dans le rapport suivant : Caballero Y., Moiroux F., Bouzit M., Desprats J-F., Maréchal J-C. (2018) – Faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin Rhône Méditerranée Corse: contexte et analyse cartographique. Rapport final. BRGM/RP-67534-FR, 162 p., 62 fig., 4 ann., 1 CD.

3.1.6. Autres intérêts de mettre en œuvre la recharge artificielle

Comme nous l'avons vu, la recharge artificielle constitue une solution intéressante pour de nombreuses problématiques et un même site de recharge peut répondre à plusieurs problématiques à la fois, par exemple : le programme de recharge artificielle mis en œuvre sur le district de Californie du Sud, région de Los Angeles, consiste à stocker de la ressource pour une utilisation ultérieure, tout en constituant une barrière hydraulique pour bloquer les intrusions salines.

Elle peut aussi être mise en œuvre pour faire face aux phénomènes de subsidence et d'affaissement des sols, provoqués par la surexploitation des nappes, en restaurant ou en se rapprochant de la pression initiale dans un aquifère déprimé. Ceci a été mis en œuvre par exemple sur le territoire de la ville de Bangkok où l'exploitation d'eau souterraine trop intensive a provoqué une subsidence des terrains, augmentant ainsi les risques d'inondation (Dillon et al, 2014).

3.2. QUANTIFICATION DU BESOIN : EVALUATION D'UN OBJECTIF DE VOLUME DE RECHARGE ANNUEL

Selon le besoin en eau estimé ou l'objectif assigné au dispositif de recharge artificielle, la méthode d'évaluation de l'objectif de volume de recharge (défini annuellement) est variable :

- Pour assurer un stockage d'eau supplémentaire (§ 3.1.2), la démarche est relativement simple et l'objectif volumique se confond avec le besoin de stock. Il convient toutefois de tenir compte des éventuelles fuites à partir de la nappe rechargée vers des exutoires de surface tels que des sources ou rivières (§ 5.3.2) ;
- Pour restaurer ou maintenir le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine (voir § 3.1.3), il convient d'évaluer l'écart entre les volumes prélevables et les volumes prélevés afin d'estimer le volume de recharge nécessaire. Dans ce cas aussi, les éventuelles fuites à partir de la nappe rechargée vers des exutoires de surface doivent être prises en compte (voir § 5.3.2) ;
- Pour soutenir les débits des cours d'eau durant l'étiage (voir § 3.1.4), il est nécessaire de prendre en compte la dynamique des interactions entre la nappe rechargée et les cours d'eau dont le débit d'étiage doit être soutenu. Des approches de modélisation hydrodynamique sont alors recommandées pour prendre en compte la complexité des écoulements souterrains et de leurs interactions avec les eaux de surface. Les flux d'eau s'écoulant vers les exutoires de surface peuvent être approchés, en première approximation, par la solution proposée au § 5.3.2 ;
- Pour restaurer le bon état qualitatif et limiter les effets de la pollution (voir § 3.1.5), il est nécessaire d'intégrer à la modélisation hydrodynamique la prise en compte des processus de transport (réactif ou non). Ceux-ci devront intégrer les effets densitaires s'il s'agit de lutter contre une intrusion saline ;
- Pour les objectifs complexes et multiples (§ 3.1.6), une approche de modélisation au cas par cas est nécessaire.

La méthode d'évaluation du volume de recharge objectif apparaît ainsi variablement complexe selon la raison pour laquelle la recharge artificielle est mise en œuvre. La littérature technique sur ce sujet fait apparaître des volumes extrêmement variables selon les dispositifs, variant entre quelques centaines de milliers de m³/an et plusieurs dizaines de millions de m³/an pour les plus gros sites de recharge. Dans tous les cas, il est nécessaire également de s'assurer que le débit d'infiltration instantané est compatible avec les caractéristiques de l'aquifère et que le

dôme piézométrique engendré est maîtrisé au regard de l'épaisseur de la zone non saturée (voir § 5.3.1).

L'objectif de volume de recharge annuel peut être exprimé en Mm^3/an , on le notera Q dans la suite du guide méthodologique. Dans notre exemple d'application, nous avons décidé de tester $Q = 1 \text{ Mm}^3/\text{an}$ réparti sur la période de temps de recharge (qui peut être inférieure à 12 mois selon la disponibilité de la ressource). En prenant compte une pluviométrie de $800 \text{ mm}/\text{an}$ et un taux de précipitation efficace moyen de 40% , cela correspond à la pluie efficace reçue par un bassin versant d'une superficie de 312.5 ha , soit un carré d'environ 1800 m de largeur de côtés. Ce volume a été choisi car il constitue un intermédiaire entre les plus petits volumes (quelques centaines de milliers de m^3/an) et les volumes extrêmes (plusieurs dizaines de millions de m^3/an). Il peut être également utilisé en multipliant le nombre de dispositifs pour atteindre un volume plus élevé (n dispositifs pour infiltrer n millions de m^3/an).

4. Question 2 : existe-t-il une ressource en eau disponible ?

La **question 2** est relative à la ressource en eau qui peut être mobilisée pour alimenter le dispositif de recharge artificielle. Les différents types d'eau sont décrits ci-dessous ainsi que les possibles contraintes de disponibilité en quantité et en qualité au cours d'une année hydrologique.

4.1. TYPES D'EAU

Pour mettre en œuvre un projet de recharge artificielle, il est bien évidemment nécessaire de disposer d'une source d'eau en quantité et qualité suffisantes. Les sources d'eaux de recharge sont généralement de trois types différents :

- Eaux de surface (dont eaux pluviales);
- Eaux usées traitées ;
- Eaux de dessalement.

Dans certains cas, des eaux souterraines provenant d'une nappe voisine ou de la même nappe³ peuvent être utilisées.

Les eaux utilisées pour la recharge en France proviennent principalement de cours d'eau (qui bénéficient de la pluviométrie relativement abondante sur le territoire national entre 500 et 3000 mm/an et d'une qualité relativement bonne), la recharge à partir d'eaux souterraines étant actuellement anecdotique. En termes de qualité des eaux, plus l'eau que l'on veut utiliser pour la recharge est de mauvaise qualité (géochimique et biologique), plus le niveau de traitement qu'il sera nécessaire de mettre en œuvre sera élevé.

4.1.1. Eaux de surface

Les eaux de surface sont les plus utilisées pour les opérations de recharge artificielle, notamment en Europe et en France. Sous ce type d'eau on englobe les eaux de rivières ou de fleuves, les eaux de plans d'eau ou de réservoirs artificiels (lacs ou barrages) et la récupération des eaux pluviales. En dehors des cas où l'eau est stockée dans des retenues, il est nécessaire de prendre en compte la variabilité interannuelle et saisonnière de leur disponibilité et qualité pour les utiliser de manière efficace. En effet, pour limiter l'impact du prélèvement dans les cours d'eau, il est souvent préférable de le réaliser l'hiver et en période de moyennes ou hautes eaux. La connaissance des débits d'écoulement à l'échelle mensuelle est donc nécessaire pour pouvoir estimer correctement le prélèvement admissible d'eau de surface pour la recharge. Sur les territoires pour lesquels les masses d'eau de surface sont en situation de risque de déséquilibre ou de tension sur la ressource, il sera probablement nécessaire de se soucier de la compatibilité du nouveau prélèvement avec l'ensemble des autres usages, ainsi que les besoins écologiques

³ Dans certains cas, l'eau utilisée pour la recharge provient de la même nappe aquifère. C'est par exemple le cas du dispositif de Flins Aubergenville où l'eau est prélevée dans des forages de bord de Seine (chargée en Fe et Mn) pour réalimenter les bassins d'infiltration. Ce dispositif (appelé [Géofiltration](#) © Suez) permet d'améliorer la qualité de l'eau. Le passage successif d'un milieu oxygéné vers un milieu pauvre en oxygène permet une épuration naturelle de l'eau se traduisant par une élimination quasi-totale d'éléments tels que le fer, le manganèse, l'ammonium et les nitrates

des cours d'eau, selon une logique de type « Volume Prélevable⁴ ». Si les régimes d'écoulement sont de type intermittent et donc sont affectés d'une forte variabilité saisonnière qui peut rendre plus compliquée la gestion du prélèvement, ils n'empêchent pas la mise en œuvre d'actions de recharge artificielle à condition d'effectuer le prélèvement en période de hautes eaux et d'évaluer l'impact sur les écoulements du cours d'eau tout au long du cycle, en particulier en aval et ses relations avec les nappes d'accompagnement.

Les propriétés chimiques et biologiques des eaux de surface sont également à examiner avant la mise en œuvre d'actions de recharge artificielle (quel que soit l'objectif : quantitatif, qualitatif, environnemental) et ne nécessitent qu'une surveillance ou des traitements préalables modérés (à l'exception des eaux de ruissellement qui peuvent parfois présenter des pollutions liées au type de surface sur laquelle elles ruissellent). De plus, la capacité d'épuration naturelle des horizons par lesquels percole l'eau - notamment sur les sites choisis pour installer des dispositifs de recharge par infiltration depuis la surface - représente un moyen supplémentaire de limiter les risques de pollution. La concentration en Matières En Suspension (MES) est le principal paramètre qui pose problème dans les eaux de recharge dans la mesure où : 1) elles peuvent servir de substrat aux micro-organismes, nutriments et contaminants, y compris pathogènes et donc induire un risque sanitaire tout en limitant l'efficacité des traitements mis en œuvre pour le réduire et 2) elles peuvent provoquer le colmatage des dispositifs d'infiltration. De ce point de vue, l'utilisation d'eau stockée dans des lacs ou des retenues présente l'avantage d'être potentiellement peu chargée en MES. On recommande généralement des eaux dont la turbidité est inférieure à 10 NTU pour de la recharge indirecte.

De la même manière que le régime d'écoulement, les caractéristiques chimiques et biologiques de ce type d'eaux peuvent être affectées d'une variabilité importante. Ainsi, l'ANSES (2016) relève que « *la pluviométrie est un facteur déterminant sur la contamination de l'eau par des bactéries d'origine fécale et des pathogènes* » et que « *la plupart des études portant sur les micro-organismes dans les eaux de surface montrent une très forte influence des rejets des stations de traitement des eaux usées domestiques ainsi que des zones urbanisées sur la qualité microbiologique des eaux de surface* ». Les nitrates, pesticides, micropolluants organiques et métaux lourds (d'origine naturelle ou anthropique, qui concernent essentiellement le baryum, le zinc, le cuivre, le bore, le nickel, le titane et le vanadium en France) sont les principaux contaminants chimiques qui peuvent être véhiculés par les eaux de surface.

Dans le cadre d'un prélèvement en rivière, un dispositif de surveillance de la qualité de l'eau permettra de stopper le prélèvement lors d'une pollution accidentelle de la ressource captée.

4.1.2. Eaux usées

Les eaux usées traitées ne sont actuellement pas utilisées pour la recharge artificielle des nappes en France. Ceci s'explique logiquement par le fait que l'article 24 du décret n°94-469 du 3 juin 1994 interdit le recours aux eaux usées pour la recharge artificielle. Par ailleurs, 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) n'y est pas très favorable.

D'après l'AFSSET (Association Française de la Sécurité Sanitaire, de l'environnement et du Travail), il existerait en France une quarantaine de projets développés à titre expérimental pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des golfs et les forêts et prairies. Ce type de ressource est produit de manière relativement stable dans le temps, ce qui lui confère un intérêt certain en

⁴ Circulaire du 30 juin 2008, relative à la « résorption des déficits quantitatifs en matière de prélèvement d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation ».

comparaison des eaux de surface soumises à une forte variabilité saisonnière. En revanche, il s'agit là d'un usage spécifique des eaux usées traitées, dont une partie percole ensuite vers la nappe aquifère. Il n'est donc pas question de recharge artificielle *sensu stricto*, mais de réutilisation des eaux usées traitées (REUSE), bien qu'à terme, ces eaux soient susceptibles de s'infiltrer dans les nappes sous-jacentes. L'utilisation des eaux usées traitées pour de la REUSE directe pour l'irrigation des espaces publics et cultures est aujourd'hui encadrée par un arrêté national : l'arrêté du 25 juin 2014 modifiant 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.

Le rapport de l'ANSES (2016) stipule que « la composition des eaux usées traitées dépend d'une part de la composition des eaux usées brutes, et d'autre part des techniques d'épuration appliquées. Quelle que soit la nature de ces traitements, les eaux usées traitées restent chargées en substances minérales et organiques. (...). À l'heure actuelle, il n'existe pas de réglementation européenne ou française sur la qualité bactériologique des eaux usées traitées rejetées en milieu naturel. Ainsi, en France, très peu de STEU⁵ comprennent une étape de traitement tertiaire ou visant spécifiquement à éliminer les microorganismes (traitement de désinfection) (...). Outre le carbone, l'azote et le phosphore qui sont retrouvés majoritairement dans les eaux résiduaires urbaines, les eaux usées peuvent également contenir divers micropolluants. Les informations sur les concentrations en micropolluants dans les eaux résiduaires urbaines et leurs flux à l'entrée de la STEU, leur élimination par les filières de traitement des eaux usées, leurs concentrations rejetées dans le milieu récepteur sont partielles et relativement récentes ».

Les eaux usées sont cependant utilisées pour la recharge artificielle dans d'autres pays, généralement lorsque la ressource en eau douce fait défaut. C'est le cas pour de nombreux sites au Maghreb, en Israël, ainsi qu'en Espagne. Dans ce dernier pays, il est intéressant de mentionner le dispositif d'El Prat del Llobregat, à Barcelone, sur l'aquifère du delta de Llobregat, afin de repousser le biseau salé progressant dans les terres. Dans le cas de ce site précis, l'eau est injectée dans l'aquifère par méthode directe (forages d'injection : ASR⁶) après un traitement poussé (osmose inverse) de potabilisation.

4.1.3. Eaux de dessalement

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 à la diminution de leur coût de production. Leur utilisation pour la recharge artificielle reste cependant très limitée et essentiellement mise en œuvre pour un besoin de stockage (stockage souterrain pour l'alimentation en eau potable d'Abou Dhabi par exemple). Toutefois comme pour les eaux usées traitées, la stabilité de la production de l'eau de dessalement peut constituer un argument favorable à son utilisation pour la recharge artificielle. D'un point de vue chimique, certaines techniques de dessalement peuvent donner à l'eau produite une minéralisation faible, qui peut les rendre, selon les cas, impropres à la consommation. Le recours à la recharge artificielle peut alors présenter l'avantage de la rendre consommable en augmentant sa minéralisation par mélange avec l'eau saumâtre, ce qui permet

⁵ STEU : Station de Traitement des Eaux Usées

⁶ ASR : Aquifer Storage and Recovery – désigne la méthode de recharge artificielle qui consiste à injecter l'eau directement dans l'aquifère au moyen d'un forage qui est réutilisé ensuite pour récupérer l'eau stockée

de valoriser cette dernière tout en réduisant les coûts de dessalement à condition de bien maîtriser le risque d'excès de sel⁷ (Casanova et al., 2013).

Les eaux de surface étant les plus utilisées en France pour la recharge artificielle, dans la suite la méthodologie de sélection d'une ressource en eau de quantité et qualité satisfaisantes est focalisée sur les eaux de surface de type rivières et fleuves.

4.2. EAUX DE SURFACE : QUANTITE D'EAU DISPONIBLE

Ci-dessous, nous décrivons les données disponibles sur les eaux de surface pour apprécier leur disponibilité (d'un point de vue quantitatif) dans le temps et l'espace sur un territoire donné.

4.2.1. Données disponibles

Données statistiques de la Banque Hydro (<http://hydro.eaufrance.fr/>)

Cette banque met à disposition des mesures de hauteur d'eau (à pas de temps variable) en provenance d'environ 5000 stations de mesure (dont environ 3200 sont actuellement en service) implantées sur les cours d'eau français, ainsi que les débits à différents pas de temps (instantanés, journaliers, mensuels, ...) calculés à partir des valeurs de hauteur d'eau et des courbes de tarage. Les stations de mesure sont installées, utilisées et maintenues en l'état par différents services et gestionnaires. Il s'agit essentiellement des services de l'Etat, Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), Direction Départementale des Territoires (DDT), services de prévision des crues, directions départementales de l'agriculture et de la forêt, agences de l'eau, mais aussi d'Electricité de France ou d'organismes de recherche (INREAE (ex IRSTEA), universités,...), ainsi que des compagnies d'aménagement (la Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne, la Compagnie nationale du Rhône, la Société du canal de Provence, la Compagnie d'aménagement du Bas-Rhône-Languedoc...). Les données contenues dans la Banque Hydro peuvent être consultées en ligne, mais seules les données de certaines stations peuvent être extraites, dont une partie ayant été abandonnées depuis plusieurs années. Ces stations sont réparties de manière inégale (dépend de l'intérêt du cours d'eau, de ses usages), et ne se trouvent pas sur tous les cours d'eau. Il est donc nécessaire, dans la mesure du possible, de compléter ces données par les informations extraites d'études réalisées récemment sur les cours d'eau des différents sites.

Données des études réalisées dans le cadre du SDAGE 2016-2021

De nombreuses études ont été réalisées sous l'impulsion des SDAGE 2010-2015 et 2016-2021, plus précisément dans la mise en place de SAGE locaux (notamment, EVP sur certains cours d'eau). Ces rapports font en général une synthèse de l'ensemble des données quantité disponibles (base de données, études plus anciennes) des différents cours d'eau des bassins concernés. Des Etudes des Volumes Prélevables ont également été menées sur certains cours d'eau, permettant la définition de leur débits objectifs d'étiages. Les données tirées de ces rapports permettent de compléter les informations obtenues à partir des données de la Banque Hydro. L'ensemble des informations à récolter concernent les stations de mesures (ou points nodaux, pour les DOE) situées au plus proche ou à l'intérieur des périmètres des sites étudiés

⁷ Le principal impact environnemental associé aux procédés de dessalement provient de la production de saumure : solution à forte teneur en sels qui résulte de la « concentration » de l'eau de mer ou de l'eau saumâtre dessalée.

lorsque les données disponibles le permettent. Les différentes données disponibles sont les suivantes :

- Module : débit moyen interannuel calculé sur l'année hydrologique sur l'ensemble de la période d'observation de la station. Il donne une indication sur le volume annuel écoulé et donc sur la disponibilité globale de la ressource en eau.
- QMNA5 : débit mensuel minimal ayant la probabilité 1/5 de ne pas être dépassée une année donnée, c'est donc la valeur du QMNA telle qu'elle ne se produit, en moyenne, qu'une année sur cinq ou vingt années par siècle. C'est un débit statistique qui donne une information sur la sévérité de l'étiage.
- Débit réservé : débit minimal restant dans le lit naturel de la rivière entre la prise d'eau et la restitution des eaux en aval d'un ouvrage, garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans ces eaux. La loi pêche de 1984 a ensuite fixé de façon normative le débit réservé au 1/10ème du module pour tout nouvel aménagement, 1/40ème pour les aménagements existants.
- Débit Objectif d'Etiage (DOE) : valeur de débit moyen mensuel (arrêté dans les SDAGE, SAGE et documents équivalents) au point nodal (point clé de gestion) au-dessus de laquelle, il est considéré qu'à l'aval du point nodal, l'ensemble des usages (activités, prélèvements, rejets, ...) est en équilibre avec le bon fonctionnement du milieu aquatique.

4.2.2. Méthode de sélection de la ressource destinée au prélèvement pour la recharge

C'est sur l'ensemble de ces quatre types de débits caractéristiques que s'appuiera le choix du ou des cours d'eau capables de supporter les prélèvements destinés à la recharge artificielle des nappes. Ils devront alors respecter les règles suivantes:

Pour une recharge hors période d'étiage :

$$(Module - Q_{réservé}) > Q_{recharge}$$

Pour une recharge en période d'étiage :

$$(QMNA5 - Q_{réservé}) > Q_{recharge}$$

ET

$$(QMNA5 - DOE) > Q_{recharge}$$

Si une ressource respecte l'ensemble de ces conditions, elle peut être utilisée pour réaliser une recharge toute l'année. Si une ressource ne respecte que la première condition, elle pourra être utilisée toute l'année excepté en période d'étiage. Dans le cas où l'on ne dispose d'aucune ou de trop peu de données concernant un cours d'eau, celui-ci n'est pas considéré ultérieurement.

Dans le cas des canaux et réseaux d'eau brute, il est recommandé dans un premier temps de considérer une utilisation de ces ressources hors périodes d'étiage. En effet, le prélèvement d'eau sur ces ouvrages en période de forts besoins serait susceptible de créer des conflits d'usages.

4.2.3. Exemple d'application

Sur notre cas d'étude (Nappes de Vistrenque et des Costières, Illustration 7), il apparaît que les fleuves Vidourle et le Vistre peuvent fournir les débits demandés ($Q = 1 \text{ Mm}^3/\text{an}$), mais hors période estivale uniquement, soit entre les mois d'octobre et mai (à un débit instantané moyen de 47 L/s). Il a été choisi, pour éviter de potentiels conflits d'usages, de ne pas également soutirer de l'eau dans les canaux d'eau brute (Philippe Lamour et Costières) durant l'été.

Nappes de la Vistrenque et des Costières (Q en m^3/s)							Etude des volumes prélevables (GINGER, 2012b)		
Masse d'eau	Cours d'eau	Année	Module	QMNAS	Q réservé	Source	DOE Juillet	DOE Août	DOE Septembre
FRDR134b	Le Vidourle à Sommières [Mairie]	1984-2018	6,88	0,22	<i>0,688</i>	Banque HYDRO	0,22	0,2	0,17
	Le Vidourle [Vidourle aval] à Marsillargues	1969-2017	7,58	0,039	<i>0,758</i>				
FRDR133	Le Vistre à Bernis	1978-2018	2,23	0,45	<i>0,223</i>				
FRDR133	Le Vistre à Vestric-et-Candiac	2015	3,21		<i>0,321</i>				
FRDR133	Le Vistre [lit mineur] au Cailar	1969-2018	3,67	0,83	<i>0,367</i>				

Canaux BRL	Capacité	Volume idéal	Source
Prise au Rhône	Max: 75. Pointe actuel: 10 à 12	<i>2365 Mm³/an</i>	GINGER, 2010a
Philippe Lamour	63	<i>1987 Mm³/an</i>	GINGER, 2010a
Costières	12	<i>378 Mm³/an</i>	GINGER, 2010a

Illustration 7 : Récapitulatif des données Quantité des eaux de surface pour le site des nappes de la Vistrenque et des Costières (en gris et italique : valeurs calculées à partir des données disponibles). NB : le Vistre sera exclu de l'analyse au vu de sa qualité médiocre (voir § 4.3 ci-dessous)

4.3. EAUX DE SURFACE : QUALITE DE L'EAU DISPONIBLE

Ci-dessous, nous décrivons les données disponibles sur les eaux de surface pour apprécier leur disponibilité (d'un point de vue de la qualité) dans le temps et l'espace sur un territoire donné.

4.3.1. Données disponibles

La banque de données Qualité des cours d'eau des Agences de l'Eau

Pour les bassins Rhône Méditerranée et Corse, ces données sont accessibles via le site suivant : <http://sierm.eaurmc.fr/surveillance/eaux-superficielles/index.php>. Les données Qualité sont relevées par le biais de deux types de réseau :

- Un réseau de contrôle de surveillance (pérenne) qui doit permettre d'évaluer l'état général des eaux à l'échelle de chaque district et son évolution à long terme.
- Un contrôle opérationnel (non pérenne) dont l'objectif est d'établir l'état des masses d'eau superficielles identifiées comme risquant de ne pas atteindre leurs objectifs environnementaux et d'évaluer les changements de l'état de ces masses d'eau suite aux actions mises en place dans le cadre du programme de mesures (surveillance des seuls paramètres à l'origine du risque de non atteinte des objectifs environnementaux).

La maîtrise d'ouvrage de ces réseaux est assurée par l'Agence de l'eau RMC, les DREAL du bassin Rhône-Méditerranée et l'OFB (ex AFB).

De la même manière que pour les données Quantité de la Banque Hydro, les données Qualité des cours d'eau sont peu exhaustives, du fait d'une répartition inégale des stations de mesures et qu'elles ne se trouvent pas sur tous les cours d'eau, mais aussi des paramètres mesurés pouvant varier d'une station à l'autre. Il est donc difficile d'utiliser ces informations pour réaliser une carte complète du critère Qualité sur l'ensemble des cours d'eau d'un territoire d'étude. En revanche, ces données ont été utilisées afin d'établir un état des lieux des masses d'eaux dans le cadre du SDAGE 2016-2021, permettant une généralisation des informations récoltées à l'échelle de cours d'eau, tronçons de cours d'eau, lacs, eaux de transition (étangs saumâtres méditerranéens, par exemple), et masses d'eau côtières, pour les bassins Rhône Méditerranée et Corse.

Les données de référence du SDAGE 2016-2021 sur l'état des milieux

Dans le cadre de la mise en place du SDAGE 2016-2021, un état des lieux de la qualité écologique et chimique des eaux de surface a été réalisé. Ces informations sont disponibles sur le site suivant pour le bassin Rhône-Méditerranée⁸ et le bassin Corse⁹. Cet état des lieux permet de savoir si les masses d'eau de surface sont en état écologique *Très Bon, Bon, Moyen, Médiocre* ou *Mauvais*, et en état chimique *Bon* ou *Mauvais*. Cette caractérisation a été réalisée à partir de données allant de 2004 à 2013 (en fonction de la masse d'eau étudiée), résultant de mesures de différents paramètres. D'après le site EauFrance (www.eaufrance.fr):

- L'état écologique de la masse d'eau de surface résulte de l'appréciation de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés à cette masse d'eau. Il est déterminé à l'aide d'éléments de qualité : biologiques (espèces végétales et animales), hydromorphologiques et physico-chimiques (pH, turbidité, température, oxygène dissous, nutriments, etc...), appréciés par des indicateurs (par exemple les indices invertébrés ou poissons en cours d'eau).
- L'état chimique d'une masse d'eau de surface est déterminé au regard du respect des normes de qualité environnementales (NQE) par le biais de valeurs seuils. 41 substances sont contrôlées : 8 substances dites dangereuses (annexe IX de la DCE) et 33 substances prioritaires (annexe X de la DCE).

4.3.2. Méthode de sélection de la ressource destinée au prélèvement pour la recharge

Ces informations¹⁰ permettent d'avoir une idée générale de l'état écologique et chimique des masses d'eau superficielles, et de sélectionner la ou les plus adaptées à la recharge artificielle en terme de qualité de l'eau sur le site étudié. La qualité chimique et bactériologique doit être vérifiée : en l'absence de donnée disponible dans les bases de données, des analyses devront être effectuées pour vérifier la qualité de l'eau destinée au prélèvement pour la recharge et ce, durant les périodes envisagées pour la mise en opération du système.

Sont retenues les masses d'eau de surface dont :

⁸ <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/gestion/sdage2016/donnees-techniques.php>

⁹ <http://siecorse.eaurmc.fr/gestion-eau/dce-sdage-2016-2021/documents-techniques.php>

¹⁰ Renouvelées tous les six ans lors des états des lieux

- Le paramètre physico-chimie de l'état écologique est *Très Bon, Bon, voire Moyen* (pas prise en compte des paramètres biologiques et hydromorphologiques, qui importent peu dans le choix de la source d'eau la plus apte à être rechargée) ;
- L'état chimique est *Bon*.

L'état physico-chimique *Moyen* a été conservé, dans le sens où les seuils considérés par l'Agence de l'Eau pour attribuer aux eaux de surface ces appréciations sont basés sur la vie des organismes aquatiques dans ces eaux, seuils plus stricts que ceux considérés acceptables pour une utilisation par l'homme.

Les eaux de surface sans données relatives à leur qualité ne seront dans l'ensemble pas considérées, ces dernières ne disposant pas de données quantitatives pour la plupart, ou présentant des débits trop faibles pour permettre une recharge satisfaisante.

4.3.3. Exemple d'application

Sur notre exemple d'application (Nappes de Vistrenque et des Costières, Illustration 8), le Vidourle est caractérisé par un bon état à tous points de vue. Il a donc été retenu pour le reste de la démarche contrairement au Vistre qui a un état écologique moyen. Les canaux Philippe Lamour et Costières ne montrent aucune non-conformité et ont donc été également retenus. A noter qu'il s'agit ici d'une analyse préliminaire visant à pré-identifier des ressources qui devront être vérifiées au moyen d'analyses chimiques complémentaires.

Nappes de la Vistrenque et des Costières					
Masse d'eau	Cours d'eau	Etat écologique	dont Physico-chimique	Etat chimique	Appréciation Qualité
FRDR134b	Le Vidourle	Bon	Bon	Bon	Oui
FRDR133	Le Vistre	Moyen	Médiocre	Bon	Non
Canaux BRL		Commentaire qualité			
Philippe Lamour	Provenance: Rhône. Sa turbidité et ses caractéristiques bactériologiques correspondent à une bonne qualité. Sa minéralisation et son taux de matières organiques sont modérés. Les concentrations en nutriments (nitrates, ammoniacale) sont également faibles. Bien que présentant une certaine concentration en métaux et autre microéléments minéraux, aucune non-conformité n'a été détectée pour des eaux brutes à potabiliser. La même remarque peut être faite en terme de qualité radiologique et de pesticides (BRL, 2017b)				Oui
Costières					

Illustration 8 : cas du territoire des Nappes de la Vistrenque et des Costières – résultats de l'analyse de la qualité de l'eau de surface disponible selon le cours d'eau ou le canal

4.4. EVALUATION D'UN VOLUME, D'UNE QUALITE ET D'UNE DUREE DISPONIBLES

L'analyse de la quantité et qualité de l'eau de surface disponible, comparée au débit objectif de recharge artificielle défini précédemment ($Q = 1 \text{ Mm}^3/\text{an}$ pour notre exemple d'application) permet de sélectionner les eaux de surface potentielles (cours d'eau, lacs, barrages...) qui peuvent être mobilisées pour alimenter un dispositif de recharge artificielle. La qualité de l'eau identifiée est

également caractérisée¹¹. De même, cette ressource pouvant n'être disponible (en quantité ou en qualité suffisante) qu'une partie de l'année, un nombre N de jours de disponibilité par an est associé à chaque ressource. Dans ce cas précis, on estime que les prélèvements peuvent être effectués hors période estivale (soit huit mois/an) ; c'est-à-dire de 243 jours/an. Cette durée permet de calculer le débit instantané d'infiltration dans le bassin, $Q_{bass} = Q/N$ exprimé en m^3/j (ou encore en m^3/h) qui permettra de dimensionner l'ensemble des installations (conduite, pompe, bassin...).

Le tableau suivant peut être dressé pour notre cas d'étude (Illustration 9) :

Volumes objectifs de RA	Ressources potentielles	Critère Quantité	Critère Qualité	
			Physico-chimique	Chimique
$Q = 1 \text{ Mm}^3/\text{an}$ $N = 243 \text{ j}/\text{an}$ $Q_{bass} = 4115 \text{ m}^3/\text{j}$ $= 171 \text{ m}^3/\text{h}$	Le Vidourle	Possible hors période estivale	Bon	Bon
	Canaux BRL (Lamour, Costières, Campagne) et réseaux d'eau brute gardois BRL (provenance: Rhône)	Hors période estivale (éviter les conflits d'usage : AEP, irrigation)	D'après analyses BRL (2017): aucune non-conformité n'a été détectée pour des eaux brutes à potabiliser	

Illustration 9 : cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières - tableau récapitulatif des caractéristiques des eaux de surface sélectionnées

¹¹ Il s'agit d'une analyse préliminaire visant à pré-identifier des ressources qui devront être vérifiées au moyen d'analyses chimiques complémentaires lors des phases ultérieures du projet

5. Question 3 : existe-t-il un aquifère favorable pour le stockage et la récupération du volume d'eau requis ?

La **question 3** aborde la caractérisation du réservoir aquifère qui est destiné à être rechargé par le dispositif. Il convient de s'assurer que la nappe aquifère visée possède les caractéristiques physiques adéquates pour accueillir un dispositif de recharge artificielle indirecte.

5.1. INTRODUCTION

5.1.1. Caractéristiques d'un aquifère favorable

Pour mettre en œuvre un dispositif de recharge artificielle, il est nécessaire de disposer d'un aquifère dont la porosité permet de stocker un volume d'eau compatible avec les besoins. Les autres paramètres hydrodynamiques qui ont de l'importance pour concevoir un projet de recharge artificielle sont l'épaisseur et la perméabilité de la zone non saturée, la perméabilité de l'aquifère et sa diffusivité (rapport entre transmissivité et emmagasinement de l'aquifère).

- **L'épaisseur de la zone non saturée** ne doit pas être trop importante (< 50 m) pour que le bénéfice de l'infiltration soit rapide (et éviter qu'une part trop importante de l'eau de recharge ne reste dans la zone non-saturée). Cependant, dans le cas de recharge indirecte, il est intéressant qu'elle soit suffisamment développée si on souhaite pouvoir bénéficier d'une autoépuration de l'eau satisfaisante et d'une capacité de stockage significative. Une épaisseur de ZNS supérieure à 3 m est considérée dans cette étude (Detay, 1997) mais ce critère peut être assoupli en fonction des capacités d'épuration du sous-sol (granulométrie, lithologie...).

- La **perméabilité de la zone non saturée** contrôle à la fois la vitesse d'infiltration de l'eau et une partie de la capacité de géo-épuration du milieu. Des perméabilités de l'ordre de 10^{-4} à 10^{-5} m/s permettent l'infiltration de quelques mètres d'eau par jour, tout en permettant une épuration intéressante. Le type de formation intervient également dans les processus géochimiques participant à la géo-épuration (adsorption, oxydation, minéralisation, dégradation microbienne, ...). On notera que le taux d'infiltration du sous-sol est dépendant de la température de l'eau prélevée et peut donc varier de l'ordre de 30 à 35 % entre l'été (taux d'infiltration plus élevé) et l'hiver (taux d'infiltration moins élevé) selon les écarts de températures (Loizeau et al., 2017).

- Dans le cas d'un dispositif de recharge indirecte ou de filtration par berge, il faut que la **perméabilité de l'aquifère** soit suffisante pour qu'il puisse se constituer un stock utilisable en différé et pour permettre à l'eau de s'écouler vers le point de récupération. Cependant, il ne faut pas non plus qu'elle soit trop élevée pour que l'on puisse stocker une partie de l'eau injectée sans qu'elle ne s'écoule trop rapidement vers les exutoires naturels de la nappe rechargée et que la géo-épuration soit efficace. Un aquifère présentant une perméabilité anisotrope, c'est-à-dire avec une composante verticale élevée pour faciliter l'infiltration et une composante horizontale modérée pour retenir l'eau de recharge, est la situation la plus favorable mais néanmoins peu courante dans la nature. Dans le cas d'un dispositif de recharge directe, il faut que la perméabilité de l'aquifère soit suffisante pour permettre une injection aisée. La profondeur de la zone non saturée n'impacte que la profondeur que doivent atteindre les forages pour ce type de dispositif. La perméabilité des aquifères rechargés est un paramètre important quel que soit le dispositif considéré. Hannapel et al. (2014) rapportent des valeurs majoritairement comprises entre 10^{-2} et 10^{-4} m/s sur les sites de recharge recensés en Europe. Le processus de colmatage a pour principale conséquence de réduire la perméabilité des formations rechargées au cours de la

durée de vie du site. Hannapel et al. (2014) notent que Diaz-Murillo et al. (2002) rapportent par exemple une diminution d'un ordre de grandeur de la perméabilité des formations rechargées par des bassins d'infiltration sur le site de la rivière Oja en Espagne, où le taux d'infiltration dans les bassins est passé de plus de 10 m/j à moins de 1 m/j en quatre ans. Pour éviter ce phénomène, des lits de matériaux filtrants de différentes granulométries (croissante du haut vers le bas) sont mis en place au fond des bassins afin de stopper le colmatage sur les premiers centimètres du fond des bassins. Si les matériaux filtrants proviennent de l'extérieur, leur coût et leur qualité doivent être pris en compte. Il convient de prévoir des tests de lixiviation pour ne pas importer des polluants géogènes (de types sulfates par exemple).

• Le **coefficient d'emmagasinement** contrôle la capacité de l'aquifère à stocker une plus ou moins grande quantité d'eau de recharge. Cependant et quel que soit le dispositif, la **diffusivité** (rapport de la transmissivité (perméabilité rapportée à la section d'écoulement) à l'emmagasinement) de l'aquifère ne doit pas être trop élevée pour que le stockage dans la nappe soit efficace. En effet, un écoulement trop rapide de la nappe ne permettra pas de garder l'eau rechargée dans le périmètre du dispositif mis en œuvre suffisamment longtemps pour permettre son utilisation différée.

Dans le cas d'un site bien contraint, pour lequel les critères définis ci-dessus sont connus spatialement à partir d'essais in situ ou d'investigations (géophysique par ex pour l'épaisseur, base de données de forages BSS, essai d'infiltration, essais de pompage), il est alors possible de réaliser une modélisation hydrodynamique permettant de réfléchir à la faisabilité de la mise en place d'un dispositif de recharge artificielle, en appréhendant la réaction du milieu à cette recharge (notamment en terme d'évolution des niveaux piézométriques et du point de vue géochimique), et d'optimiser le dimensionnement et la localisation de ce dispositif.

5.1.2. Méthodologie

La méthodologie qui a été mise en œuvre dans l'étude repose sur une approche en deux phases à deux échelles différentes :

- A l'échelle du Bassin Rhône Méditerranée Corse, identification des masses d'eau favorables à la mise en place d'un dispositif de recharge indirecte
- A l'échelle d'une masse d'eau, identification des secteurs les plus favorables à la mise en place d'un dispositif

La sélection d'une masse d'eau repose sur l'identification d'entités hydrogéologiques aquifères ou connues comme telle. Pour un dispositif de recharge indirecte, les nappes libres ont été sélectionnées. Afin de s'assurer d'une perméabilité suffisante pour l'infiltration et d'une capacité de stockage significative, le milieu poreux ou équivalent est jugé prioritaire. Même s'il est caractérisé par des capacités d'infiltration favorables, le karst est considéré comme a priori moins intéressant au vu du risque d'écoulement rapide de l'eau infiltrée vers un exutoire. Suite à leur forte hétérogénéité et à leur capacité d'infiltration incertaine, les roches cristallines et volcaniques, ainsi que les secteurs très tectonisés des domaines de montagne caractérisés par des variations brusques de la nature des formations géologiques, classés en « plissé », sont considérés a priori comme peu intéressants. Ces priorisations sont à ajuster en fonction des territoires. Par exemple, sur un territoire dont le sous-sol est constitué uniquement de roches fissurées ou karstiques, il sera nécessaire d'envisager tout de même la recharge sur ce type de milieu sans doute plus compliqué au moyen de techniques adaptées et à des débits d'infiltration sans doute modérés.

L'analyse à l'échelle du Bassin a été réalisée au moyen du référentiel hydrogéologique français BDLISA¹².

En complément de la nature de l'aquifère, l'épaisseur de la zone non saturée, la capacité d'infiltration du sol et du sous-sol (approchée par le proxi IDPR¹³) ainsi que la pente ont été intégrés à l'analyse. Les cartes produites peuvent être téléchargées sur le site <http://carmen.carmencarto.fr/283/RA-AERMC.map>.

Une fois qu'une masse d'eau ou une entité hydrogéologique favorable dans laquelle un besoin de recharge artificielle existe a été identifiée, il convient d'intégrer des données supplémentaires disponibles pour affiner l'analyse et sélectionner des secteurs plus favorables. Cette méthode est décrite au chapitre suivant.

5.2. SELECTION DE SECTEURS FAVORABLES AU SEIN D'UNE ENTITE HYDROGEOLOGIQUE

5.2.1. Introduction

Une fois qu'une masse d'eau ou une entité hydrogéologique a été identifiée comme a priori favorable et nécessitant la mise en place d'une solution de recharge artificielle (voir § 3), une analyse spatiale multicritères a été développée pour cartographier, à l'échelle de cette entité, les zones favorables à la recharge artificielle à la résolution du Modèle Numérique de Terrain (MNT), soit 50 x 50 m (BD ALTI® au 50 m d'après IGN 2017). L'analyse peut être menée au moyen d'un Système d'Information Géographique classique. Elle repose sur des données disponibles aux échelles concernées permettant une pré étude de faisabilité sans nécessité d'acquérir des données complémentaires sur le terrain.

5.2.2. Données physiques disponibles

Un certain nombre de critères physiques du sol et du sous-sol sont disponibles à l'échelle d'un territoire pour déterminer la potentialité d'un aquifère à la recharge artificielle indirecte. Leur description et la nécessité de leur prise en compte sont détaillées ci-dessous.

La pente

La pente du terrain peut influencer la possibilité de mettre en place un dispositif de recharge artificielle indirecte. Les méthodes indirectes sont applicables uniquement sur des terrains relativement plats, même si l'on peut envisager que des travaux de terrassement puissent être réalisés pour y pallier. La pente peut être calculée à partir du MNT. Une note est ensuite attribuée en fonction des valeurs de pente obtenues (Illustration 10).

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
Pente	-	> 30 %	8 - 30 %	3 - 8 %	0 - 3 %

¹² BDLISA : Base de Donnée des Limites des Systèmes Aquifères (<https://bdlisa.eaufrance.fr/>)

¹³ IDPR : Indice de Développement et Persistance des Réseaux – voir description au § 5.2.2

Illustration 10: Mise en relation des valeurs de la pente obtenues, avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

L'IDPR (Indice de Développement et Persistance des Réseaux)

L'IDPR a été développé par le BRGM (Mardhel et al, 2004) et propose une description de l'aptitude des formations à l'infiltration ou au ruissellement. Sa conception est décrite de manière plus exhaustive dans l'étude réalisée à l'échelle du bassin RMC (RP-67534-FR, Caballero et al., 2018). Dans un secteur où le ruissellement est dominant, la valeur de l'IDPR tend vers 2000. À l'inverse, si l'infiltration est dominante, l'IDPR tend vers 0. La version 2017 de l'IDPR (<http://infoterre.brgm.fr/actualites/mise-jour-couche-idpr-indice-developpement-persistance-reseaux>) peut être utilisée : il s'agit d'une donnée raster avec une maille de 50m x 50m. Aucune moyenne à l'échelle de ces entités ou des bassins versants des cours d'eau les traversant n'a été réalisée, afin de conserver toute l'information fournie par ce critère. Une note est attribuée en fonction des valeurs de l'IDPR (Illustration 11).

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
IDPR	-	> 1400	1000 - 1400	600 - 1000	< 600

Illustration 11: Mise en relation des valeurs de l'IDPR avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

L'épaisseur de la zone non saturée (EpZNS)

L'épaisseur de la ZNS est déterminante uniquement dans le cas des infiltrations indirectes. Elle contrôle la percolation de l'eau vers la nappe. Dans le cadre de l'évaluation préliminaire du risque d'inondation par remontée de nappe, une méthode de cartographie de l'épaisseur de la ZNS a été développée pour la France par le BRGM (Allier et al., 2018). Cette donnée est disponible au format raster et à une échelle de 1/100 000. Elle a été estimée à partir des niveaux piézométriques observés au niveau des forages disposant d'une observation au moment de leur réalisation (131 820 points à l'échelle nationale), à partir des valeurs piézométriques moyennes pour les piézomètres (2 755 ouvrages à l'échelle nationale), ainsi qu'à partir de cartes piézométriques existantes sur certains secteurs (isopièzes transformés en 50 215 points de calage à l'échelle nationale). Les niveaux de hautes eaux et basses eaux n'ont donc pas été pris en compte. Ce critère est à manipuler avec précaution puisqu'il présente de grandes incertitudes¹⁴. Si des cartes piézométriques plus précises sont disponibles sur le secteur d'étude, celles-ci peuvent remplacer avantageusement la carte disponible à l'échelle nationale.

Une note est attribuée en fonction des valeurs d'épaisseur de la ZNS en suivant les catégories faites pour l'étude à l'échelle du bassin RMC (Illustration 12).

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
Epaisseur de la ZNS	< 1m	1 - 2m	70 -100m	40 – 70m	2 - 40m

¹⁴ Le BRGM précise qu'il n'est pas responsable des résultats obtenus à partir de la couche SIG d'épaisseur de la zone non-saturée.

Illustration 12: Mise en relation des valeurs d'épaisseur de la ZNS avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

La perméabilité (K)

Les paramètres hydrodynamiques des différents aquifères concernés par la présente étude doivent permettre un bon écoulement de l'eau, mais sans que celui-ci ne se fasse trop rapidement, dans la mesure où l'objectif de la recharge est d'obtenir une remontée satisfaisante des niveaux piézométriques et un stockage d'eau en profondeur (que ce soit pour palier un déficit quantitatif, ou créer une barrière hydraulique contre une intrusion saline ou une quelconque pollution). La perméabilité, la transmissivité (perméabilité * épaisseur de l'aquifère), le coefficient d'emmagasinement et la diffusivité (rapport de la transmissivité à l'emmagasinement) doivent donc pouvoir répondre à ces besoins.

La capacité de rétention de l'aquifère dépend de sa diffusivité, mais aussi de plusieurs autres paramètres tels que le débit d'infiltration, la durée de la recharge et la distance aux exutoires potentiels. Cette question est abordée plus bas (§ 5.3.2) pour estimer, sur chaque territoire test, le taux de pertes de l'eau rechargée vers les rivières drainant l'aquifère. Parmi l'ensemble des paramètres cités et pour l'ensemble des sites, la perméabilité (notée K) est le paramètre le plus souvent renseigné (de manière ponctuelle comme spatialisé). Il a donc été choisi de l'inclure à l'analyse multicritère, en utilisant les données issues de modèles disponibles.

Plusieurs auteurs donnent des gammes de perméabilités pour lesquelles une recharge artificielle peut être réalisée en obtenant des résultats optimaux. Casanova et al. (2013) ainsi que Wuilleumier et Seguin (2008) indiquent que, pour un milieu considéré comme ayant une porosité continue, un aquifère dont la perméabilité est comprise entre $3,9 \cdot 10^{-4}$ et 10^{-2} m/s est favorable à la recharge artificielle. Hannappel et al. (2014) expliquent que la plupart des sites de RA fonctionnels en Europe ont été réalisés sur des secteurs présentant des perméabilités allant de 10^{-4} à 10^{-2} m/s.

L'échelle de K des différents sites étudiés ici va d'environ 10^{-6} à 10^{-1} m/s. Un code allant de 1 à 7 est donc attribué à chaque zone de perméabilité homogène, pour l'ensemble des sites, avec 1 pour $1 < K \leq 10^{-1}$ m/s, 2 pour $10^{-1} < K \leq 10^{-2}$ m/s, jusqu'à 7 pour $K < 10^{-6}$ m/s. La notation du critère K est alors la suivante (Illustration 13) :

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
Perméabilité (K)	-	$K < 10^{-6}$	$1 < K \leq 10^{-1}$ $10^{-5} < K \leq 10^{-6}$	$10^{-1} < K \leq 10^{-2}$ $10^{-4} < K \leq 10^{-5}$	$10^{-2} < K \leq 10^{-4}$

Illustration 13: Mise en relation du critère Perméabilité (en m/s) avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

Les cartes du critère « Perméabilité » obtenues pour les 4 territoires test figurent en Annexe 10.

Le recouvrement

Il a été proposé de s'intéresser aux formations recouvrant les entités d'intérêt (lorsque ces formations existent). La majeure partie du temps, ce recouvrement est partiel, et est constitué de formations superficielles de type loess, limons, colluvions, éboulis, dépôts de versants, etc... La présence de ce recouvrement est problématique dans le sens où il empêche l'accès direct à la

formation aquifère à recharger. Les formations superficielles ont été repérées à l'aide des cartes géologiques harmonisées départementales (échelle 1/50 000). L'épaisseur de ces recouvrements est un paramètre intéressant, mais peu précis (fourchettes larges) et rarement indiqué, donc non pris en compte dans cette étude. Par ailleurs, la construction d'un bassin d'infiltration étant souvent accompagnée d'un décaissage, ce critère s'avère donc modérément important : son poids a été réduit en conséquence dans la pondération finale.

Tous les secteurs avec présence d'un recouvrement ont pour code 1. Les zones sans recouvrement ont le code 0. La notation est alors la suivante (Illustration 14) :

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
Recouvrement	-	Code 1	-	-	Code 0

Illustration 14: Mise en relation du critère Recouvrement avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

5.2.3. Méthodologie à l'échelle d'un territoire

Les critères présentés ci-dessus sont combinés pour obtenir une carte de faisabilité de la recharge artificielle indirecte du point de vue des critères physiques. Le critère BDLISA n'est pas pris en compte, puisque l'information qu'il fournit concerne les entités dans leur intégralité. Les autres critères ont été combinés en utilisant un système de pondération obtenu par Processus d'Analyse Hiérarchique (AHP) (Saaty, 2008) lors d'ateliers d'experts¹⁵. La pente est considérée comme d'importance égale aux critères EpZNS et IDPR. Ce critère étant ici à une résolution de 50m x 50m, il permet une localisation précise des zones de forte pente. Il n'est en effet pas possible (et sans intérêt d'un point de vue hydrodynamique) d'installer un dispositif de recharge sur de fortes pentes. Il a été choisi de ne pas donner une pondération trop importante au critère K, celui-ci étant souvent approximatif (spatialisation de données ponctuelles disparates) et à des échelles moins précises que la plupart des autres critères. Le critère recouvrement est également d'importance moindre, puisque suivant son épaisseur, il peut être déblayer afin d'accéder à l'entité aquifère. L'équation utilisée pour le calcul de la note physique dans le cadre de cette étude est alors la suivante :

$$\text{Critère Physique} = (0.25 \times ZNS) + (0.25 \times IDPR) + (0.25 \times Pente) + (0.15 \times K) + (0.10 \times Recouvrement)$$

Critères Physiques	
Pente	Plus la pente est élevée, moins il est pertinent d'installer un dispositif de RA indirecte.
IDPR	Plus le terrain est considéré comme infiltrant (IDPR faible), plus il est intéressant de faire de la RA.

¹⁵ Lors d'ateliers de travail, il a été demandé aux experts participant de répondre à des questionnaires décrivant leur perception relative de l'importance des différents critères sélectionnés. L'AHP a ensuite été utilisée pour calculer les poids résultant en intégrant la contribution de chacun des experts. Le processus est décrit dans les deux précédents rapports de cette étude : RP-67534-FR (Caballero et al. 2018) et RP-68551-FR (Moiroux et al. 2019).

Epaisseur de la ZNS	L'EpZNS ne doit pas être trop faible (< 2 m) ni trop élevée (> 70 m voire 100 m) pour que la recharge artificielle soit efficace.
Perméabilité K	Cartes issues de modèles existants. Echelles variables en fonction du site considéré. Notation faite par tranche d'ordre de grandeur de K (puissance de 10) en s'appuyant sur les informations fournies par la bibliographie. K ne doit pas être trop faible (< 1.10^{-4} voire 1.10^{-5} m/s) ni trop élevée (> 1.10^{-2} m/s) pour que la recharge artificielle soit efficace.
Recouvrement	Réduction de la note dans le cas où une formation recouvre l'aquifère à recharger. Les formations superficielles peuvent être identifiées à l'aide de cartes géologiques départementales harmonisées (échelle 1/50 000).
Pondération des Critères	$(0,25 \times \text{ZNS}) + (0,25 \times \text{IDPR}) + (0,25 \times \text{Pente}) + (0,15 \times K) + (0,10 \times \text{Recouvrement})$

Illustration 15: Tableau récapitulatif des données physiques utilisées à l'échelle d'un territoire, en comparaison avec l'analyse menée à l'échelle du bassin RMC

5.2.4. Exemple d'application

L'analyse spatiale multicritères décrite ci-dessus a été appliquée à l'exemple des Nappes de la Vistrenque et des Costières (Illustration 16). Celle-ci met en évidence une large portion de cette entité favorable voire relativement favorable à la recharge indirecte sur la base des seuls critères physiques énumérés ci-dessus.

Les zones en gris (défavorable) et en orange (peu favorable) présentent une épaisseur de ZNS peu épaisse et un IDPR peu favorable (surtout au niveau de la plaine de la Vistrenque et des Costières Sud). Un recouvrement est présent sur toute la bordure nord est et ouest de l'entité, ainsi que plus localement dans la plaine de la Vistrenque. Les pentes sont relativement faibles, excepté le long de certains cours d'eau, et en Costières Sud. La perméabilité K est majoritairement favorable sur toute l'entité, sauf sur certains petits secteurs en plaine de Vistrenque, et au droit des sables et argiles de l'Astien des Costières (entité BDRHF 150E).

Nappes de la Vistrenque et des Costières – Carte des critères physiques

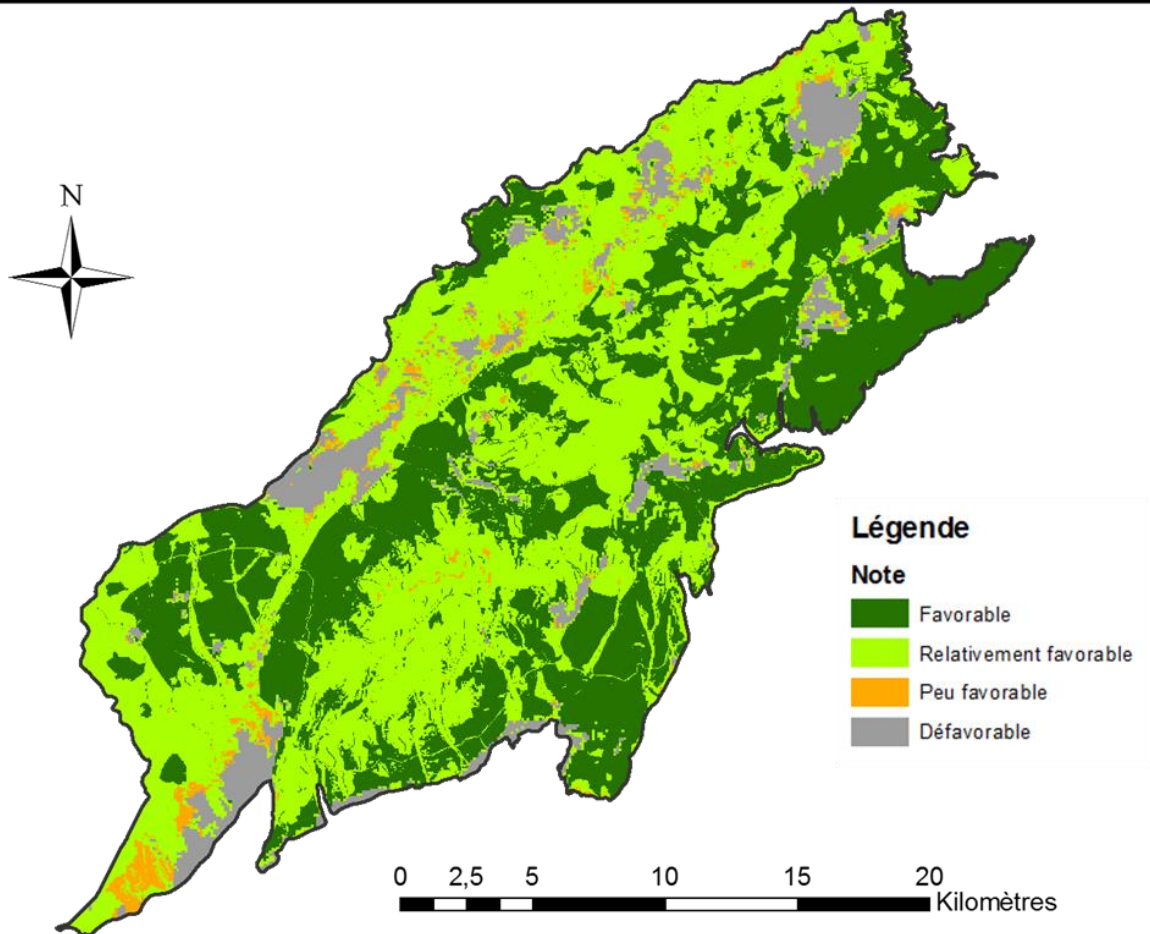


Illustration 16 : Carte de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères physiques

5.3. EVALUATION DE L'IMPACT DU DISPOSITIF DE RECHARGE SUR LA DYNAMIQUE DE L'AQUIFERE

5.3.1. Calcul du dôme piézométrique induit

L'infiltration concentrée d'eau dans un bassin d'infiltration induit la création d'un dôme piézométrique dont la hauteur et l'extension latérale augmentent au cours du temps en fonction des propriétés hydrodynamiques de l'aquifère. Il convient que la hauteur du dôme soit maîtrisée sur la durée de recharge et reste inférieure à l'épaisseur de la zone non saturée pour éviter un refus à l'infiltration sous le bassin d'infiltration.

Méthode

Dans le choix du volume à recharger et le dimensionnement du dispositif de recharge artificielle, il est important d'anticiper l'élévation de la surface piézométrique de la nappe sous le bassin. La solution de Hantush (1967) pour le développement d'un dôme piézométrique sous un bassin d'infiltration rectangulaire a été utilisée (Illustration 17). Cette solution pose comme hypothèses

un aquifère homogène et isotrope de perméabilité K et porosité de drainage S_y , d'une épaisseur saturée initiale égale à h_i avec un taux de recharge égal à w . Le bassin est caractérisé par une demi-longueur l et une demi-largeur a .

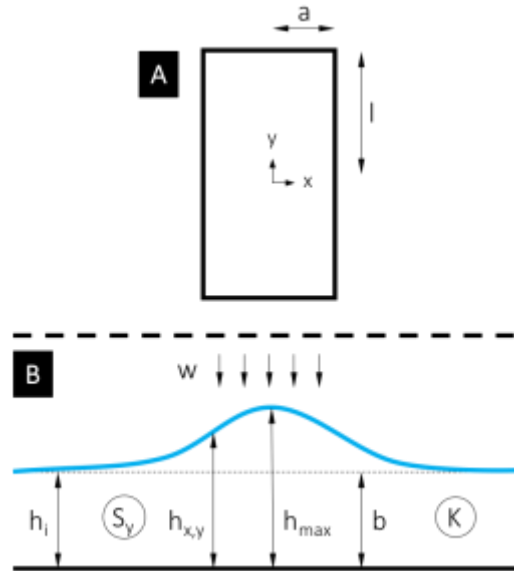


Illustration 17: (a) Vue en plan d'un bassin d'infiltration de forme rectangulaire, (b) coupe schématique du dôme piézométrique induit par l'infiltration, d'après <https://wiki.inowas.hydro.tu-dresden.de/t02-groundwater-mounding-hantush/>

Plusieurs outils en ligne permettent de résoudre cette équation :

- La plateforme INOWAS permet de visualiser en direct sur le site web la forme du dôme en modifiant les paramètres via des onglets (<https://wiki.inowas.hydro.tu-dresden.de/t02-groundwater-mounding-hantush/>)
- La feuille Excel produite par l'US Geological Survey (Carleton 2010) montre des instabilités numériques et donne des résultats douteux – il est déconseillé de l'utiliser
- Le « groundwater mounding calculator » développé par groundwatersoftware.com (http://www.groundwatersoftware.com/calculator_9_hantush_mounding.htm)

A noter qu'il existe également une solution analytique pour un bassin de forme circulaire simulant des résultats très proches pour un bassin d'infiltration de surface équivalente (Warner et al. 1989).

Dans le présent rapport, la solution analytique d'Hantush a été utilisée en considérant les caractéristiques moyennes propres à chaque site, dans le but de contrôler si le volume de recharge initialement considéré pour chaque territoire test était cohérent (point le plus haut du dôme restant à plus de deux mètres sous le niveau du sol).

Exemple d'application

Pour les Nappes de la Vistrenque et des Costières, les paramètres utilisés sont décrits dans le tableau ci-dessous (Illustration 18). Il résulte de la recharge visée, un dôme piézométrique dont la hauteur est de 5,8 mètres sous le bassin d'infiltration, à comparer avec l'épaisseur de la zone non saturée pour s'assurer de la viabilité du système.

Territoire test	Q (Mm ³ /an)	K (m/j)	Porosité efficace Sy (%)	w = i (m/j)	Sb (m ²)	Hauteur initiale aquifère hi (m)	N (j)	Hauteur max. du dôme (m)	Profondeur tête du dôme (m)
Vistrenque-Costières	1	60	10	1,22	3370	5	243	5,8	4,2

Illustration 18: cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières - paramètres utilisés dans la solution analytique de Hantush pour calculer le dôme piézométrique

Les graphiques obtenus présentent les résultats sous forme de demi-dôme dont le sommet est situé à la verticale du point central du bassin d'infiltration (Illustration 19).

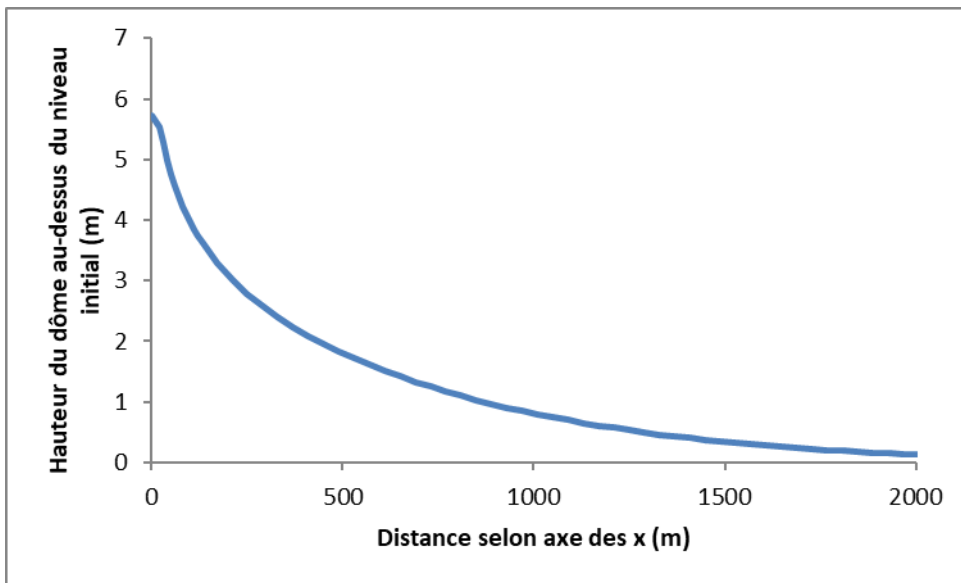


Illustration 19: Résultat graphique de l'estimation des dômes piézométriques : exemple des Nappes de la Vistrenque et des Costières

5.3.2. Calcul du stockage des flux rechargés

Dans le cas où la nappe rechargée est en connexion avec les cours d'eau s'écoulant sur la formation aquifère, une partie plus ou moins importante des volumes rechargés peut s'écouler (plus ou moins rapidement) vers les cours d'eau. En fonction de la problématique à laquelle la recharge artificielle répond, l'importance du ratio volumes alimentant les cours d'eau/volumes stockés en nappe (à un temps t , ici pris à N , durée de la recharge) peut être problématique. En effet, dans le cas où la recharge artificielle doit permettre de palier un déficit quantitatif ou une pollution en nappe, il est préférable de limiter au maximum ce ratio.

Méthode

L'importance de la part de ces volumes rechargés s'écoulant vers un cours d'eau peut être estimée en s'appuyant sur la méthode de Hantush (1967), utilisée pour estimer les hauteurs de dômes piézométriques en § 5.3.1, en l'adaptant au cas d'une limite alimentée que constitue un cours d'eau (Illustration 20). Ce ratio s'écrit :

$$\frac{\Delta q}{Q_{bass}} = \operatorname{erfc} \left(\sqrt{\frac{S_y d^2}{4K h_i t}} \right)$$

Où Q désigne le débit d'infiltration dans le bassin et Δq le débit qui s'écoule à la rivière, le reste étant stocké dans l'aquifère. Cette solution est valable quand la largeur du bassin (la largeur est perpendiculaire au tracé du cours d'eau) est petite devant la distance au cours d'eau d .

Le ratio est fonction de plusieurs paramètres :

- La porosité S_y de la formation aquifère (%) ;
- La distance d entre le cours d'eau et la zone de recharge (m) ;
- La perméabilité de la formation aquifère K (m/j) ;
- La hauteur de la zone saturée de l'aquifère h_i (m) ;
- La durée t de la recharge qui peut être approximée par N (jours).

Il est intéressant de noter que le ratio $\Delta q / Q_{bass}$ est indépendant du débit d'infiltration dans le bassin, ainsi que des dimensions de ce bassin. Cela signifie qu'augmenter la taille du bassin d'infiltration pour réduire la hauteur du dôme piézométrique induit sous le bassin ne contribue pas à réduire les fuites d'eau vers la rivière.

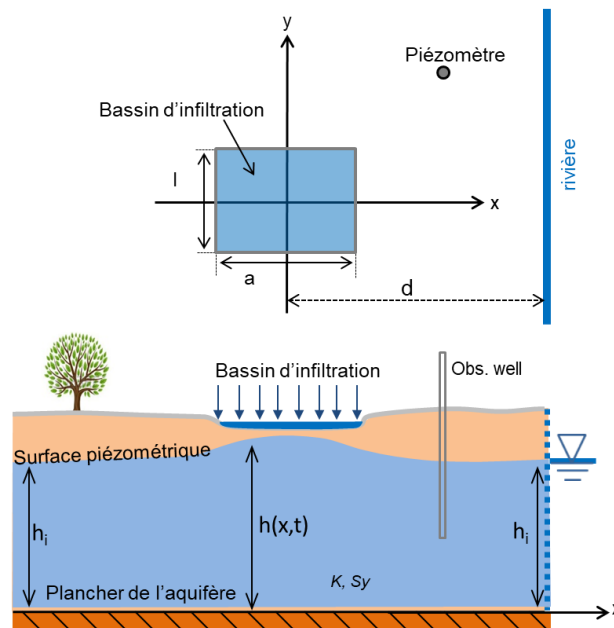


Illustration 20 : Schéma d'un dispositif de recharge indirecte situé à une distance d d'une rivière

La relation analytique utilisée ci-dessus, intégrant une recharge par bassin, est critiquable, dans le sens où :

- Elle ne prend pas en considération le degré d'importance des échanges nappe-rivière (considère que les cours d'eau sont en connexion totale avec la nappe), d'autant que ces derniers ne sont pas toujours connus ;
- Elle ne prend en compte l'existence que d'une seule rivière à proximité de la zone de recharge (le calcul n'est pas influencé par la présence d'autres rivières proches du même secteur) ;

Exemple d'application

Dans le cas de la Vistrenque, les résultats des taux de flux infiltrés qui repartent à la rivière à la fin de la période de recharge ($t = N$) obtenus sont les suivants, exprimés en fonction de la distance d entre le bassin et la rivière drainant :

	Durée	Flux faibles	Flux modérés	Flux élevés	Flux très élevés
Ratio	N	0 – 10 %	10 - 20 %	20 – 50 %	> 50 %
Distance	243 j/an	> 1400 m	1400 – 1030 m	1030 – 460 m	< 460 m

Illustration 21: Ratios volumes alimentant les cours d'eau/volumes stockés en nappe par tranche de distances par rapport aux cours d'eau, pour le territoire des Nappes de la Vistrenque et des Costières

Une carte a pu être créée à partir de ces résultats afin de visualiser les secteurs où il serait préférable ou non d'installer un dispositif de recharge artificielle du point de vue de ce critère (Illustration 22). Les cours d'eau considérés sont les Masses d'Eau de Surface listées dans les données de référence du SDAGE 2016-2021.

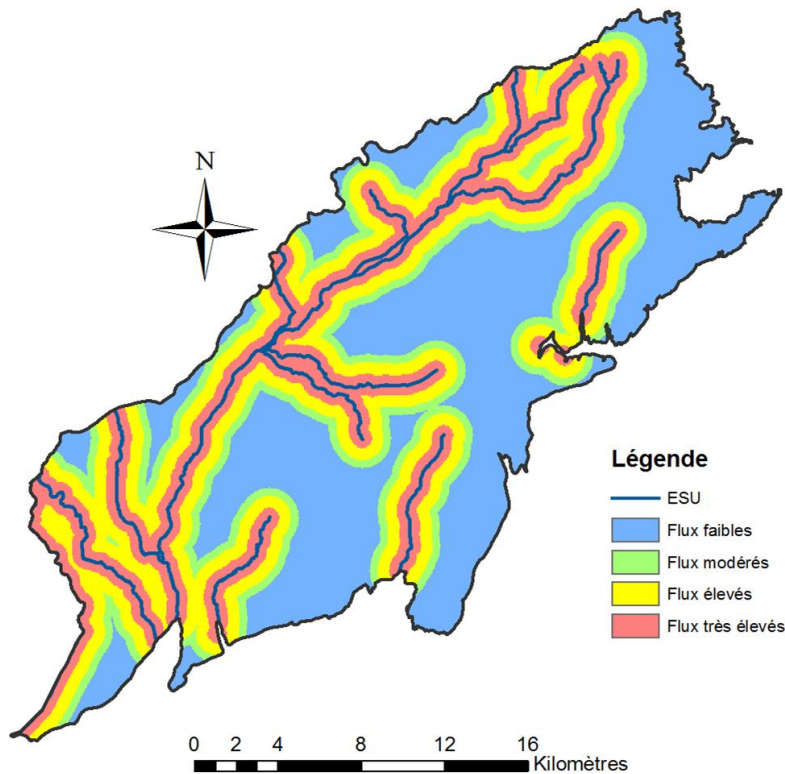


Illustration 22: Carte d'importance du ratio volumes alimentant les cours d'eau/volumes stockés en nappe par tranche de distances par rapport aux cours d'eau, pour les nappes de la Vistrenque et des Costières. A noter que, par simplification, cette carte considère une connexion systématique des cours d'eau avec l'aquifère principal, ce qui n'est pas toujours le cas du Vistre par exemple avec les Cailloutis du Villafranchien du fait de la présence de recouvrement limoneux.

6. Question 4 : existe-t-il un espace disponible suffisant pour le traitement et l'infiltration de l'eau ?

La **question 4** traite de l'espace nécessaire pour implanter un dispositif de recharge artificielle (bassin d'infiltration) ainsi que les éléments annexes nécessaires comme le dispositif de prétraitement de l'eau (si nécessaire) ainsi que l'espace situé autour du bassin d'infiltration.

6.1. CONTRAINTES D'OCCUPATION DU SOL

Les critères de contrainte liée à l'occupation du sol concernent les conditions qui régissent la possibilité de pouvoir envisager de construire un dispositif de recharge artificielle sur un site donné. Trois critères sont utilisés : l'occupation du sol Corine Land Cover complétée par les informations de la BD Carto, les zones protégées¹⁶ (critère déjà utilisé dans l'analyse à l'échelle du bassin RMC), ainsi que les zones inondables par remontée de nappe.

6.2. METHODE D'ANALYSE MULTICRITERES DE LA POTENTIALITE DE LA RA INDIRECTE (CRITERES DE CONTRAINTE)

6.2.1. Introduction

Comme pour la potentialité au regard des critères physiques, une analyse spatiale multicritères des contraintes d'occupation du sol a été développée. A l'échelle d'une entité hydrogéologique ou d'une masse d'eau, les zones favorables sont cartographiées à la résolution du Modèle Numérique de Terrain (MNT), soit 50 x 50 m. L'analyse peut être menée au moyen d'un Système d'Information Géographique classique. Elle repose sur des données disponibles aux échelles concernées permettant une pré étude de faisabilité sans nécessité d'acquérir des données complémentaires sur le terrain.

6.2.2. Données disponibles

L'occupation du sol

La COoRdination de l'INformation sur l'Environnement (CORINE) Land Cover (désignée par CLC dans ce qui suit), dont les auteurs sont le SOeS (Service de l'Observation et des Statistiques) et l'Agence Européenne de l'Environnement, propose une description cartographique de l'occupation des sols en 2012 (CGDD, 2015). Cette donnée présente sur toute la France est au format vecteur avec une échelle de 1 / 100 000.

Dans le cadre de l'étude à l'échelle du bassin RMC, une grande diversité de types d'occupation des sols existant, les différentes unités avaient été regroupées afin d'identifier les secteurs où l'implantation de dispositifs de recharge artificielle serait possible. Les notes de 0 à 4 représentent la possibilité de faire de la recharge artificielle sur ces différents secteurs.

¹⁶ Espaces protégés : Parcs nationaux, sites Natura 2000...

La BDCarto / BD Topo (IGN) est une base de données répertoriant le réseau routier et ferré, les unités administratives, le réseau hydrographique, l'occupation des sols, la toponymie et les équipements divers. Cette carte permet de compléter la base CORINE Land Cover en apportant des précisions uniquement sur le réseau hydrographique : l'emplacement des eaux libres (code 1), des zones d'inondation (code 2), des glaciers (code 3) et des marais salants (code 4). Cette donnée est disponible au format vecteur. Pour ce critère, de la même manière que pour l'étude à l'échelle du bassin RMC, tous les objets ayant un code compris entre 1 et 4 sont considérés comme défavorables à l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle indirecte (Illustration 23).

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
CLC	0	1	2	3	4
BD Carto	1 à 4	-	-	-	0

Illustration 23: Mise en relation des codes de regroupement de la BD CORINE Land Cover et de la BD Carto avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

Les zones inondables par remontée de nappe

Dans le but d'obtenir une carte de risque de débordement de nappe intégrant les données disponibles localement, la démarche suivante a été suivie :

- À partir des données piézométriques disponibles sur ADES (la totalité des données validées disponibles sur l'ensemble de piézomètres actifs actuellement ou non), la profondeur moyenne et la profondeur minimale, ainsi que le battement positif de la nappe (profondeur moyenne – profondeur minimale) ont été calculés pour chaque ouvrage. Est alors considéré comme Battement Positif de chaque nappe la moyenne des battements positifs calculés sur l'ensemble des piézomètres existants sur chaque site étudié (moyenne arrondie au mètre supérieur, par précaution). Ce battement est estimé à 4 m pour les aquifères de la Vistrenque et de Costières.
- Ce battement positif est alors soustrait à la carte d'épaisseur de la zone non-saturée utilisée pour chaque site. Chaque secteur où la valeur alors obtenue est supérieure ou égale à zéro (c'est à dire où le niveau piézométrique aurait déjà par le passé atteint ou dépassé la surface du sol) est supposé comme à risque potentiel d'inondation par remontée de nappe.

Les cartes alors obtenues sont à considérer avec précautions, puisqu'elles intègrent une carte d'épaisseur de la ZNS présentant d'ores et déjà des incertitudes, et un battement positif similaire sur toute la superficie des entités alors que celui-ci peut sensiblement varier d'un secteur à l'autre. La même notation que celle considérée lors de l'étude à l'échelle du bassin RMC a été conservée. Ainsi, le code 1 (Peu favorable) a été attribué aux surfaces cartographiées en risque de débordement de nappe.

Les zones protégées

Le territoire français est couvert par une grande variété de zonages visant à protéger des paysages et/ou des écosystèmes par l'intermédiaire d'une réglementation environnementale ou paysagère, à l'échelle nationale ou régionale. Ces zones bénéficient d'une protection plus ou

moins forte vis-à-vis des activités anthropiques. Les données utilisées sont celles de l'Inventaire National du Patrimoine Naturelle et des sites de la DREAL (2016) (RP-67534-FR, Caballero et al., 2018). Les zones protégées avaient été regroupées selon un niveau de protection, d'exigence variable suivant le type de zone considérée, en se basant sur les descriptions des zones protégées qui sont proposées sur les sites de la DREAL (Illustration 24). Les notes des zones protégées pour des objectifs de protection de faune, des zones humides (RAMSAR), et des ZNIEFF de type 1 ont été améliorées. Le tableau ci-dessous liste quelques types de zones protégées présentes sur le territoire du Bassin RMC.

Type de zone protégée	Code
Conservatoires d'espaces naturels (CEN)	2
Réserves de Biosphère (cœur)	2
littoral	2
Réserves naturelles nationales	2
Paysage – Sites inscrits	2
Zones humides RAMSAR	1
ZNIEFF type 1	1
ZNIEFF type 2	1
ZICO	1
Natura 2000 ZSC-pSIC -SIC	1
Natura 2000 ZPS	1
Réserves de Biosphère (reste)	1

Illustration 24: Classement du niveau de protection adopté pour les zones protégées

Note attribuée / Type de critère	Défavorable	Peu favorable		Relativement favorable	Favorable
	0	1	2	3	4
Zones protégées	-	-	2	1	0

Illustration 25: Mise en relation du regroupement des codes des zones protégées avec la notation de favorabilité à la recharge artificielle indirecte

6.2.3. Méthodologie

Les critères sont combinés pour obtenir une carte de faisabilité de la RA indirecte sur le secteur du point de vue des critères de contrainte. Ils sont combinés par calcul de la moyenne arithmétique sans pondération, suivant l'équation suivante. L'équation utilisée pour le calcul de la note contrainte dans le cadre de cette étude est la suivante :

$$\text{Contraintes} = (1 \times \text{Occup. Sol (CLC et BDCarto)} + 1 \times \text{Rem. Nappe} + 1 \times \text{Zones Prot.}) / 3$$

Cette carte permet également la création de masques de zones défavorables (dont la note finale est 0) de manière à retirer ces secteurs (il s'agit dans la majeure partie des cas de zones urbanisées ou en eau) de l'analyse des coûts (puisque un bassin d'infiltration ne sera pas installé en cœur de ville ou de village, encore moins à l'emplacement d'un plan d'eau).

Les critères utilisés et la formule de pondération sont résumés ci-dessous (Illustration 26).

Critères de Contraintes	
Occupation du sol (CLC)	Vont être favorisées les zones forestières, pelouses, prairies, par rapport aux terrains agricoles mais surtout les zones urbanisées, humides ou en eau.
Réseau hydrographique, glaciers, marais (BDCarto)	Ces secteurs ne sont pas favorables à la recharge artificielle.
Débordement de nappe	Utilisation d'une carte réalisée à partir de la carte d'épaisseur de la ZNS et du battement positif moyen des nappes concernées. Les zones en risque de débordement de nappe ne sont pas favorables à la recharge artificielle.
Zones protégées	Amélioration des notes en faisant le postulat que l'installation de dispositifs de recharge artificielle indirecte peut être profitable à certains milieux, à certaines espèces. Terrains sans zones protégées plus favorables à la recharge artificielle, mais recharge artificielle possible dans des zones protégées pour des objectifs de protection de faune, des zones humides, etc...
Pondération des Critères contraintes	$(1 \times \text{Occup. Sol (CLC et BDCarto)} + 1 \times \text{Rem. Nappe} + 1 \times \text{Zones Prot.}) / 3$

Illustration 26: Tableau récapitulatif des données de contrainte (liées à l'occupation du sol) utilisées à l'échelle d'un territoire

6.2.4. Exemple d'application

L'analyse spatiale multicritères décrite ci-dessus a été appliquée à l'exemple des Nappes de la Vistrenque et des Costières (Illustration 27). Les zones peu favorables (orange) sont essentiellement dues au risque potentiel de débordement de nappe, plus important en bordure nord est ouest. Les secteurs défavorables témoignent principalement d'une occupation du sol ne se prêtant pas à l'installation d'un bassin d'infiltration (terrains artificialisés: zones urbaines, aéroport de Nîmes, etc...). A l'échelle de la zone étudiée, la carte des contraintes fait ressortir de grandes surfaces relativement favorables à la recharge artificielle indirecte, du fait de la présence de terrains agricoles de type vignobles, vergers, etc... (peu de prairies et de forêts). Plusieurs zones protégées existent sur le secteur (au Sud: Camargue; le long du Vistre, au Nord de la Vistrenque et des Costières) mais ont peu d'influence sur le classement.

Nappes de la Vistrenque et des Costières – Carte des critères de contraintes

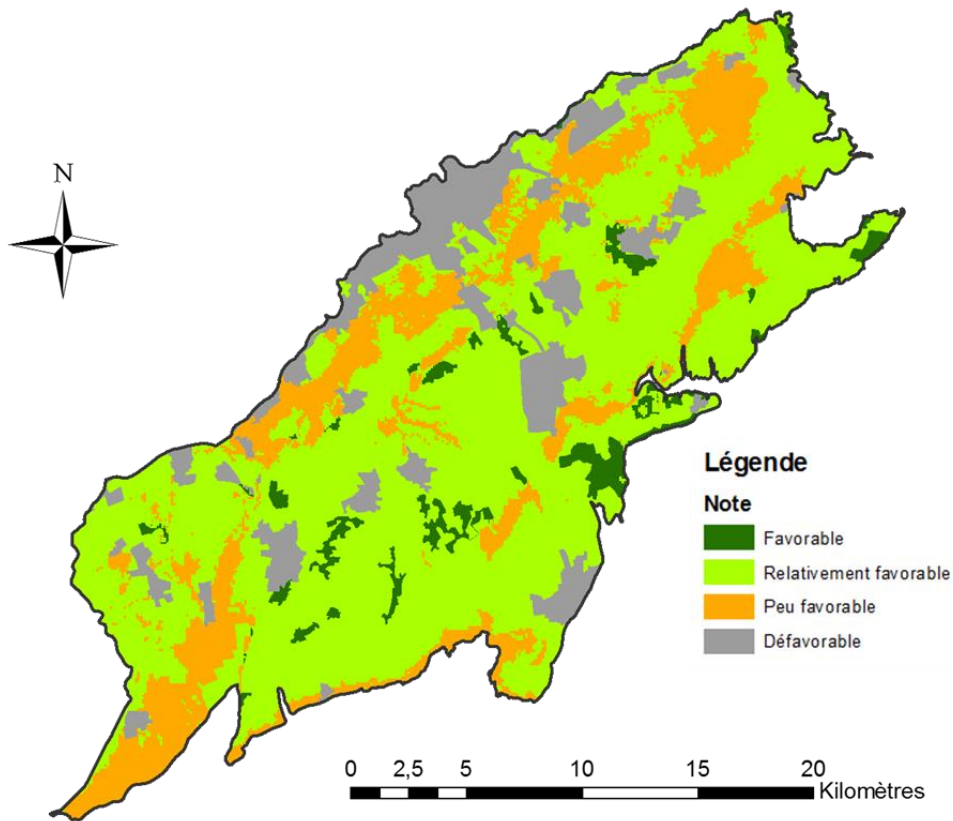


Illustration 27 : Carte de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères de contrainte

7. Question 5 : existe-t-il une capacité de conception, de construction et d'exploitation d'un tel projet ?

La question 5 traite de la mise en œuvre d'un tel projet, de sa conception à sa réalisation et exploitation. Les aspects du dimensionnement et du coût d'un dispositif de recharge artificielle sont à considérer. Le développement et la mise en exploitation d'un projet de recharge artificielle pose plusieurs autres questions de gestion : quelle réglementation, quelle maîtrise d'ouvrage, quelle capacité de conception, de construction et d'exploitation d'un tel projet, comment le financer ?

7.1. ASPECTS REGLEMENTAIRES ET INSTITUTIONNELS

7.1.1. Quelle réglementation s'applique à la recharge artificielle en France ?

En France, il n'existe pas de réglementation spécifique à la recharge artificielle. C'est d'abord les dispositions générales du code de l'environnement qui s'appliquent (études d'impact). Elles sont complétées par les dispositions de la loi sur l'eau.

Etudes d'impact (code de l'environnement)

Les projets de recharge artificielle sont soumis à **autorisation préfectorale** en application des articles L. 214-1 à L. 214-3 du code de l'environnement, au titre de l'article R. 214-1 (rubrique 2.3.2.0) et à une **étude d'impact** conformément à l'annexe à l'article R.122-2 du code de l'environnement. Le contenu général d'un dossier d'autorisation est précisé par l'article R. 214-6 du code de l'environnement.

Suite à l'entrée en vigueur du décret n° 2016-1110 du 11 août 2016 relatif à la modification des règles applicables à l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes, les projets visés par la nomenclature des études d'impact et soumis à autorisation de la « loi sur l'eau », le CGDD a explicité la lecture de la nouvelle nomenclature annexée à l'article R.122-2 du code de l'environnement (CGDD, 2017). Cette lecture privilégie des études d'impact au cas par cas et définit des **seuils** pour lesquels les projets de la rubrique « eau » sont soumis aux études d'impacts de façon systématique, selon le type de projets.

Dans le cas de la sous-rubrique sur les dispositifs de captage et de recharge artificielle (telles que définies à l'article 2.2 de la directive 2000/60/CE), ces seuils s'appuient sur les rubriques 1.1.2.0, 1.3.1.0 et 3.3.2.0 de la nomenclature de la loi sur l'eau définie à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. La lecture du CGDD de l'annexe de l'article R.122-2 du code de l'environnement est la suivante :

- *Projets soumis à une évaluation environnementale (étude d'impact systématique) :*

Les projets concernés sont les dispositifs de captage ou de recharge artificielle des eaux souterraines lorsque le volume annuel d'eaux à capter ou à recharger est **supérieur ou égal 10 Mm³/an**.

- *Projets soumis à examen au cas par cas :*

- a) Dispositifs de recharge artificielle des eaux souterraines (non mentionnés dans la colonne précédente) ;

- b) Dispositifs de captage des eaux souterraines, lorsque le volume annuel prélevé est inférieur à 10 Mm³/an et supérieur ou égal à 200 000 m³, excepté en zone où des mesures permanentes de répartition quantitative instituées ont prévu l'abaissement des seuils (zone ZRE) ;
- c) Dispositifs de captage des eaux souterraines en nappe d'accompagnement :
 - d'une capacité totale maximale supérieure ou égale à 1 000 m³/h ou à 5 % du débit du cours d'eau ou, à défaut, du débit global d'alimentation du canal ou du plan d'eau ;
 - lorsque le débit du cours d'eau en période d'étiage résulte, pour plus de moitié, d'une réalimentation artificielle. Toutefois, en ce qui concerne la Seine, la Loire, la Marne et l'Yonne, le seuil à utiliser est une capacité de prélèvement supérieure à 80 m³/heure.
- d) Dispositifs de captage des eaux souterraines en zone où des mesures permanentes de répartition quantitative instituées ont prévu l'abaissement des seuils, lorsque la capacité totale est supérieure ou égale à 8 m³/h.

Dispositions réglementaires complémentaires (loi sur l'eau)

Le décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements, applicable pour toute demande d'autorisation, précise que les études d'impact doivent également appréhender le volet qualité des eaux en se référant aux textes en vigueur (loi sur l'eau). Il précise notamment que « *les dispositions prévues à l'article R. 212-9-1 du code de l'environnement ne sont pas applicables [à] l'introduction de substances dangereuses ou de polluants non dangereux qui sont le résultat d'une recharge ou d'une augmentation artificielle de masses d'eau souterraine* ».

Les projets de recharge artificielle doivent également être compatibles avec les dispositions de la loi sur l'eau relatives à la préservation de la ressource et à la prévention ou limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines :

- L'eau utilisée pour la recharge 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. Les contrôles sont périodiquement revus et, le cas échéant, mis à jour.
- Le rejet ponctuel dans une nappe (par infiltration ou par injection) d'eau industrielle issue d'une ICPE (Installation Classée pour la Protection de l'Environnement) qui relève du régime d'autorisation, sera admis ou refusé par arrêté préfectoral. Par contre, le rejet est interdit si l'ICPE relève du régime déclaratif (article 5.6 de l'arrêté ministériel de prescriptions du 9/08/2007).

Plus généralement, les masses d'eau souterraine rechargées ou augmentées doivent rester conformes aux réglementations relatives à la qualité des eaux souterraines issues des directives européennes 2000/60/CE (DCE) et 2006/118/CE, qui visent à protéger les eaux souterraines de tout type de pollution ou de détérioration. En droit français, cette dernière directive est transposée par : (i) l'arrêté du 2 juillet 2012 portant modification 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 et (ii) l'arrêté du 23 juillet 2012 portant modification de l'arrêté du 17 juillet 2009, relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

Par ailleurs, les eaux souterraines issues des opérations de recharge artificielle doivent respecter les textes réglementaires relatifs aux exigences de qualité pour certains types d'usages, actuellement en vigueur en France :

- Eaux souterraines destinées à la **consommation humaine** : application de l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.¹⁷ Ce dernier inclut également les dispositions pour l'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine.
- Eaux souterraines destinées à **l'irrigation** : de façon générale, la réglementation française n'impose pas de qualité d'eau spécifique à l'usage « irrigation ». Des exceptions existent cependant, par exemple pour l'irrigation de cultures maraîchères immergées. L'irrigation des cultures maraîchères immergées peut-être réglementée dans le cadre du Règlement Sanitaire Départemental (RSD). Dans certains départements, le RSD stipule que cette dernière ne peut être réalisée que si cela remplit des conditions de salubrité clairement établies sur la base des analyses de l'eau¹⁸. La réutilisation d'eaux usées traitées en irrigation est autorisée depuis 2010 en France. Les prescriptions sanitaires sont fixées par l'arrêté du 25 juin 2014 modifiant et complétant 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.¹⁹
- Eaux souterraines destinées à « **l'environnement** » (ex. barrière hydraulique de protection contre l'intrusion saline ou un panache de pollution accidentelle) : auxquelles s'appliquent notamment les arrêtés du 2 juillet 2012 et du 23 juillet 2012 cités précédemment (i et ii).

Enfin, il convient de noter à ce titre la position de l'ANSES (2016) dans le cadre de son auto-saisine en 2012 sur la question des risques sanitaires liés à la recharge artificielle des nappes souterraines. Ainsi l'ANSES recommande notamment que la « *recharge artificielle n'altère pas la qualité de l'eau de la nappe souterraine rechargée ni impose des traitements supplémentaires par rapport à une eau non rechargée destinée à la même utilisation et que l'eau de recharge soit de qualité équivalente ou supérieure à l'eau souterraine* ». Cette position n'a, pour l'instant, pas de caractère réglementaire, mais elle peut représenter une contrainte importante pour la mise en œuvre d'un dispositif de recharge artificielle en particulier pour un usage AEP (ANSES, 2016).

En conclusion du volet juridique, il est rappelé que la constitution du dossier d'autorisation du projet de recharge peut représenter une part non négligeable des études de faisabilité préalables, lorsque l'on cherche à mettre en œuvre un projet de recharge artificielle. C'est particulièrement le cas pour les gros projets de recharge artificielle (> 10 Mm³/an), qui sont soumis à une évaluation environnementale au titre l'article R.122-2 du code de l'environnement.

7.1.2. Quel cadre institutionnel pour la recharge artificielle ?

Le cadre institutionnel d'un projet de recharge artificielle est déterminé par le contexte local ou régional de la gestion de l'eau. Il est ainsi rattaché aux instruments de planification et gestion de l'eau existants (SDAGE, SAGE, contrat de nappe, ...) sur le territoire considéré.

Comme nous l'avons vu en introduction, le Programme de Mesures du SDAGE RMC 2016-2021 recommande d'étudier la mise en place de dispositifs de réalimentation artificielle des eaux

¹⁷ Elles ont été établies en application de la réglementation européenne directive 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

¹⁸ Exemple du RSD de la Loire : http://www.loire.gouv.fr/IMG/pdf/RSD_LOIRE_070331.pdf

¹⁹ L'arrêté du 2 août 2010 modifié repose sur les travaux de l'Afssa (2008) et de l'Anses (2012) qui traitent des aspects sanitaires de la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation. La RA de nappe par des eaux usées traitées n'était pas encore abordée. Elle a fait l'objet de recommandations par l'Anses (2016).

souterraines lorsque cela est opportun. Il est également spécifié dans le SDAGE que la mise en œuvre de cette mesure implique l'ensemble des services de l'État et de ses établissements publics, notamment l'Agence de l'Eau et l'Agence Française pour la Biodiversité, ainsi que des acteurs concernés par la gestion et l'utilisation de l'eau dans leur politique sectorielle : les collectivités territoriales, les structures de gestion porteuses de démarches locales (SAGE, contrats de milieux) et les acteurs privés du bassin RMC.

Dans ce cadre, un projet de recharge artificielle impliquera plusieurs acteurs, dont le nombre dépend de sa finalité (objectif d'usage de l'eau). Les principaux acteurs peuvent ainsi être :

- **Le maître d'ouvrage** : c'est l'initiateur du projet, puis le propriétaire/gestionnaire du dispositif de recharge artificielle. Il peut s'agir d'une personne publique (collectivités locales, syndicat mixte, conseils général/régional, ...) ou privée (producteur d'eau, exploitant, compagnie d'aménagement, industriels, ASA, syndicats d'irrigants, agriculteurs, ...). Il est le premier responsable du bon fonctionnement du dispositif de recharge artificielle ;
 - **Le maître d'œuvre** : par sa compétence technique sur les eaux souterraines, il assiste le maître d'ouvrage lors de la conception et la réalisation du projet de recharge artificielle. En général, les travaux sont réalisés par des entreprises spécialisées (exemple : entreprise de forage ou de génie civil et d'équipements) ;
 - **L'exploitant** : si différent du maître d'ouvrage, il est chargé par ce dernier de faire fonctionner, d'entretenir et surveiller le dispositif de recharge artificielle ;
 - **Le préfet (Etat)** : il délivre les arrêtés d'autorisation pour les projets de recharge artificielle ou les interdit sur proposition de l'ARS. Ceci peut par exemple arriver en cas de dépassement de normes de qualité des eaux pour des usages destinés à la consommation humaine ;
 - **ARS (Agence déconcentrée de l'état)** : en charge de l'application de la réglementation en matière de santé. Elle coordonne le contrôle et la surveillance de la qualité de l'eau issue des dispositifs de recharge ;
 - **Agence de l'eau** : définit la politique globale à l'échelle du district et peut apporter des aides financières au maître d'ouvrage pour la réalisation du projet de recharge artificielle.
- Le système de redevances (paiement ou exonération) varie d'un bassin à l'autre.** Dans le cas du bassin Rhône Méditerranée Corse, de manière générale, pour les dispositifs mis en place afin de réduire l'impact des prélèvements en période de déficit sur les milieux, les eaux prélevées dans le but de recharger la nappe doivent être exemptées de redevance.

A ces parties prenantes peuvent s'ajouter les associations d'usagers de l'eau souterraine concernée par la recharge (ex. Association des irrigants) et/ou de structures associatives environnementales.

Il est important de retenir que l'aspect institutionnel et le degré d'implication des parties prenantes d'un projet de recharge est souvent déterminant pour la mise en place effective du projet, et ne peut pas être négligé.

7.1.3. Acceptabilité sociale des projets de recharge artificielle

Outre le volet réglementaire et le pilotage institutionnel d'un projet de recharge artificielle, l'acceptabilité sociale du projet peut être également un volet primordial dans la réussite du projet. Dans certains cas, une opposition des usagers de la nappe ou de structures associatives environnementales peut se mettre en place contre le projet aux motifs qu'il risque d'impacter l'environnement et les hydro-systèmes naturels, et de mettre en péril la qualité des eaux de la nappe visée par la recharge. Ce volet, loin des moindres, est à considérer avec la plus grande prudence et il convient d'assurer une parfaite transparence et communication le plus en amont

possible dans la réalisation du projet. Il est à noter que cette acceptabilité sociale peut être plus aisée à obtenir pour un dispositif de recharge artificielle que pour un dispositif de stockage d'eau en surface.

L'acceptabilité sociale est définie de manière générique comme le **degré d'acceptation** par les parties prenantes et/ou du public, au sens large, des changements provoqués par un nouveau projet et/ou une nouvelle technologie (notion de résistance au changement). Elle est clairement distinguée de l'acceptabilité pratique (utilité et utilisabilité du projet) et peut concerner à la fois les parties prenantes du projet de RA (cf. section 2.2.2) et les acteurs non directement impactés par le projet (non usagers de la nappe). Le volet social est souvent en lien avec des considérations d'ordre institutionnelles ou politiques. Ainsi, derrière l'acceptabilité sociale peut se cacher des préoccupations diverses d'ordre politique, institutionnel ou même technique liées à l'usage de l'eau issue du projet de RA (Bouzit et al., 2014).

Pour lever ce verrou, le développement du projet doit inclure un volet d'étude « social » qui doit être menée le plus en amont possible des études de faisabilité technique et économique. Elle peut se décliner, par exemple, sous forme de consultation des parties prenantes, c.à.d. les représentants des acteurs concernés par le projet de RA (service de l'état, autorité locale, décideurs clés, usagers potentiels, associations, ...).

Cette consultation sociale peut avoir plusieurs objectifs : (i) Informer les parties prenantes sur les enjeux et contraintes relatives à la surexploitation et/ou dégradation de la qualité des eaux de la nappe à court terme et à plus long terme, des solutions envisagées et de leurs impacts éventuels en terme de disponibilités de la ressource et des modifications des coûts ; (ii) Impliquer les parties prenantes dans le projet de RA et identifier les spécificités éventuelles des controverses autour du projet ; (iii) Evaluer la disposition des usagers à participer aux coûts inhérents au projet ; (v) Connaître les principales contraintes à l'adoption du projet en fonction des usagers et de la nature des usages.

En pratique, la consultation pourrait être réalisée sous forme de questionnaire et/ou de groupes de discussions (ex. : enquêtes d'utilité publique) avec des personnes représentatives des différentes catégories d'acteurs du territoire de l'étude. Des experts scientifiques peuvent également être invités pour approfondir le sujet et apporter des éléments d'information complémentaires.

7.1.4. Maîtrise d'ouvrage

Dans le cas le plus simple, lorsque le projet vise principalement à augmenter la ressource pour un usage particulier ou réduire les coûts de traitement des eaux, on peut raisonnablement imaginer que ce soit l'exploitant de la ressource qui prenne la maîtrise d'ouvrage et assume les coûts, dans la mesure où la solution de recharge est moins coûteuse que des alternatives (ressource de substitution). Il est également possible d'imaginer qu'un regroupement d'usagers, par exemple d'agriculteurs au sein d'un OUGC²⁰, puisse assurer le portage et le financement (avec éventuellement des aides publiques) de projets de recharge à partir du moment où ils en sont les principaux bénéficiaires.

Dans les situations où les bénéficiaires des solutions de recharge sont multiples et que le coût de l'opération de recharge artificielle s'avèrerait supérieur aux solutions alternatives pour l'exploitant principal de la ressource, celui-ci ne souhaitera pas en assumer seul le coût. On

²⁰ OUGC : Organisme Unique de Gestion collective : organisme en charge de la répartition des volumes d'eau à usage agricole sur un périmètre déterminé

pourrait ainsi imaginer la mise en place d'ouvrages de réalimentation avec un coût partagé entre les différents bénéficiaires et notamment les collectivités en raison des bénéfices générés indirectement pour leur territoire : maintien d'un niveau élevé de la nappe bénéficiant aux zones humides et aux cours d'eau, voire à un grand nombre de petits usagers domestiques ou agricoles (éleveurs). L'existence de ces bénéfices multiples peut alors justifier qu'un acteur en charge de la gestion des ressources à l'échelle d'un bassin (EPTB²¹, EPAGE²², syndicat mixte) prenne la maîtrise d'ouvrage de l'opération de recharge et qu'il finance le projet par le biais d'une redevance pour service rendu. Ceci suppose une grande transparence sur la nature des services rendus par le projet, sur ses bénéficiaires et sur la clef de répartition des coûts. Cela suppose de bien mettre en évidence la valeur économique de l'eau et de démontrer que l'option recharge présente un coût inférieur aux alternatives qui permettraient de produire les mêmes services pour tous les usagers.

7.2. DIMENSIONNEMENT D'UN DISPOSITIF DE RECHARGE ARTIFICIELLE INDIRECTE

7.2.1. Introduction

La cartographie réalisée sur la base des critères physiques et de contraintes (chapitres précédents) permet une hiérarchisation des secteurs les plus favorables au sein d'un secteur d'étude donné. Il convient par ailleurs de dimensionner le dispositif en fonction de l'objectif annuel de recharge, des caractéristiques de la ressource en eau de surface utilisée et des propriétés physiques du territoire. Ce dimensionnement concerne plusieurs étapes d'un processus de recharge artificielle pris dans son ensemble (Illustration 28) : de la prise d'eau au bassin d'infiltration en passant par la canalisation de transfert et l'éventuel prétraitement. Ce dernier est évité autant que faire se peut, notamment en mettant en place au droit de la prise d'eau une station d'alerte permettant l'arrêt et la mise en marche des prélèvements pour respecter des critères de qualité préalablement établis.

L'objectif de ce chapitre est de proposer une solution technique de référence afin d'alimenter l'analyse économique conduite dans le chapitre suivant. Les paramètres principaux de dimensionnement du dispositif de recharge sont décrits ci-dessous (Illustration 28) :

- Le volume objectif de recharge (décrit en § 3.2), incluant la notion de dôme piézométrique induit par l'infiltration d'eau ;
- La superficie du bassin d'infiltration, établie à partir de :
 - o La vitesse d'infiltration, qui est fonction des caractéristiques du sous-sol (§ 5.1.1) ;
 - o Le nombre de jours de recharge par an (§ 4.4) ;
 - o Les pertes par évapotranspiration (au droit du bassin).
- Le débit de transfert et en conséquence la taille de la canalisation.

²¹ EPTB : Etablissement Public Territorial de Bassin : établissement public de coopération des collectivités territoriales qui intervient pour l'aménagement et la gestion des fleuves et des grandes rivières dans le cadre géographique d'un bassin ou d'un sous-bassin hydrographique

²² EPAGE : Etablissement Public d'Aménagement et de Gestion des Eaux

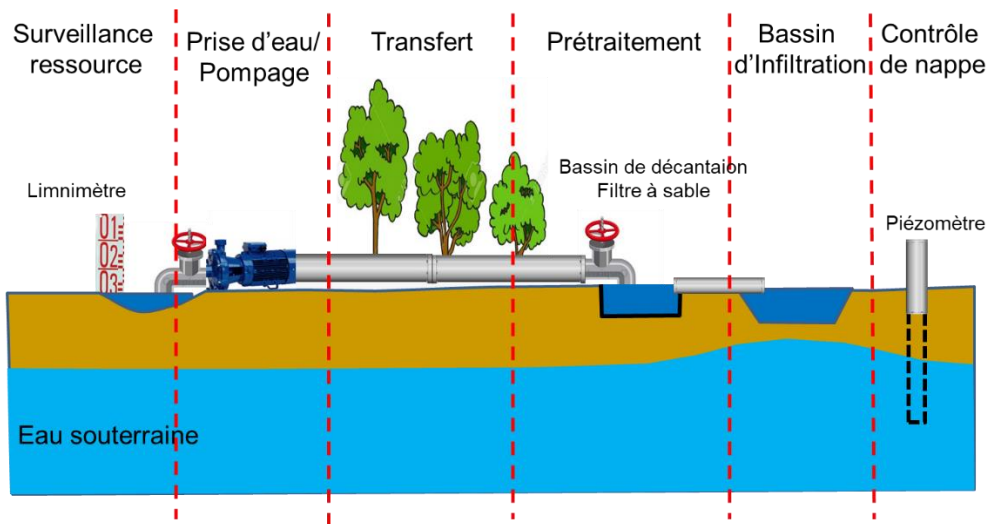


Illustration 28: Schéma simplifié d'un dispositif type de recharge artificielle par bassin d'infiltration.

7.2.2. Dimensionnement du bassin d'infiltration

Vitesse d'infiltration

Cette caractéristique du sol et du sous-sol est essentielle pour le dimensionnement d'un bassin d'infiltration. En effet, la surface nécessaire pour infiltrer le volume objectif annuel est inversement proportionnelle à la vitesse d'infiltration. Malheureusement, cette donnée n'est pas disponible de façon distribuée sur le territoire français. De manière à être en mesure d'approcher au mieux cette caractéristique du sous-sol (Illustration 29), il a été choisi d'utiliser la relation empirique obtenue par Bourguet (1971) entre la vitesse d'infiltration i et la perméabilité horizontale de l'aquifère (disponible sur certaines entités hydrogéologiques grâce à l'existence de modèles numériques hydrodynamiques) selon la relation suivante citée par Detay (1997):

$$\text{Log } i = 0,746 \text{ Log } Kh - 1,25$$

Avec i la vitesse apparente moyenne d'infiltration (10^{-5} m/s) et Kh la perméabilité horizontale de l'aquifère (10^{-5} m/s).

Sur l'illustration 29, les droites supérieure et inférieure (écart-types) permettent d'encadrer 68 % de la population des sites considérés dans l'étude de Bourguet (1971).

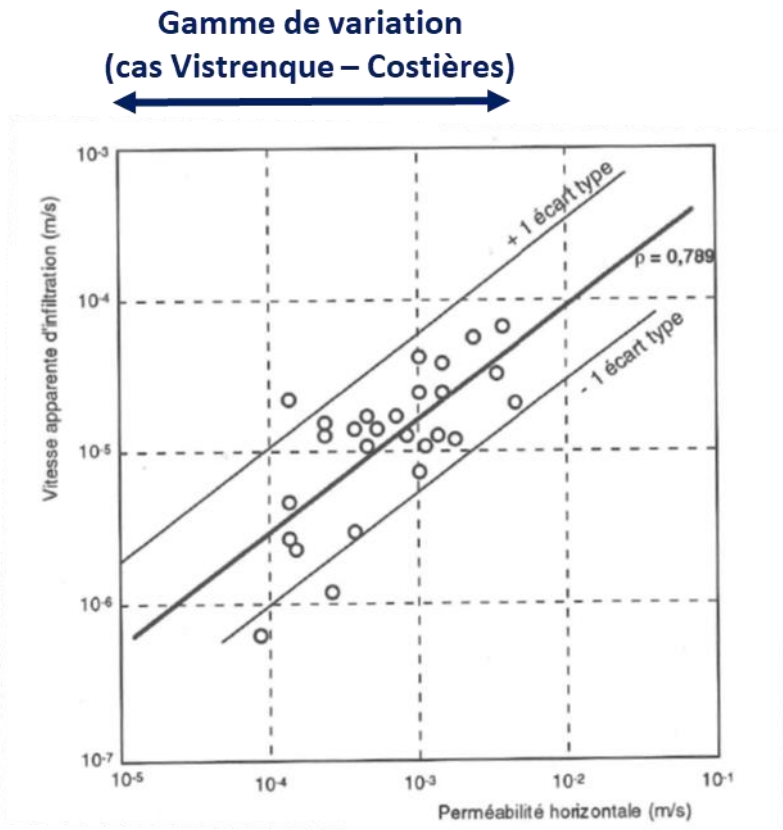


Illustration 29: Relation empirique observée entre vitesse apparente d’infiltration et la perméabilité horizontale, tiré de Detay (1997) d’après Bourguet (1971).

Les valeurs obtenues pour notre exemple d’application en utilisant les perméabilités tirées de des modèles existants sont résumées en Illustration 30. Dans tous les cas, une étude de faisabilité intégrant des essais d’infiltration est nécessaire pour préciser ces ordres de grandeur.

Sites d’étude	i_{min} (m/j)	i_{moy} (m/j)	i_{max} (m/j)
Vistrenque-Costières	0,053	1,22	5,74

Illustration 30: Vitesses d’infiltration apparentes obtenues au moyen de la relation empirique de Bourguet (1971) pour le cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières

Superficie du bassin d’infiltration

La superficie totale des bassins d’infiltration (S_b) est estimée en fonction du volume objectif de recharge (Q tel que défini précédemment) de la vitesse d’infiltration dans l’aquifère et du nombre N de jours de remplissage du bassin :

$$S_b (m^2) = Q (m^3/an) / [i (m/j) * N (j/an)]$$

La capacité d’infiltration d’un bassin est le volume d’eau qui s’infiltré dans le sol par unité de surface et de temps ($m^3/j/m^2$), assimilable à une vitesse d’un point de vue dimensionnel : la vitesse apparente d’infiltration exprimée en mètres par jour.

Considérant les différents paramètres ainsi estimés (moyennes), les superficies des bassins sont calculées sur les zones d'implantation envisagées :

Sites/ nappe visées par la RA	Q (Mm ³ /an)	i_{moy} (m/j)	N (j/an)	Sb (m ²)
Vistrenque et Costières	1	1,22	243	3 373

Illustration 31: Estimation de la superficie moyenne de bassins d'infiltration avec i_{moyen} calculé à partir des cartes d'infiltration issues des cartes de perméabilité pour chaque site

Afin de prendre en considération les abords des bassins (périmètre de protection), leur superficie est majorée de 10% (taux défini arbitrairement) :

$$S_{bm} = 1,1 S_b$$

7.2.3. Dimensionnement du transfert de l'eau

Le dimensionnement de l'infrastructure de transfert et de prélèvements d'eau de recharge sera notamment fonction de la localisation des bassins d'infiltration et du débit de recharge. Les paramètres intervenant dans son dimensionnement sont explicités ci-dessous.

Distance entre point de pompage et bassin d'infiltration (D)

Ce paramètre peut être défini suivant les réseaux routiers. Par simplification dans notre exemple, il est défini comme la distance linéaire entre (Illustration 32) :

- Le point le plus proche de la ressource en eau de surface sélectionnée appartenant à un tronçon sur lequel la masse d'eau est considérée en bon état (point de pompage) ;
- Le centre de chaque maille constituant l'entité hydrogéologique visée (zone où pourrait être installé un bassin d'infiltration).

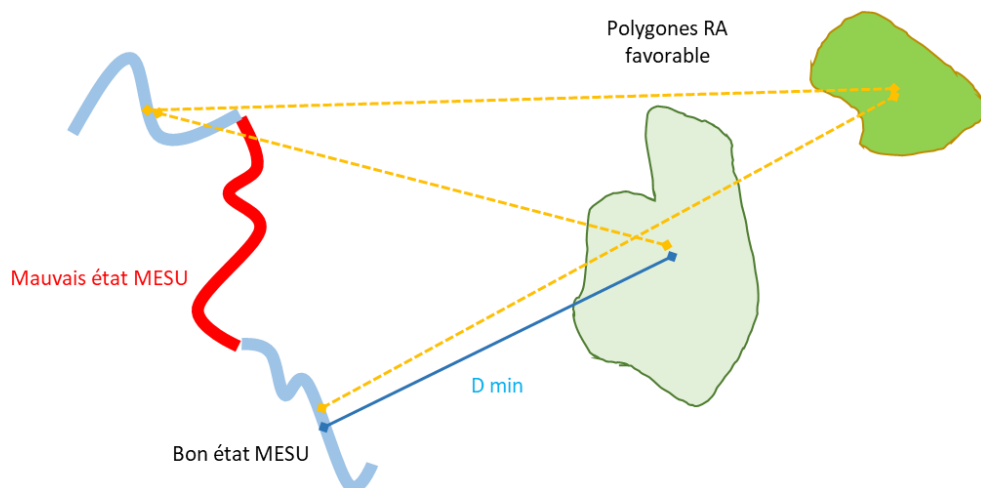


Illustration 32: Calcul de la distance D. MESU : masse d'eau de surface (polygones verts : bassins d'infiltration potentiels)

Le paramètre D est ainsi estimé sous SIG pour chaque maille des zones favorables de la cartographie. Pour le cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières, les distances min, moy et max sont présentées dans le tableau suivant :

Sites/ nappe visées par la RA	Rivières	D_{min} (m)	D_{moy} (m)	D_{max} (m)
Vistrenque et Costières	Vidourle	2	18157	38549
	Canal P. Lamour BRL	1	7118	22051
	Canal des Costières BRL	1	8641	28124
	Canal de Campagne BRL	4	7863	24420
	Réseau d'eau brute gardois (> 400mm) BRL	0	843	4486

Illustration 33: Estimation des distances maximale (en m) entre le linéaire des eaux de surface et les zones potentielles de recharge artificielle pour le cas des Nappes de la Vistrenque et des Costières. A noter que les D_{moy} et D_{max} n'ont pas été, à ce stade, limités par une distance maximale : c'est l'analyse de coûts à venir qui exclura les distances économiquement non pertinentes.

De manière générale et pour des raisons économiques, on ne prend en considération que des situations où le linéaire de conduite ne dépassera pas 5 km (seuil approximatif)²³. Néanmoins, dans l'analyse menée, aucune distance minimale n'a été prédéfinie : c'est pour cette raison que des valeurs D_{moy} et D_{max} apparaissent très élevées dans le tableau de l'illustration 33. C'est l'analyse de coûts du chapitre suivant qui exclura de fait les solutions comportant des distances trop élevées entre le point de prélèvement et le point de recharge.

Hauteur manométrique (HMT)

Le transfert d'eau de la source potentielle jusqu'au bassin d'infiltration peut être réalisé par adduction gravitaire (sans pompes de relevage) ou sous pression (avec pompage). Une hauteur de relevage (H) est calculée par le différentiel de l'élévation (ou altitude) entre le point de pompage de la source d'eau et le bassin d'infiltration (Illustration 34) :

$$H (m) = Z_{rivière} - Z_{bassin}$$

Les élévations sont estimées directement sous SIG pour :

- $Z_{rivière}$: MNT centre de la maille (50 x 50 m) ;
- Z_{bassin} : MNT point de rivière (un point tous les 100 m du tronçon de rivière).

Sites	Rivières	H min	H moy	H max
Vistrenque et Costières	Vidourle	-143	-37	18
	Canal P. Lamour BRL	-123	-32	30
	Canal des Costières BRL	-76	24	93
	Canal de Campagne BRL	-70	30	95
	Réseau d'eau brute gardois (>400mm) BRL	-68	-1	86

Illustration 34: Estimation du paramètre H (en m)

²³ Le projet DINA-MAR (Escalante, 2010) considère une distance maximale de transfert de 5 km

Le paramètre H intervient notamment dans l'estimation des consommations énergétiques et son coût. Si H est positive, le coût énergétique sera nul (adduction gravitaire). Pour les valeurs de H négatives, une hauteur manométrique (HMT) est alors calculée.

HMT est définie comme la pression totale que doit fournir une pompe, exprimée en mètres de colonne d'eau. Elle est approximée par la somme des hauteurs suivantes :

- La hauteur de relevage H ;
- Les pertes de charges dans la canalisation (frottement ou turbulence) :
 - Pertes de charge linéaires²⁴ : proportionnelles au linéaire de canalisation et fonction des caractéristiques de la conduite (matériaux) ;
 - Pertes de charge singulières²⁵ : qui sont fonction des raccordements (coudes, tés, jonctions, etc...) présents le long de la canalisation.

Les pertes de charges diminuent avec le diamètre intérieur de la canalisation. À titre de simplification, elles sont ici supposées indépendantes du diamètre. Pour des conduites en fontes, les hypothèses suivantes sont considérées²⁶:

- Pertes de charge linéaires ≈ 10 mm/ml par mètre linéaire de canalisation (D) ;
- Pertes de charge singulières $\approx 10\%$ des pertes de charge linéaires.

Considérant ces hypothèses, le calcul simplifié de HMT est donné par :

$$HMT (m) = \max(-H (m) + 0,011 D (m) ; 0)$$

Où H et le différentiel d'élévation et D est le linéaire de canalisation.

Diamètre de canalisation d'adduction d'eau (d_i)

Le diamètre intérieur de la canalisation de transfert d'eau, est exprimé par²⁷:

$$d_i (mm) = 22,9 (Q_{bass} \text{ en } m^3/h)^{0,4}$$

Avec Q_{bass} le débit de remplissage du bassin durant N jours/an.

Fuites et pertes d'eau

Deux types de fuites ou pertes d'eau peuvent être envisagés : (i) les fuites d'eau au sein des canalisations durant le processus de transfert et (ii) les pertes par évapotranspiration au sein du bassin pendant le processus de recharge.

En première approximation, il est supposé que les pertes d'adduction sont négligeables car la canalisation est neuve. Les pertes par évapotranspiration ont été estimées pour plusieurs types de climat, de durée de recharge et de taille de bassin : dans tous les cas, elles restent inférieures

²⁴ Pertes de charge linéaire (Internet) : https://www.thermexcel.com/french/ressourc/pdc_line.htm

²⁵ Pertes de charge singulière (Internet) : https://www.thermexcel.com/french/ressourc/pdc_singu.htm

²⁶ À dire d'expert

²⁷ Diamètre du tube (Internet) : https://www.thermexcel.com/french/ressourc/etude_thermique_fluide_chauffant.htm

à 1 % du volume de recharge annuel. Au regard des incertitudes relatives aux autres paramètres du dimensionnement, elles ont été négligées dans la suite de l'analyse.

7.2.4. Synthèse des paramètres de dimensionnement (exemple)

Les tableaux ci-dessous (Illustration 35 et Illustration 36) récapitulent les critères de dimensionnement, pour un exemple référence (ne correspondant pas à un territoire test), ayant un V_r (ou Q_r) de 1 Mm³/an, sur $N = 243$ jours/an, $i = 1$ m/j, $D = 1$ km et $H = -10$ m. Avec ces caractéristiques, la superficie du bassin d'infiltration devrait être d'environ 4 100 m². En incluant les abords du bassin, l'emprise du dispositif est estimée à 4 500 m² environ.

Paramètre de dimensionnement "débit de recharge" (i.e., objectif de volume à recharger)					
Notation	Paramètres	Type données	Formulation, source de données et/ou hypothèses	Valeur	Unité
Q	Débit de recharge (Mm ³ /an, m ³ /h ou l/s)	Objectif	Évalué à partir de l'évolutions des prélèvements et/ou des usages futurs et/ou consultation des gestionnaires/experts	1.0	Mm ³ /an
				114.2	m ³ /h
				31.7	l/s
N	Nombre de jours de disponibilité de l'eau de surface	Hypothèse	Évalué en fonction de la quantité et qualité de l'eau de surface utilisée pour la recharge	243	jours/an
Q _{bas}	Débit de remplissage des bassins durant N jours/an	Calculé selon N	$Q_{bas} = Q \text{ (m}^3\text{/an)} / (N_j * 24)$	171	m ³ /h

Illustration 35: Tableau récapitulatif des critères de débits/volumes de la recharge, dans le cas de l'exemple référence

Paramètres de dimensionnement du dispositif RA					
Notation	Paramètres	Type données	Formulation, source de données et/ou hypothèses	Valeur	Unité
D	Distance entre RA (m) et ressource	Données SIG	Calculé par SIG pour chaque maille (50m*50m)	1 000	m
di	Diamètre intérieur de canalisation	Formule simplifiée	$d_i \text{ (mm)} = 22,9 * Q_{bas}^{0,4}$ (avec Q _{bas} en m ³ /h)	179	mm
H	Différentiel de l'élévation	Données SIG	$H \text{ (m)} = Z_{rivière} - Z_{bassin}$	-10	m
Perte de charges	Pertes de charges linéaires	Hypothèse fixe	$\sim 10 \text{ mm/ml de canalisation (i.e., distance "D")}$	0.01	m/ml
	Pertes de charge singulières		$\sim 10\% \text{ des pertes de charges linéaire} = 0,001$	10%	%
	Total Pertes de charge		$0,001 * (1+10\%)$	0.011	m/ml
HMT	Hauteur Manométrique (m)	Calculé	$HMT \text{ (m)} = -H \text{ (m)} + 0,011 * D \text{ (m)}$	21	m
i	Taux d'Infiltration du sol (m/j)	Données SIG	Calculé à partir de la perméabilité Kh (relation de Bourguet)	1	m/j
S _b	Superficie totale des Bassins d'infiltration	Calculé	$S_b \text{ (m}^2\text{)} = Q \text{ (m}^3\text{/an)} / [i \text{ (m/j)} * N_j \text{ (j/an)}]$ $= Q_{bas} \text{ (m}^3\text{/h)} * 24 \text{ (h/j)} / i \text{ (m/j)}$	4 115	m ²
maj_S _b	% de majoration S _b pour la superficie annexe	Hypothèse fixe	$\sim 10\% \text{ de } S_b \text{ (e.g., périmètre de protection autour du bassin)}$	10%	%
S _{bm}	Superficie du bassin majorée	Calculé	$S_{bm} = S_b * (1+maj_S_b)$	4 527	m ²

Illustration 36: Tableau récapitulatif des critères de dimensionnement du bassin d'infiltration, en considérant les débits décrits en Illustration 35, dans le cas de l'exemple référence

7.3. EVALUATION DU COUT D'UN DISPOSITIF DE RECHARGE INDIRECTE

7.3.1. Introduction

Les cartes de faisabilité de la recharge artificielle indirecte ont été définies à l'aide de plusieurs critères pondérés et agrégés en deux familles : critères physiques (épaisseur de la ZNS, pente, IDPR, perméabilité, recouvrement) et critères de contraintes (occupation du sol (CLC et BDCarto), remontée de nappe et zones protégées). Plusieurs autres critères interviennent dans la faisabilité de la recharge artificielle indirecte qui n'ont pas pu être pris en compte dans la cartographie, faute de données géo-référencées adéquates à l'échelle du bassin RMC. Il s'agit notamment de critères associés aux paramètres de dimensionnement (§ 7.2). À l'échelle d'un territoire, ces critères peuvent être agrégés dans un indicateur unique de « coût de la recharge artificielle indirecte ». L'objectif est de développer une cartographie d'iso-coût à l'échelle d'un secteur d'étude.

Cette analyse des coûts s'inscrit dans le cadre d'une étude de pré faisabilité d'un projet de recharge artificielle indirecte de type bassin d'infiltration. Les différents critères considérés dans la fonction de coût sont issus de sources diverses, de retours d'expériences et, dans certains cas, basés exclusivement sur du dire d'expert à défaut de disposer d'une information issue de la littérature. Il est donc important de prendre en considération que les coûts obtenus à l'issue de cette analyse sont des ordres de grandeur, basés sur un certain nombre d'hypothèses. La réalisation de devis détaillés au cas par cas après sélection de secteurs précis au sein de chaque territoire est nécessaire pour mieux appréhender les dépenses à prévoir pour l'ensemble des postes de coûts décrits ci-après.

L'évaluation menée se rapproche d'une Analyse Coût-Efficacité (ACE), en considérant que la totalité des volumes d'eau apportés aux bassins d'infiltration sont rechargés et stockés en nappe (pas de prise en considération des « pertes » post-infiltration potentielles, par exemple vers les cours d'eau ou d'autres aquifères). L'analyse réalisée n'intègre pas les bénéfices des projets de recharge artificielle indirecte, dans le sens où il n'a pas été possible d'estimer précisément le devenir de l'eau rechargée et les conséquences positives détaillées de cette recharge au droit de chacun des territoires test. Pour les appréhender, la réalisation de modèles hydrodynamiques précis et actualisés sur chacun des sites s'avère indispensable.

Pour la construction d'une cartographie d'iso-coûts, trois composantes de l'indicateur de « coût de la recharge artificielle indirecte » peuvent être considérées pour :

- **CI : Coûts d'Investissement** (ou CAPEX) du projet, en € ;
- **CO : Coûts Opérationnels** (ou OPEX) du projet de RA ou en coût fonctionnels, incluant exploitation, entretien et maintenance (récurrents en €/an) ;
- **CMAT : Cout Moyen Annuel Total** (€/an)

Avec :

$$CMAT = CI \frac{a(1+a)^T}{(1+a)^T - 1} + CO$$

T : Durée de vie du dispositif de recharge artificielle ;

a : Taux d'actualisation (entre 2 et 6 %) (CGSP, 2013).

Dans nos calculs (exemple référence), la durée de vie T du dispositif est estimée à 30 ans, en considérant une durée de vie moyenne des différentes composantes du dispositif (tuyau, pompe, bassin en lui-même, etc...). Il s'agit également de la durée de vie moyenne observée pour les bassins de rétention. Il s'agit sans doute d'une valeur à minima, les durées de vie de tels dispositifs pouvant être potentiellement plus longues. Le paramètre de durée peut cependant être ajusté par l'utilisateur de la fonction de coût. Les coûts d'investissement sont consentis au début, à la réalisation du dispositif de recharge artificielle (par exemple, la 1^{ère} année), alors que les coûts opérationnels sont répartis tout au long de la durée de vie du dispositif. Le taux d'actualisation a permis de ramener les coûts d'investissement à des valeurs présentes. L'interprétation de l'indicateur $CMAT^{28}$ est schématisée dans la figure ci-dessous :

Dans le projet, l'indicateur retenu est le $CMAT$. Par la suite, il est rapporté au volume annuel rechargé. Il est exprimé par :

$$CRA (\text{€}/\text{m}^3) = \frac{CMAT (\text{€}/\text{an})}{Q (\text{m}^3/\text{an})}$$

Avec CRA coût unitaire de la RA (€/m³ de volume d'eau rechargée) et Q volume annuel de recharge (m³/an).

Il convient de noter qu'un certain nombre de dispositifs d'aide financière existe pour financer un projet de dispositif de recharge artificielle.

7.3.2. Coûts d'investissement (CI)

Les coûts d'investissement d'un projet de recharge artificielle indirecte type bassin d'infiltration recouvrent sept postes de dépenses principaux :

- **Coût des études préalables (CI₁)** : Il comprend l'ensemble des études de caractérisation préliminaire du site de recharge (e.g., caractérisation géologique et hydrogéologique, étude technico-économique, étude d'impact réglementaire et préparation du dossier d'autorisation). En général dans les projets « eau », ce coût représente entre 5 et 20% du coût total d'investissement selon la taille et la complexité du projet de recharge ;
- **Coût de prise d'eau (CI₂)** : coût des travaux de génie civil de la prise d'eau dans la rivière/le canal ou le piquage en réseau d'eau, et d'équipement de pompage ;
- **Coût de transfert d'eau de recharge (CI₃)** : dans la plupart des cas, il sera nécessaire de transférer l'eau de recharge jusqu'au site de recharge. Ce poste d'investissement concerne alors la réalisation des infrastructures d'adduction d'eau comprenant la canalisation d'adduction et les équipements de pompage (dans la cas où l'adduction gravitaire n'est pas possible). Selon les distances (pouvant atteindre quelques dizaines de km) et les volumes, ce poste de coût d'investissement peut être important par rapport à l'investissement total ;
- **Coût des unités de (pré)traitement des eaux de recharge (CI₄)** : la qualité de l'eau de recharge doit être meilleure ou équivalente à celle de la nappe à recharger. A minima, des bassins intermédiaires de décantation et filtration (traitement primaire²⁹) seront nécessaires pour limiter le colmatage des ouvrages de recharge. Un traitement supplémentaire (traitement secondaire ou tertiaire) peut être nécessaire (surtout dans le cas d'une recharge

²⁸ $CMAT$: Coût moyen Annuel Total

²⁹ Le traitement primaire implique généralement une simple décantation qui permet de supprimer la majeure partie des matières en suspension. Il peut faire appel à différents procédés incluant des phases de dégrillage, dessablage, déshuilage-dégraissage, la décantation, la flottation, etc.

directe). Dans ces cas, le coût des unités de traitement de l'eau de recharge est plus important pour ce poste d'investissement ;

- **Coût foncier lié à l'acquisition des terrains (CI₅)** : il s'agit du coût d'achat du foncier pour la réalisation des bassins d'infiltration (RA indirecte) qui peut être important selon la localisation du site de recharge (milieu rural ou urbanisé). Il est fonction du nombre et de la superficie totale des bassins qui elle-même dépendra du taux d'infiltration du site d'implémentation ;
- **Coût des bassin d'infiltration (CI₆)** : en général, c'est le principal poste d'investissement³⁰. Il s'agit du coût des travaux de génie civil pour la réalisation de bassin d'infiltration (recharge indirecte) ou des forages d'injection (recharge directe), ainsi que leurs équipements, par exemple le système de pompage destiné à réguler les débits d'eau à infiltrer ou à injecter ;
- **Coût annexe (CI₇)** : ce poste de coût d'investissement comprend notamment le coût des équipements de contrôle et de surveillance de l'état quantitatif et qualitatif de la nappe (ex. réalisation des piézomètres), ainsi que le coût des travaux annexes (ex. travaux de protection et d'aménagement du site de recharge).

Le coût d'investissement total est alors :

$$CI = \sum_{i=1}^7 CI_i$$

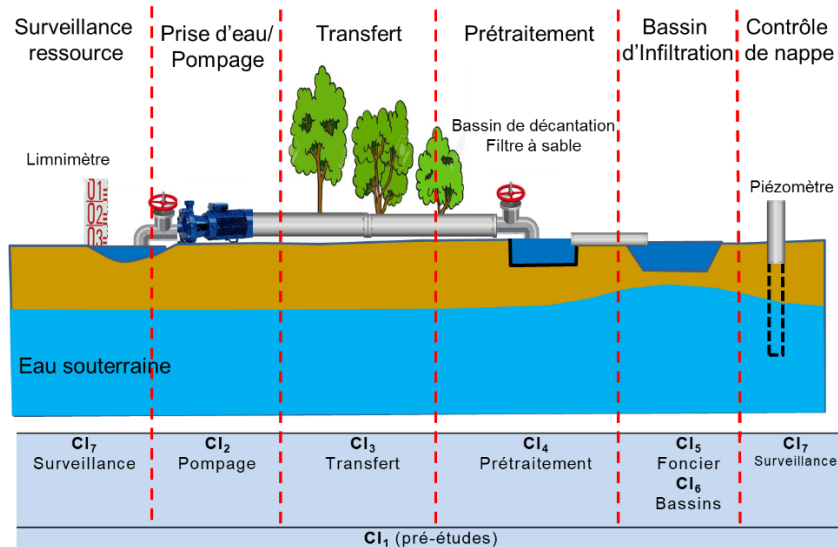


Illustration 37 : schéma des coûts d'investissement d'un dispositif de recharge indirecte

³⁰ A noter la possibilité, dans les plaines alluviales, de valoriser financièrement les granulats extraits lors de l'excavation du bassin d'infiltration

Coût d'investissement	Source/hypothèse Paramètres	Fonction de coût (€)
CI_1 : pré-études	Hypothèse : 10 % des autres coûts d'investissement	$CI_1 = 0.10 \sum_{i=2}^7 CI_i$
CI_2 : Prise d'eau (pompe...)	Observatoire des coûts de l'AERMC ³¹ Q _{bass} : débit d'infiltration majoré (l/s)	$CI_2 = 4520 Q_{bass} + 180\,800$
CI_3 : transfert (canalisations...)	Observatoire des coûts de l'AERMC ² di : diamètre intérieur de la canalisation (mm)	$CI_3 = D (0,71 di + 19,5)$
CI_4 : prétraitement (bassin de décantation...)	Hypothèse : 30% du coût total du traitement (CT _{tp} , €/m ³) Q : débit annuel de recharge (m ³ /an) T : durée de vie du dispositif (années)	$CI_4 = 0,30 CT_{tp} Q T$
CI_5 : achat du foncier	VVT : valeur vénale des terrains S _{bm} : surface majorée du bassin (m ²)	$CI_5 = VVT S_{bm}$
CI_6 : construction du bassin	Observatoire des coûts de l'AERMC ² S _b : surface du bassin (m ²)	$CI_6 = 2,28 (S_b p) + 61\,100$
CI_7 : Surveillance	Hypothèse	$CI_7 = 20\,000$

Illustration 38 : tableau des coûts d'investissement et de leur fonction de calcul

Le coût total d'investissement (€) s'écrit :

$$CI_T = \sum_{i=1}^7 CI_i$$

7.3.3. Coûts opérationnels (CO)

Les coûts de fonctionnement recouvrent les dépenses d'exploitation et de maintenance du dispositif de recharge artificielle. Ce sont des charges annuelles et récurrentes, exprimées en €/an. Ces dépenses peuvent être également regroupées en sept postes principaux (schématisés à l'illustration 39) :

- **Coût d'achat d'eau (CO₁)** : le cas échéant comprend le coût d'achat dans le cas d'un prélèvement en canal ou réseau d'eau, ainsi que les redevances prélèvements ou autres taxes ;
- **Coût d'entretien et de maintenance de la prise d'eau (CO₂)** : il comprend la maintenance du système de pompage d'eau de recharge dans la rivière ;
- **Coût énergétique (CO₃)** : il correspond aux consommations électriques des équipements et du système de pompage utilisés pour l'adduction de l'eau de recharge vers le site de

³¹ Source : https://www.eaurmc.fr/jcms/qbr_5511/fr/observatoire-des-couts

recharge (si adduction non gravitaire). Dans le cas des dispositifs de recharge directe, s'ajoute la consommation électrique des pompes d'injection qui augmente la part du coût énergétique. Il sera fonction de la profondeur du forage, du débit et du prix de l'énergie ;

- **Coût opérationnel de prétraitement (CO₄)** : ce sont les coûts opérationnels et de maintenance des infrastructures de prétraitement de l'eau de recharge (hors investissement). Ils comprennent, par exemple, le coût d'entretien et de curage des bassins de décantation, le coût des produits de chloration, etc ;
- **Coût d'entretien et de maintenance des bassins d'infiltration (CO₅)** : il comprend la maintenance du dispositif de recharge (ex. curage des bassins d'infiltration) et de ses abords ;
- **Coût de surveillance (CO₆)** : ce sont l'ensemble des coûts liés au contrôle et la surveillance périodique de la qualité de l'eau souterraine ou de l'eau de recharge (ex. coût d'analyse en laboratoire) ou encore les coûts associés au contrôle du bon fonctionnement du dispositif (essentiellement coût de main d'œuvre si un système de contrôle automatisé n'est pas mis en place) ;
- **Autres charges annuelles (CO₇)** : ce poste de coût regroupe toutes les charges financières non citées précédemment : les charges de gestion administrative et du personnels, les charges financières des emprunts d'investissement et d'assurances, etc.

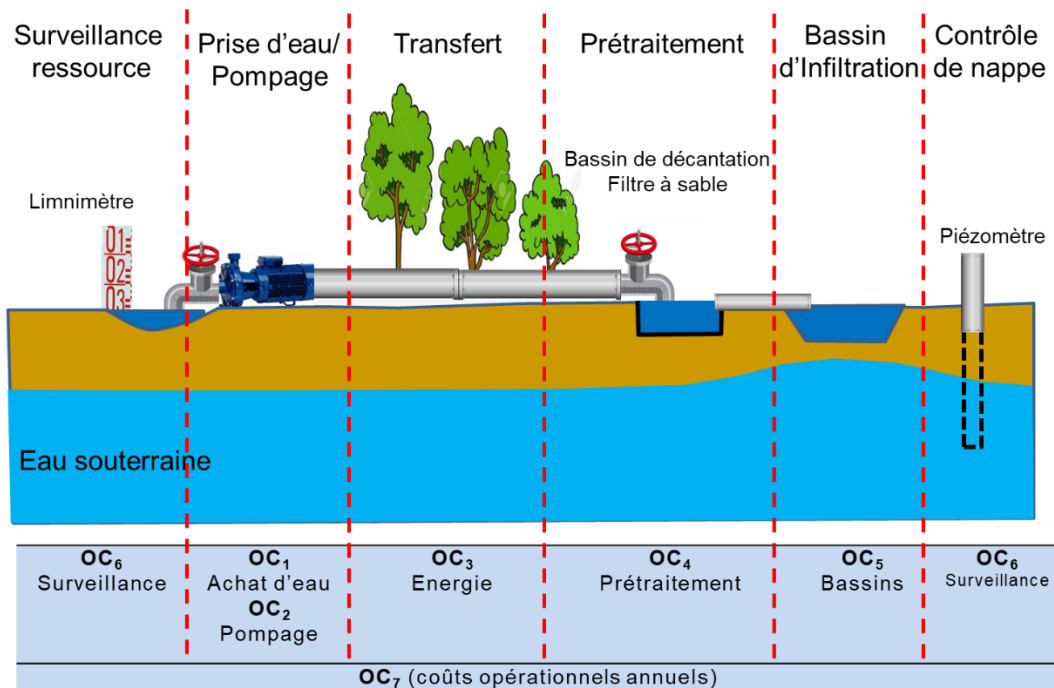


Illustration 39 : schéma des coûts opérationnels d'un dispositif de recharge indirecte

Coût opérationnel	Source/hypothèse Paramètres	Fonction de coût (€/an)
CO ₁ : achat d'eau	<i>Abon</i> : coût d'abonnement (€/m ³ /h) <i>PxEau</i> : coût de l'eau (€/m ³)	$CO_1 = (Abon Q_{bass}) + (PxEau Q)$

CO ₂ : entretien de la prise d'eau	Hypothèse : pourcentage du coût d'investissement (3 - 5 % en général)	$CO_2 = 0,03 CI_2$
CO ₃ : énergie	$PxElec$: prix de l'électricité (€/kWh) HMT : hauteur manométrique (m) η_p : rendement de la pompe (= 0,80)	$CO_3 = \frac{24 N PxElec Q_{bass} HMT}{367 \eta_p}$
CO ₄ : prétraitement	Hypothèse : 70% du coût total du traitement (CT _{tp} , €/m ³) Q : débit annuel de recharge (m ³ /an)	$CO_4 = 0,70 CT_{tp} Q$
CO ₅ : bassins d'infiltration (entretien)	N_c : nombre d'années entre deux curages H_c : hauteur de sable à curer (m) $PxCur$: pris du curage (€/m ³) $PxSable$: prix du sable (€/m ³) $PxEnt$: prix de tonte des abords (€/m ² /an)	$CO_5 = \frac{(PxCur + PxSable)}{N_c} Sb H_c + PxEnt (Sbm - Sb)$
CO ₆ : surveillance	Hypothèse	$CO_6 = 20\ 000 \text{ €/an}$
CO ₇ : autres coûts	Hypothèse : 10 % des autres coûts opérationnels	$CO_7 = 0,10 \sum_{i=1}^6 CO_i$

Illustration 40 : tableau des coûts opérationnels (€/an) et de leur fonction de calcul

Le coût opérationnel total (€/an) est alors égal à :

$$CO = \sum_{i=1}^7 CO_i$$

7.4. EVALUATION DES COUTS : EXEMPLE D'APPLICATION

7.4.1. Coûts d'Investissement

Le tableau (Illustration 41) et le graphique (Illustration 42) ci-dessous récapitulent les critères et résultats des coûts d'investissement, pour un exemple référence (ne correspond pas à un territoire test), ayant un Vr (ou Qr) de 1 Mm³/an, sur $Nj = 243$ j/an, $i = 1$ m/j et $H = -10$ m (même exemple qu'en § 7.2.4). L'eau rechargée est considérée de qualité moyenne (d'où un CT_{tp} à 0,10 €/m³). Le prix du terrain de cet exemple référence est fixé à 10 000 €/ha. La profondeur p du bassin est de 2,5 m. Le coût d'investissement total obtenu est de 1,7 million d'euros. Les postes de coût prédominants sont le coût relatif à la réalisation du dispositif de prétraitement CI_4 , ainsi que le coût de mise en place de la prise d'eau CI_2 (ici, l'exemple référence considère une prise d'eau en rivière), correspondant respectivement à 53 % et 23 % du CI_{total} (Illustration 42). Les coûts liés au foncier CI_5 ainsi que les coûts annexes CI_7 représentent une part négligeable des coûts d'investissement totaux. Le coût relatif au transfert d'eau CI_3 est peu important en comparaison avec CI_4 et CI_2 . Dans le cas où la distance D (1000 m dans l'exemple référence)

entre la ressource en eau de surface et la zone de recharge est plus élevée, ce poste de coût peut prendre une part conséquente du CI_{total} .

CI : Coûts d'Investissement (en €)					
Notation	Paramètres	Type données	Formulation, source de données et/ou hypothèses	Valeur	Unité
Cl ₁	Coût des études préalables		$CI_1 = 10\% * (CI_2 + CI_3 + CI_4 + CI_5 + CI_6 + CI_7)$	155195	€
Cl ₁ (%)	% du coût CI total	Hypothèse fixe	Entre 5 (cas simple bien connu) et 20% (cas complexe peu connu)	10	%
Cl ₂	Coût de la prise d'eau / système de pompage		$CI_2 (\text{€}) = 4520 * Q_{rm_bass} (\text{l/s}) + 180800$	396087	€
Cl ₂ (a)	paramètres de la fonction de cout CI2	Estimé en fn du débit majoré Q _{rm}	Fonction linéaire de l'observatoire des coûts RMC (2010), actualisée	4520	€/(l/s)
Cl ₂ (b)				180800	€
Cl ₃	Coût de transfert d'eau		$CI_3 (\text{€}) = D (\text{m}) * [0,71 * di(\text{mm}) + 19,5 (\text{€/m})]$	146782	€/ml
Cl ₃ (a)	paramètres de la fonction de cout unitaire CI3	Fn des para D et di (ou bien D, Q _{rm})	Fonction linéaire de l'observatoire des coûts RMC (2010), actualisée	0.71	
Cl ₃ (b)				20	
Cl ₄	Coût prétraitement (primaire)	Calculé (30% CTtp)	$CI_4 (\text{€}) = 0,30 * CT_tp(\text{€/m}^3) * Q_{rm} (\text{m}^3/\text{an}) * T (\text{an})$	900000	€
Cl ₄ _preT	Part investissement Cl4 du cout total prétraitement	Hypothèse (littérature)	30% du coût total de prétraitement	30	%
CT4_PreT	Coût total de traitement primaire	Littérature	0,05 – 0,10 €/m ³ (classification A1 de l'ARS pour eau potable)	0.1	€actuel/m ³
Cl ₅	Coût foncier	Fn de Sb	$CI_5 = \text{coeff.vvt} * VVT (\text{€/m}^2) * Sb_maj (\text{m}^2)$	4527	€
VVT	Valeur Vénale des terrain Terrain	Données SIG par PRA	Moyenne VVT (€/ha)	10 000	€/ha
coeff_vvt	Coefficient de correction VVT selon CLC	expertise	Coeff. entre 1 & 10 différencié selon typologie CLC Niveau 2	1	
Cl ₆	Coût bassin d'infiltration		$CI_6 = 2,28 (\text{€/m}^3) * [Sb (\text{m}^2) * p (\text{m})] + 61 100 (\text{€})$	84557	e
Cl ₆ (a)	paramètres de la fonction de cout CI6	Estimé en fn de Sb et profondeur du bassin	Fonction linéaire de l'observatoire des coûts RMC (2010), actualisée	2	€/m ³
Cl ₆ (b)				61100	€
prof_bass	Profondeur bassin (en m)		Profondeur entre 1,5 et 3m	2.5	m
Cl ₇	Coût investissement annexe (contrôle et surveillance)	Hypothèse fixe	2 piézomètres à 5000€ l'unité + 10000€ de travaux de protection et autres	20000	€
CI	Total Coûts Investissement		$CI = CI_1 + CI_2 + CI_3 + CI_4 + CI_5 + CI_6 + CI_7$	1707148	€

Illustration 41: Tableau récapitulant les critères et résultats de coûts d'investissement, en considérant le dimensionnement décrit en § 7.2.4, dans le cas de l'exemple référence

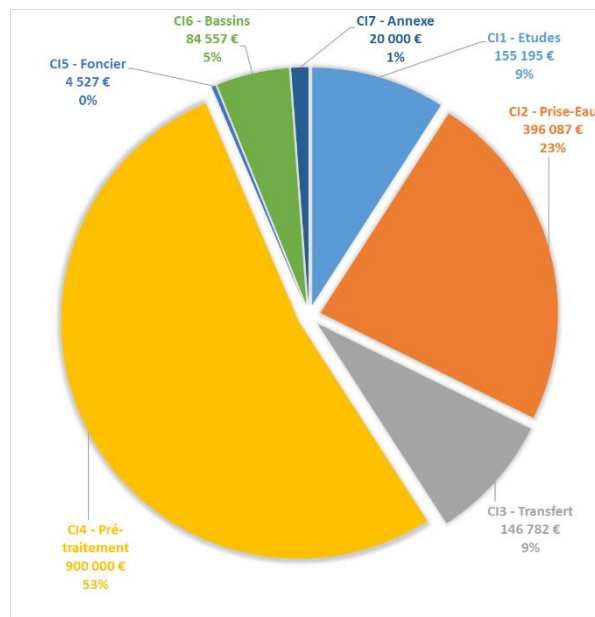


Illustration 42: Graphique illustrant la part de chaque poste de coût d'investissement sur le CI_{total} , dans le cas de l'exemple référence

7.4.2. Coûts Opérationnels

Le tableau (Illustration 43) et le graphique (Illustration 44) ci-dessous récapitulent les critères et résultats de coûts opérationnels, pour le même exemple référence. Le curage est fixé tous les N_c

= 5 ans, sur un retrait et un remplacement de $H_c = 30$ cm de massif filtrant. Le coût opérationnel total obtenu est de près de 130 000 €/an. Le poste de coût prédominant est le coût relatif au prétraitement de l'eau CO_4 correspondant à 54% du CO_{total} (Illustration 44). Le CO_3 est raisonnablement élevé dans notre exemple référence dans la mesure où un dénivelé moyen (10 m) a été choisi. Si l'apport d'eau au dispositif était gravitaire, le CO_3 aurait été négligeable. Dans le cas où l'eau est prélevée en canaux ou réseau d'eau, le coût d'achat d'eau CO_1 devient l'un des principaux postes de coût. Même s'il est généralement ressenti comme élevé par les exploitants, le coût d'entretien du bassin et de ses abords CO_5 est peu important par rapport aux autres postes de coûts, notamment CO_4 .

CO : Coûts Opérationnels (en €/an)					
Notation	Paramètres	Type données	Formulation, source de données et/ou hypothèses	Valeur	Unité
CO_1	Achat d'eau ou redevance	Hypothèse: pas de coût d'achat	CO_1 (€/an) = (CO1_Abon. (€/m ³ /h) * Qrm_bass (m ³ /h)) + (PxEau (€/m ³) * Qrm (m ³ /an))	0	€/an
CO_2	Coût opérationnel de la prise d'eau / système de pompage	% de CI2	CO_2 (€/an) = %_CO2 * CI2	11883	€/an
%_CO2	Part cout opérationnel /investissement	Hypothèse fixe	Entre 3 à 5% du même poste de coût d'investissement (dire d'expert)	3%	%
CO_3	Coût énergie (pompage)	Variable	CO_3 (€/an) = PxAbon (€/an) + PxElec (€/kWh) * 24 * Nj * Qrm_bass (m ³ /h) * HMT(m) / 367 * η_p fixé à 80%	11029	€/an
η_p	Rendement de la pompe (η_p en %)	Constante	fixé à 80%	80	%
PxElec	Prix électricité (€/kWh)	EDF 2018	tarif Bleu EDF, Puissance professionnelle (36 kVA), option base	0.15	€/kWh
PxAbonElec	Prix de l'abonnement	EDF 2018		300	€/an
CO_4	Coût Opér. Prétraitement	Calculé (70% CTtp)	CO_4 (€) = 70% * CTtp (€/m ³) * Qrm (m ³ /an)	70000	€/an
%_CO4	part C ⁴ du cout total prétraitement	Hypothèse fixe	70% du coût total de prétraitement (CI4 + CO4).	70%	%
CTtp	Coût total de traitement primaire	Littérature	Compris entre 0,05 à - 0,10 €/m ³	0.1	€/m ³
CO_5	Coût Opér. bassins infiltration	Variable	$CO_5 = 1/N * ((CO5_{(a)} + PxSable) * Sb * Hc) + CO5_{(b)} * Sb * maj_{Sb}(=0,1)$	3745	€/an
N_c	Nombre d'années entre 2. curages	Variable	De 1 à 5 en fonction des dispositifs	5	an
$CO5_{(a)}$	Indice de prix de curage	Littérature	Fixé à 3€/m ³ (Guide BBP, NORPAC et IDDR)	3	€/m ³
PxSable	Coût du sable du massif filtrant à remettre	dire d'expert (littoralistes BRGM)	Fixé à 10€/m ³ de sable remplacé	10	€/m ³
H_c	Epaisseur de filtre colmatée	Littérature	D'après études, de 10 à 30 cm	0.3	m
$CO5_{(b)}$	Indice de prix d'entretien des abords	Littérature	Fixé à 1,3€/m ² (Guide BBP, NORPAC et IDDR)	1.3	€/m ²
CO_6	Coût de surveillance	Hypothèse fixe	4 campagnes de mesure à 5000 €/campagne (dire d'expert)	20000	€/an
CO_7	Autres charges annuelles	Hypothèse fixe	$CO_7 = 10\% * Somme (CO1+...+CO6)$	11666	€/an
%_CO7	part cout oper. / cout inv.			10	%
CO	Total Coûts Opérationnels		$CO = CO_1 + CO_2 + CO_3 + CO_4 + CO_5 + CO_6 + CO_7$	128322	€/an

Illustration 43: Tableau récapitulant les critères et résultats de coûts opérationnels, en considérant le dimensionnement décrit en § 6.4, dans le cas de l'exemple référence

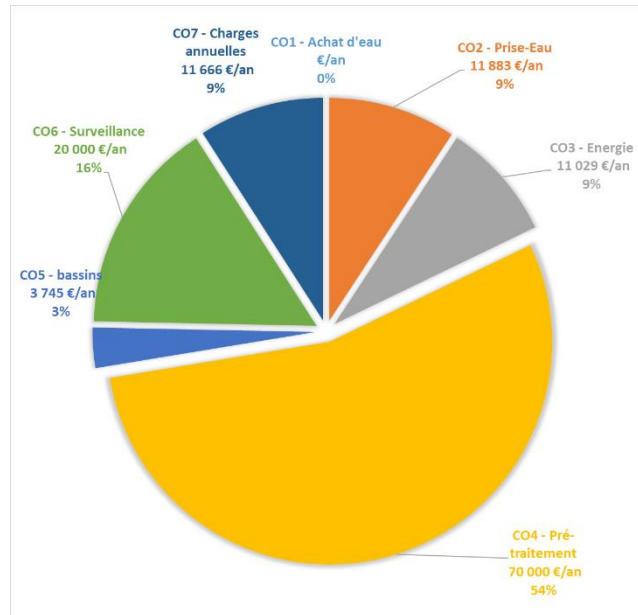


Illustration 44: Graphique illustrant la part de chaque poste de coût opérationnel sur le CO_{total} , dans le cas de l'exemple référence

7.4.3. Coût unitaire total

Dans l'exemple référence décrit en § 7.2.4, 7.4.1 et 7.4.2, le coût de recharge unitaire CRA est de 0,23 €/m³ d'eau rechargée (ici 1 Mm³/an), dont près de 56 % de coûts opérationnels (Illustration 45).

CRA par rapport à Q _{rm} (à comparer par rapport au coût de stockage d'eau)					
Notation	Paramètres	Type données	Données & formulation	Valeur	Unité
CMA _t _CI	Coût d'investissement annualisé	Calculé (€/an)	Coeff_a * CI	98 725	€/an
CMA _t _CO	Coût opérationnel annualisé		total CO	128 322	€/an
CMA _t	Coût Moyen Annuel total (€/an)		CMA _t = Coeff_a * CI + CO	227 047	€/an
CRA_CI	Coût RA unitaire - part investissement	Calculé (€/m ³ d'eau rechargée)	CRA_CI (€/m ³) = CMA _t _CI (€/an) / Q _r (m ³ /an)	0.10	€/m ³
CRA_CO	Coût RA unitaire - part opérationnel		CRA_CO (€/m ³) = CMA _t _CO(€/an) / Q _r (m ³ /an)	0.13	€/m ³
CRA	Coût RA unitaire - total		CRA (€/m ³) = CMA _t (€/an) / Q _r (m ³ /an)	0.23	€/m ³
CRA par rapport à Q _{rm} (à comparer par rapport au prix de l'eau)					
CRA_CI	Coût RA unitaire - part investissement	Calculé (€/m ³ d'eau rechargée)	CRA_CI (€/m ³) = CMA _t _CI (€/an) / Q _{rm} (m ³ /an)	0.10	€/m ³
CRA_CO	Coût RA unitaire - part opérationnel		CRA_CO (€/m ³) = CMA _t _CO(€/an) / Q _{rm} (m ³ /an)	0.13	€/m ³
CRA	Coût RA unitaire - total		CRA (€/m ³) = CMA _t (€/an) / Q _{rm} (m ³ /an)	0.23	€/m ³

Illustration 45: Tableau récapitulant les critères et résultats des coûts totaux, dans le cas de l'exemple de référence

7.5. CARTOGRAPHIE DES COÛTS

7.5.1. Méthodologie

Les calculs décrits précédemment pour un exemple référence peuvent être réalisés pour chacune des mailles constituant une entité hydrogéologique (maillage 50 m * 50 m), en considérant pour chaque site l'ensemble des ressources en eau de surface présélectionnées, indépendamment l'une de l'autre (§ 4). Pour chaque maille n'est retenu que le CRA minimal parmi les CRA obtenus pour chaque ressource considérée (par exemple, pour le site de la plaine de la Vistrenque et des

Costières, si en une certaine maille, le *CRA* relatif à une recharge par le Vidourle est plus faible que celui relatif à une recharge par le réseau BRL, le *CRA* relatif au Vidourle sera retenu pour cette maille).

Pour réaliser ces calculs, les données suivantes sont extraites en chaque maille :

- Distance D maille – point de la ressource en eau de surface le plus proche (à partir du MNT) ;
- Dénivelé H maille – point de la ressource en eau de surface le plus proche (à partir du MNT);
- Capacité d'infiltration i au droit de la maille (à partir des cartes de vitesse d'infiltration);
- Valeur Vénale des Terres *VVT* au droit de la maille (à partir de la carte des *VVT* spatialisée par Petites Régions Agricoles).

Les autres critères d'entrée de la fonction de coût ne sont pas spatialisés et sont donc fixés pour chaque site et chaque ressource considérée.

7.5.2. Exemple d'application

Les cartes de coûts (*CRA*) obtenues pour la Plaine de la Vistrenque et des Costières sont présentées ci-après. Les zones en noir correspondent aux secteurs exclus de l'analyse des coûts (masque créé à partir des secteurs défavorables des cartes de contraintes), afin d'isoler les zones urbanisées, artificialisées, où il serait peu faisable et moins intéressant d'implanter un dispositif de recharge artificielle indirecte de type bassin d'infiltration (en plus de la difficulté d'estimer les coûts du foncier sur ces secteurs).

Des tableaux permettant de connaître la part de chaque poste de coût par rapport aux coûts d'investissement et opérationnels ont été réalisés. Ces ratios ont été calculés pour chaque ressource en eau de surface, en considérant la moyenne des résultats obtenus pour chaque poste de coût sur la totalité des mailles. Ces tableaux illustrent les prix moyens pour chacune de ces composantes de coût si l'on considérait une recharge exclusivement par le biais de la ressource en eau de surface concernée. Ils sont donc à nuancer, notamment pour les postes de coûts incluant la distance et le dénivelé mailles-ressource en eau de surface (CI3: transfert d'eau; CO3: coûts relatifs à l'énergie consommée), sachant que, dans la plupart des cas, lorsque la distance (et/ou le dénivelé) entre une maille et une ressource particulière devient trop importante, il devient souvent moins coûteux de prélever dans une autre ressource sélectionnée située à plus faible distance (et/ou dénivelé).

Sur ce secteur, $Q = 1 \text{ Mm}^3/\text{an}$, et $N = 243 \text{ j/an}$. Les coûts de recharge unitaire *CRA* vont de 0,13 €/m³ (le long du Vidourle) à près de 0,55 €/m³ (sur les contours de l'entité, au niveau de la commune de Bellegarde) (Illustration 46). Le *CRA* moyen (moyenne sur toute l'entité) est de 0,29 €/m³. Les critères ressortant le plus sont :

- L'achat d'eau à BRL CO_1 (coûts élevés à proximité des canaux et réseaux d'eau brute gardois) ;
- Le coût de prétraitement unitaire de l'eau CT_{tp} (considéré à 0,10 €/m³ pour les ressources BRL et à 0,05 €/m³ pour le Vidourle) ;
- La distance à la ressource D (décroissance de prix depuis les ressources en eau de surface, liée à l'augmentation du coût de transport de l'eau) ;

- La capacité d'infiltration i (zones moins infiltrantes visibles au droit de la sous-entité 150E, constituée de sables astiens des Costières, formation moins perméable que les autres, au niveau des communes de Beauvoisin, Générac, Saint-Gilles et Bellegarde) ;
- Le dénivelé H (visible notamment au niveau d'un secteur plus plat au niveau de la commune du Cailar).

Nappes de la Vistrenque et des Costières – Carte des coûts totaux par m3

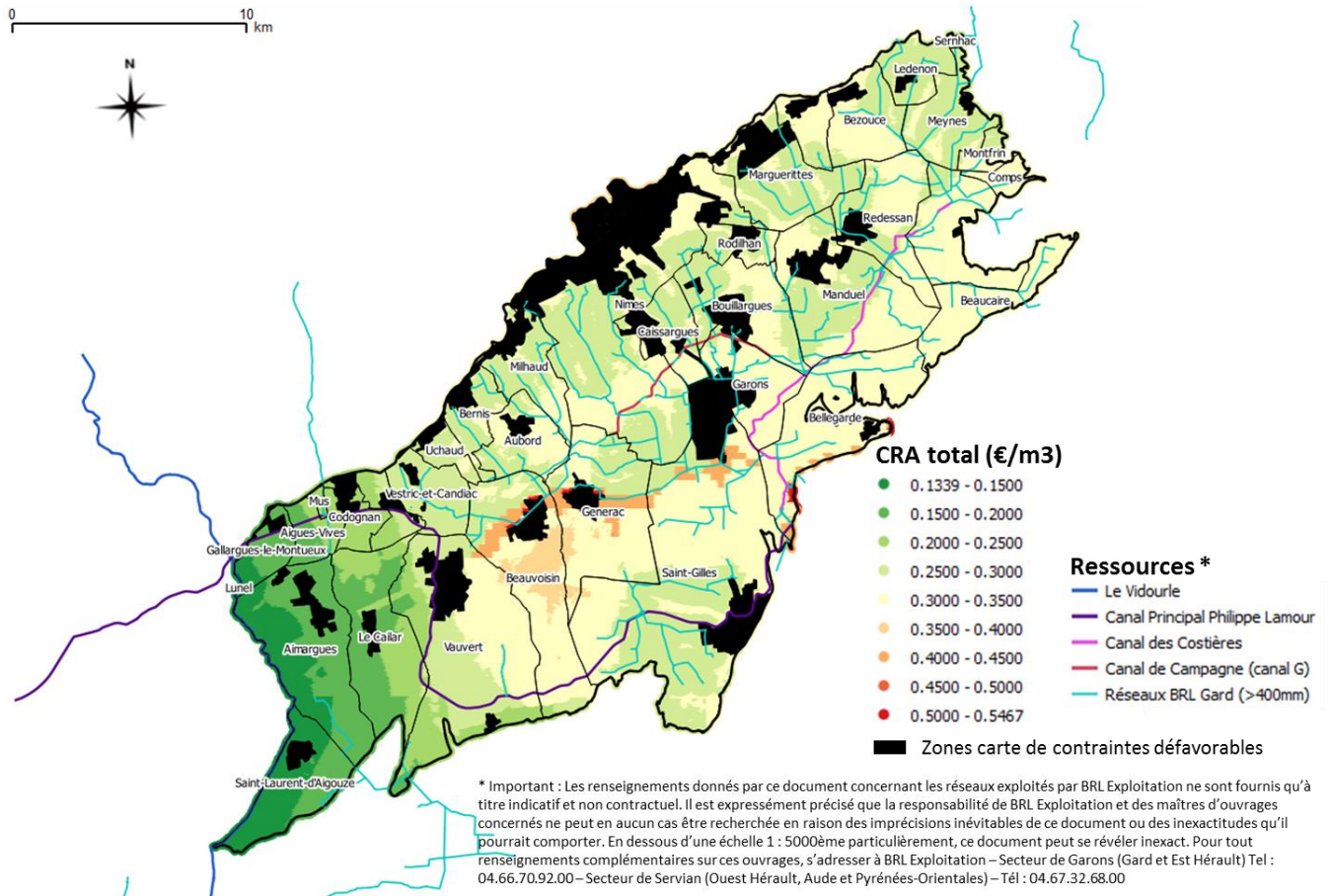


Illustration 46: Carte des coûts unitaires de recharge artificielle indirecte totaux CRA pour le site des nappes de la Vistrenque et des Costières

8. Sélection du site

8.1. METHODOLOGIE

Dans un premier temps, pour chaque territoire test, une analyse des cartes de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères physiques et de contraintes a été réalisée pour chaque site afin de cibler les secteurs favorables qui en ressortent. Les échanges menés avec les acteurs locaux ont permis d'orienter le choix du ou des secteurs à retenir. Un croisement de l'ensemble des informations a été réalisé de manière à proposer un ou plusieurs secteurs, sur lequel des études plus poussées pourraient à l'avenir être menées. Des analyses statistiques réalisées sur les caractéristiques physiques, de contraintes, et économiques (issues des cartes de faisabilité et des coûts de la RA) sont présentées pour le secteur potentiellement le plus intéressant sur chacun des sites.

8.2. EXEMPLE D'APPLICATION

D'après la carte des contraintes, peu de secteurs sont favorables à la recharge artificielle indirecte. Les secteurs à conserver seront donc principalement relativement favorables. D'après la carte des critères physiques, du Sud vers le Nord, une bande NE-SO des communes de Vauvert à Nîmes, les Costières Nord (communes de Bellegarde et Beaucaire notamment), ainsi que l'extrémité N-E de la plaine de la Vistrenque (communes de Montfrin, Comps, Redessan) sont plutôt favorables à la recharge artificielle et intéressantes, les besoins étant principalement en plaine de la Vistrenque. Les Costières Sud et le secteur de St Gilles (Sud de l'entité) ne sont pas retenus du fait qu'au droit de ces zones, les écoulements en nappe se font majoritairement vers le Sud et n'alimentent pas la Vistrenque. Par ailleurs, l'aquifère des Costières est compartimenté et moins connu que celui de la Vistrenque.

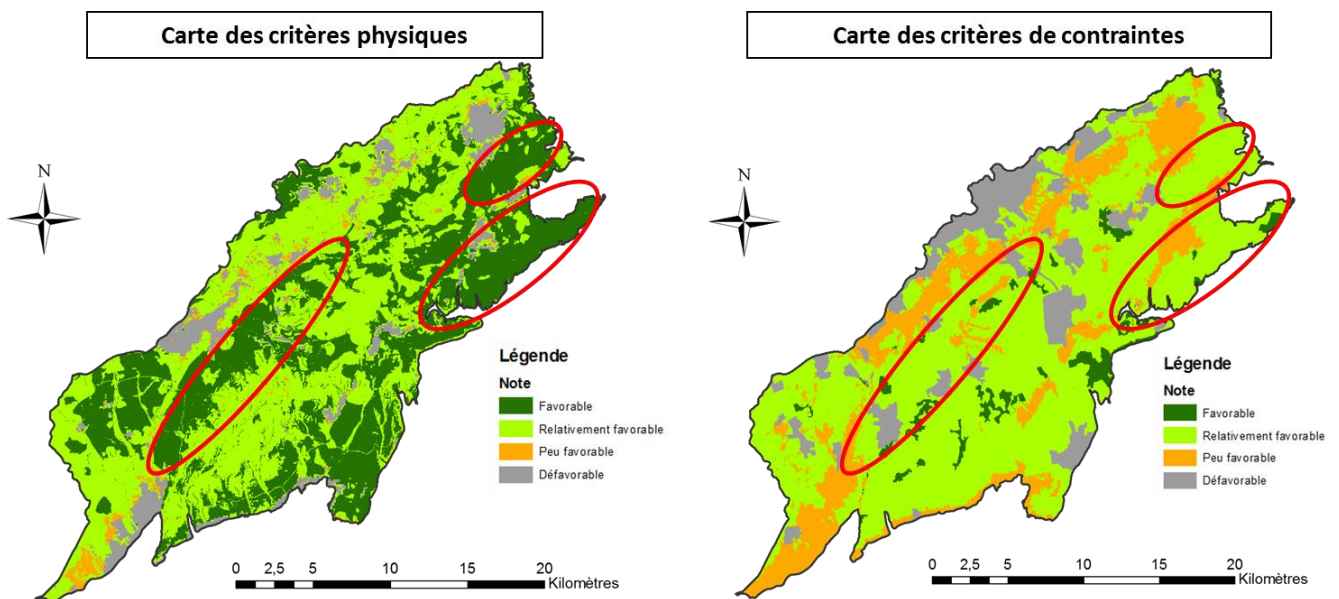


Illustration 47: Cartes de faisabilité de la recharge artificielle indirecte sur base de critères physiques et de contraintes pour le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières. Les secteurs intéressants sont entourés en rouge.

Les différents échanges eus avec le Syndicat Mixte des nappes Vistrenque et Costières ont permis de relever ou de confirmer les points suivants :

- Au droit du secteur de Vauvert, secteur intéressant particulièrement le syndicat, l'aquifère n'est pas recouvert (excepté quelques niveaux argileux étendus localement, notamment en s'approchant du Vistre, mais peu épais) ;
- La recharge artificielle au droit de cette zone permettrait à la fois de répondre aux problématiques de quantité, mais également de qualité (nitrates notamment, et biseau salé au niveau de la commune de Vauvert lorsque l'aquifère est sollicité est que son niveau est déjà bas).

De fait, parmi les trois secteurs sélectionnés en partie précédente, la zone de recharge la plus à même de répondre aux problématiques locales serait celle située de Nîmes à Vauvert (les deux autres secteurs n'étant pas exclus et pouvant également faire l'objet d'analyses plus poussées). Cette zone est localisée en Illustration 48 (délimitation approximative et exclusion des secteurs défavorables et peu favorables des cartes de critères physiques et de contraintes). Ses caractéristiques physiques, de contraintes, et économiques sont présentées en Illustration 49 à Illustration 51.

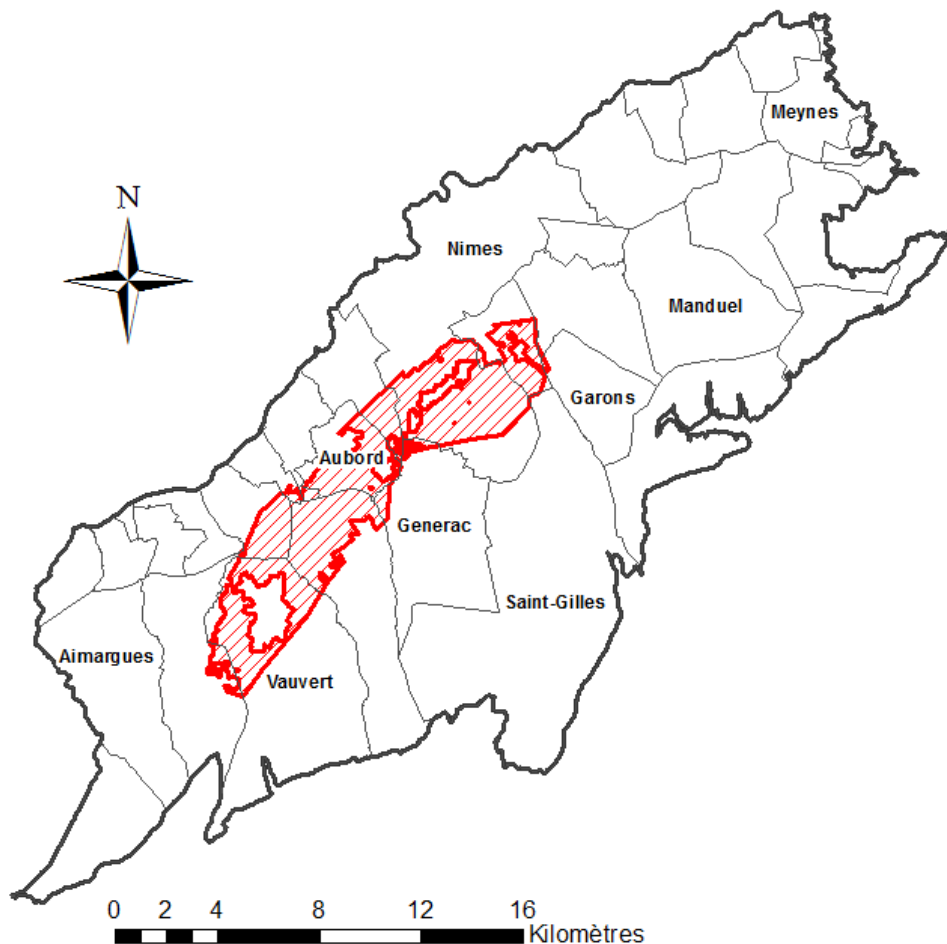


Illustration 48: Délimitation approximative (en rouge et hachuré) du secteur principalement retenu pour le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières

PHYSIQUES	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	E.T.
EpZNS (m)	0,8	65,3	13,2	-	7,1
IDPR	0	2000	1119	1000	505
Pente (%)	0	24	2	-	2
K (m/s)	$1,1.10^{-5}$	$2,4.10^{-3}$	$4,8.10^{-4}$	-	$3,6.10^{-4}$
Vinf (ou i) (m/j)	0,05	3,1	0,8	-	0,5
Recouvrement	Oui (partie Nord). OE: Loess				

Illustration 49: Tableau récapitulant les caractéristiques physiques du secteur retenu sur le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières (E.T. : écart-type)

CONTRAINTES	Description
Occupation du sol (CLC)	Vignobles, systèmes culturaux et parcellaires complexes, vergers, prairies, forêts de feuillus, forêts mélangées
Zones protégées	Réserve de biosphère, ZICO (Sud), Natura 2000, ZNIEFF de type 1, ZNIEFF de type 2
Débordement de nappe	Non

Illustration 50: Tableau récapitulant les contraintes au droit du secteur retenu sur le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières

COÛTS	Min	Max	Moy	Med	E.T.
CRA total (€/m ³)	0,18	0,45	0,30	0,30	0,03
CRA CI (€/m ³)	0,06	0,11	0,07	0,07	0,01
CRA CO (€/m ³)	0,07	0,28	0,18	0,19	0,04

Illustration 51: Tableau récapitulant les coûts unitaires de recharge totaux (CRA), incluant la part d'investissement (CRA CI) et la part opérationnelle (CRA CO), pour le secteur retenu sur le territoire des nappes de la Vistrenque et des Costières (E.T. : écart-type)

9. Conclusion

Les solutions de recharge artificielle méritent grandement d'être étudiées lorsque les conditions hydrogéologiques s'y prêtent en particulier dans le contexte actuel du changement climatique et de l'augmentation de la pression sur les ressources en eau souterraine. De multiples territoires des bassins Rhône-Méditerranée et Corse présentent des contextes hydrogéologiques favorables à la mise en place de solutions de recharge avec à proximité des ressources en eau de surface disponibles pour la recharge des nappes. Sur les territoires en déséquilibre quantitatif et pour lesquels les économies d'eau ne permettraient pas de compenser les déficits, ces solutions méritent d'être étudiées plus largement car elles peuvent présenter un certain nombre d'avantages par rapport au stockage d'eau en surface (économie d'espace, faible évaporation, épuration naturelle des eaux infiltrées, investissements plus réduits que d'autres solutions, solutions favorables au soutien des cours d'eau en période d'étiage,...).

Les objectifs de la recharge artificielle peuvent être multiples dont les plus importants sont le stockage d'eau en milieu souterrain comme alternative au stockage en surface, la restauration ou le maintien du bon état quantitatif ou bien qualitatif d'une masse d'eau souterraine, notamment des nappes côtières par mise en place d'une barrière hydraulique contre l'intrusion d'eau de mer ou encore le soutien au débit des rivières en période d'étiage. Elles peuvent générer des bénéfices variés en contribuant à une gestion active et intégrée du cycle de l'eau à l'échelle d'un territoire. Lors des récentes Assises de l'Eau organisées par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, cette solution (« recharge de nappes ») a été mise en avant pour faire face au changement climatique tout comme la désimperméabilisation des sols (MTES 2019). De tels projets doivent faire l'objet d'une évaluation précise de leurs avantages et inconvénients en intégrant l'ensemble des éléments du cycle de l'eau et des services/bénéfices que ces solutions peuvent rendre.

Le présent guide méthodologique est destiné à étudier la pré faisabilité d'une solution de recharge artificielle indirecte sur une entité hydrogéologique identifiée préalablement comme favorable, sur la base d'une étude « en chambre » valorisant les données existantes. Cette démarche se situe donc à l'amont de la mise en œuvre d'une solution de recharge artificielle et, si ses conclusions s'avèrent positives, doit déboucher sur une étude de faisabilité menée par un bureau d'études qui devra valider les hypothèses réalisées grâce à de nouvelles études sur les secteurs pré-identifiés, parmi lesquelles :

- Estimation des capacités d'infiltration des sols au moyen de tests d'infiltration in-situ
- Vérification de l'ampleur du dôme piézométrique attendu en fonction des caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère rechargé
- Evaluation du devenir de l'eau infiltrée au moyen de modèles numériques et/ou solutions analytiques
- Vérification des longueurs de conduites nécessaires en prenant compte la sinuosité d'un tracé non rectiligne
- Evaluation des prétraitements nécessaires en fonction de la qualité de l'eau prélevée
- Estimation des potentiels problèmes de colmatage en fonction de la turbidité de l'eau prélevée et du développement alguaire.
- Evaluation des coûts d'investissement et des coûts opérationnels

La méthodologie décrite dans ce guide permet d'aborder les points essentiels à vérifier lors d'un projet de recharge artificielle et d'identifier un secteur favorable, ainsi que le coût potentiel associé. Les secteurs potentiellement favorables doivent être ensuite mis en débat avec les

différents acteurs, en tout début de projet, afin d'être en mesure d'explicitier les coûts et bénéfices d'une telle solution.

10. Bibliographie

Outre les références bibliographiques citées dans le texte, cette section contient quelques références supplémentaires jugées utiles au lecteur par leur caractère synthétique ou leur présentation exhaustive de l'état de l'art sur ce sujet.

AFSSA (2008) - Réutilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage ou l'irrigation. No. 2001 – SA - 0075. Agence française de sécurité sanitaire des aliments. Maisons - Alfort, France. pp. 71.

Allier D., Brugeron A., Mardhel V. (2018) - Cartographie préliminaire de l'épaisseur moyenne de la zone non saturée, à l'échelle du 1/100 000ème sur la France Métropolitaine. Rapport BRGM/RP-68354-FR.

ANSES (2012) - Réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des espaces verts par aspersion et le lavage des voiries Avis de l'Anses et Rapport d'expertise collective du Comité d'experts spécialisé « Eaux » et du Groupe de travail Réutilisation des eaux usées traitées, No. 2009 – SA - 0329 Maisons - Alfort, France. pp. 150. Disponible sous: www.anses.fr/sites/default/files/files/EAUX2009sa0329Ra.pdf.

ANSES. (2016) - Risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine, Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective. Saisine n°2012-SA-0255., <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2012SA0255Ra.pdf>

AnteaGroup (2015) - Etude des zones stratégiques à préserver pour l'alimentation en eau potable actuelle et future des nappes Vistrenque et Costières. Rapport de phase 1. A 78545/B. 76p.

Australian Government (2009) - Australian Guidelines for Water Recycling. Managed Aquifer Recharge. National water quality management strategy. Document No 24. (July).

Bourguet, L. (1971) - Inventaire international des aménagements d'alimentation artificielle. dépouillement et synthèse des réponses, International Association of Scientific Hydrology. Bulletin, 16:3, 51-102, DOI: 10.1080/02626667109493774

Bouwer, H. (2002) - Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. Hydrogeol. J. 10(1): 121–142. doi: 10.1007/s10040-001-0182-4.

Bouzit M., Casanova J., Grellier S. et Devau N. (2014) - Analyse économique et sociale du procédé ACTISOL pour la recharge artificielle de nappes par des eaux usées traitées. Rapport final. BRGM/RP- 63941-FR. 60 pages.

BRL (2017) – Qualité de l'eau. Ressource RHONE. Canal Philippe LAMOUR et autres canaux rhodaniens. 2p.

Caballero, Y., Lanini, S., L. Zerouali, V. Bailly-Comte, (2016) – Caractérisation de la recharge des aquifères et évolution future en contexte de changement climatique. Application au bassin Rhône Méditerranée Corse. Rapport final. BRGM/RP- 65807 -FR, 159 p., 102 ill., 3 CD

Caballero Y., Moiroux F., Bouzit M., Desprats J-F., Maréchal J-C. (2018) – Faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin Rhône Méditerranée Corse: contexte et analyse cartographique. Rapport final. BRGM/RP-67534-FR, 162 p., 62 fig., 4 ann., 1 CD.

Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2013) - Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p., 16 ill., 18 ann.

CGDD (2015), http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2015/lps-219-occupation-des-sols-decembre2015.pdf

Commissariat Général à la Stratégie et à la Prospective [CGSP] (2013) – L'évaluation socioéconomique des investissements publics. Rapport de la mission présidée par Emile QUINET. 352p.

Detay M. (1997) - La gestion active des aquifères, 440 p, ed. Masson.

Diaz Murillo J.M., de la Orden G., Lopez Geta J.A., Rubio Campos A., Gonzalez Ramon, Martin Machuca A., (2002) - Lessons from groundwater recharge projects in Spain, in: Dillon, P. (Ed.), ISMAR, Adelaide, pp. 393-398.

Dillon, P., E.F. Escalante, and A. Tuinhof (2012) - Management of aquifer recharge and discharge processes and aquifer storage equilibrium Groundwater Governance - A Global Framework for Action. (4): 1–49.

Dillon P., Escalante, E.F., Tuinhof, A. (2014) - Management of aquifer recharge and discharge processes and aquifer storage equilibrium, GEF-FAO Groundwater Governance Thematic Paper 4, 41 p., http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Thematic_papers/GWG_Thematic_Paper_4.pdf

Dillon P., Pavelic P., Page D., Beringen H. and Ward J. (2009) - Managed Aquifer Recharge: An Introduction, Waterlines Report No 13, Feb 2009. [http://www.mdba.gov.au/kid/files/772_-_Waterlines_MAR_completeREPLACE\[1\].pdf](http://www.mdba.gov.au/kid/files/772_-_Waterlines_MAR_completeREPLACE[1].pdf)

Escalante E.F. (2010) - DINA-MAR. La gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible. Desarrollo tecnológico. 495p.

Haefner H. (1999) - De La Gestion Active Des Aquifères Alluviaux : Application À La Maîtrise De L'azote En Conditions De Transfert Rivière-Nappe Et De Réalimentation Artificielle. Thèse ENSMP. 211p.

Hannappel S., Scheibler F., Huber A., Sprenger C. (2014) - Characterization of European managed aquifer recharge (MAR) sites - Analysis, EU FP7 DEM'EAU project, http://demeau-fp7.eu/sites/files/M11_1%20catalogue%20of%20european%20MAR%20applications_plus_appendix.pdf

Hantush M.S. (1967) - Growth and decay of groundwater-mounds in response to uniform percolation. Water Resources Research, 3(1):227-234. DOI: 10.1029/WR003i001p00227.

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.

Loizeau, S., Y. Rossier, J.P. Gaudet, A. Refloch, K. Besnard, R. Angulo-Jaramillo, and L. Lassabatere. (2017) - Water infiltration in an aquifer recharge basin affected by temperature and air entrapment, J. Hydrol. Hydromechanics 65(3): 222–233. doi: 10.1515/johh-2017-

0010.

- Mardhel V., Frantar P., Uhan J., Miso A. (2004) - Index of development and persistence of the river networks as a component of regional groundwater vulnerability assessment in Slovenia. International conference on groundwater vulnerability assessment and mapping. Ustron, Poland, 15–18 June 2004
- Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (2019) - Assises de l'eau: un nouveau pacte pour faire face au changement climatique, Document final, 31 p.
- Moiroux F., Maréchal J-C., Bouzit M., Caballero Y., Desprats J-F. (2018) – Analyse de la faisabilité technique et économique de la recharge artificielle : illustration sur des territoires test du bassin RMC. Rapport final. BRGM/RP-68551-FR, 249 p., 180 ill., 21 ann., 1 CD.
- Saaty L. T. (2008) - Decision making with the analytic hierarchy process, Int. J. Services Sciences, Vol. 1, No. 1, 83-98.
- Warner, J.W., Molden, D., Chehata, M. and Sunada, D.K. (1989) – Mathematical analysis of artificial recharge from basins, JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 25: 401-411. doi:10.1111/j.1752-1688.1989.tb03077.x
- Wuilleumier A., Seguin J.J. (2008) - Réalimentation artificielle des aquifères en France : une synthèse. Rapport final. BRGM/RP-55063-FR, 122 pages, 21 figures, 3 tableaux et 5 annexe.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France

Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Unité Nouvelles Ressource en Eau et Economie

Direction DEPA
1039, rue de Pinville

34000 – Montpellier – France

Tél. : 04 67 15 79 65