

Dessalement et recharge artificielle : synthèse technico-économique

Rapport final

BRGM/RP-52262-FR
mars 2003

Étude réalisée dans le cadre des opérations
de Service public du BRGM 2003-PSP03PDL11

C. Le Guern, P. Lachassagne et Y. Noël, F. Persin, I. De Buysscher

Mots clés : Dessalement, recharge artificielle, synthèse

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

C. Le Guern, P. Lachassagne, Y. Noël, F. Persin et I. De Buysscher (2003):
Dessalement et recharge artificielle : synthèse technico-économique, Rapport
BRGM/RP-52262-FR, 80 p., 12 Fig., 7 Tab., 8 Annexes.

© BRGM, 2003, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Le dessalement et la recharge artificielle constituent des solutions alternatives de gestion des eaux, complémentaires par rapport aux pratiques existantes (exploitation des ressources locales, transferts d'eau, etc.). Leur développement touche en particulier des régions ne disposant pas d'une ressource importante ou montrant de fortes disparités temporelles entre la ressource disponible et les besoins. L'une comme l'autre peut s'avérer intéressante à mettre en œuvre dans le contexte vendéen.

Le dessalement permet la production d'eau pour des usages variés (alimentation en eau potable, industrie, agriculture, etc) à partir d'eau salée ou d'eau saumâtre. Le coût de traitement dépendant principalement de la salinité de l'eau, il est moindre pour l'eau saumâtre que pour l'eau salée. Pour les eaux saumâtres, les procédés membranaires d'électrodialyse et d'osmose inverse apparaissent les plus intéressants économiquement. Dans cette perspective, la valorisation d'aquifères côtiers saumâtres pourrait constituer une première étape en Vendée, si une politique de dessalement devait être envisagée. La mise en œuvre de techniques de dessalement nécessite cependant des traitements préliminaires de l'eau et, dans la plupart des cas, des traitements complémentaires par les méthodes classiques, afin d'ajuster la qualité de l'eau. En outre, le dessalement convient plus à une politique de production régulière d'eau - donc de pénurie chronique - qu'à un contexte de fortes variations des besoins et des ressources disponibles.

La recharge artificielle consiste à intervenir positivement dans le cycle naturel d'alimentation des nappes d'eau souterraines. Les techniques permettant une gestion saisonnière de l'eau présentent un intérêt tout spécifique dans le contexte socio-économique du littoral vendéen. En effet, les besoins les plus importants s'expriment en été, qui correspond à la période d'étiage, alors que les ressources en eau de surface sont susceptibles d'être disponibles en période hivernale, qui est caractérisée par une faible consommation. Il est aussi envisageable de valoriser les aquifères côtiers d'eau douce, salée ou saumâtre, soit en limitant le risque d'intrusion saline par la réalisation de barrages souterrains, soit en y créant, au moyen de la technique d'ASR, des "bulles d'eau douce".

Le choix d'une filière ou d'une conjugaison de filières résulte d'une étude complète du contexte, et s'effectue au cas par cas. Il doit intégrer de nombreux paramètres : objectif(s) à atteindre, possibilités techniques, conditions économiques, climat, législation, ...

Une étude économique précise est en outre indispensable pour définir les conditions de la rentabilité du projet. Il faut également tenir compte de paramètres indirects voire subjectifs, peu aisés à quantifier précisément, tels l'impact sur l'environnement ou les revenus à long terme découlant d'une bonne gestion des aquifères. Dans ce cadre, la gestion rationnelle d'une ressource patrimoniale revêt un aspect philosophique et social auquel il est délicat d'associer une notion de coût.

La faisabilité financière est fonction des possibilités de retour sur investissement. La justification économique est approchée par un bilan "coût-avantages" et permet de comparer divers projets afin de choisir le plus économique.

Sommaire

1	Introduction.....	8
1.1	Contexte	8
1.2	Objectif de la présente étude.....	8
2	Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres	9
2.1	Généralités	9
2.2	Techniques de dessalement.....	9
2.2.1	Description	10
2.2.1.1	La distillation	10
2.2.1.2	Les procédés membranaires.....	11
2.2.2	Problèmes techniques rencontrés en dessalement.....	12
2.2.2.1	La corrosion	12
2.2.2.2	L'entartrage (scaling).....	13
2.2.2.3	Le colmatage (Fouling).....	14
2.2.3	Qualité de l'eau produite.....	14
2.2.3.1	Par distillation.....	14
2.2.3.2	Par les procédés à membranes	14
2.2.4	Tendances, évolution des techniques	15
2.3	Coûts du dessalement.....	17
2.3.1	Coûts de fonctionnement – coûts variables.....	17
2.3.1.1	Conditions techniques	17
2.3.1.2	Conditions économiques	18
2.3.2	Coûts d'investissements	19
2.3.2.1	Coût de l'usine proprement dite.....	19
2.3.2.2	Frais de l'investisseur	19
2.3.3	Tendance-évolution des coûts.....	20
2.4	Pratiques de dessalement dans le monde.....	22
2.5	Dessalement et environnement	24
2.6	Conclusion sur le dessalement	26
2.7	Bibliographie	27
3	La recharge artificielle.....	29
3.1	Généralités	29
3.2	Techniques de recharge artificielle	30
3.2.1	Recharge à faible profondeur : dispositifs d'infiltration.....	30
3.2.2	Recharge en profondeur : dispositifs d'injection.....	30
3.2.2.1	Dispositif type.....	32

3.2.2.2	Le cas particulier de la technique ASR (Aquifer Storage Recovery)...	32
3.2.3	Barrages souterrains.....	33
3.3	Approche économique	34
3.4	Pratiques et projets de recharge artificielle dans le monde.....	37
3.4.1	Recharge à faible profondeur	37
3.4.2	Recharge en profondeur.....	37
3.4.3	Cas particulier de recharge en profondeur : exemples d'ASR.....	38
3.4.4	Barrages souterrains.....	40
3.5	Apports et limites de la recharge artificielle.....	40
3.5.1	Exemples détaillés de projets de recharge artificielle.....	40
3.5.2	Principaux apports et limites.....	43
3.6	Conclusion sur la recharge artificielle	44
3.7	Bibliographie	45
4	Conclusion générale	47

Liste des figures

Figure 1 - Différents procédés de dessalement.....	10
Figure 2 - Les techniques de dessalement dans le monde.....	15
Figure 3 - Coûts du dessalement (dollars) en fonction de la salinité de l'eau saumâtre.....	18
Figure 4 - Quantité équivalente de fuel pour produire un mètre cube d'eau par différentes technologies. (Maurel 2001, Chartier 2002).....	21
Figure 5 - Evolution des coûts du dessalement au cours du temps.....	22
Figure 6 - Répartition géographique de la capacité mondiale de dessalement.....	23
Figure 7 - Principaux pays utilisateurs des techniques de dessalement et contribution de chaque technique à la capacité mondiale des installations de dessalement	24
Figure 8 - Projets ASR aux Etats-Unis – mai 1994.....	39
Figure 9 - Influence de l'assèchement périodique sur l'infiltration.....	41
Figure 10 - Evolution du colmatage au cours de l'expérimentation.....	42
Figure 11 - Exemple d'ASR - Influence du colmatage.....	42
Figure 12 - Taux de récupération de l'eau injectée.....	43

Liste des tableaux

Tableau 1 - Techniques de dessalement s'appuyant sur la distillation.....	11
Tableau 2 - Techniques de dessalement s'appuyant sur une séparation par membrane.....	12
Tableau 3 - Ordres de grandeur des investissements pour les différents procédés de dessalement (Maurel, 2001).....	20
Tableau 4 - Ordres de grandeur du coût de l'eau dessalée (Maurel, 2001).....	20
Tableau 5 - Différentes techniques de recharge artificielle à faible profondeur.....	31
Tableau 6 - Exemples d'utilisation de dispositifs de recharge artificielle par injection dans le monde	38
Tableau 7 - Exemples de capacités de stockage de dispositifs de recharge artificielle.....	44

Liste des annexes

Annexe 1 - Généralités sur les eaux.....	50
Annexe 2 - Description des différentes techniques de dessalement.....	54
Annexe 3 - Variété des objectifs et des contextes de la recharge artificielle.....	62
Annexe 4 - Principaux processus physiques intervenant en recharge artificielle à faible profondeur	66
Annexe 5 - Description des dispositifs de recharge artificielle à faible profondeur.....	69
Annexe 6 - Recharge artificielle en profondeur - Coupe technique de forages d'infiltration.....	75
Annexe 7 - Synthèse du livre de Pyne (1995) sur l'ASR (Aquifer Storage Recovery) ..	76
Annexe 8 - Principales étapes d'un projet de recharge artificielle	78

1 Introduction

1.1 CONTEXTE

De part sa fréquentation touristique, le littoral Vendéen voit sa population s'accroître considérablement en période estivale. Cela s'accompagne corrélativement d'une augmentation importante des besoins pour l'alimentation en eau potable, au cours d'une période où les ressources, en eau de surface en particulier, sont limitées et où d'autres usages (agricoles par exemple) requièrent eux aussi des volumes significatifs.

La faible disponibilité des ressources en eau douce de surface sur le littoral en cette période d'étiage, la vulnérabilité des eaux souterraines vis à vis d'une surexploitation (risque d'intrusion saline) ainsi que la pression touristique croissante posent le problème d'une gestion raisonnée des ressources en eau.

Il apparaît donc particulièrement intéressant de prendre en compte de nouvelles possibilités de gestion des eaux. Parmi ces possibilités figurent le dessalement d'eau salée (eau de mer ou nappe souterraine) ou d'eau saumâtre (superficielle ou souterraine), sachant que le dessalement d'eau saumâtre est beaucoup moins coûteux que celui d'eau salée. Une autre possibilité consiste à utiliser les réservoirs naturels que constituent les aquifères pour un stockage temporaire d'eau. Cette technique est plus connue sous le terme générique de "**recharge artificielle**". Elle est très fréquemment utilisée pour lisser, du pas de temps journalier au pas de temps pluriannuel, les irrégularités entre les ressources disponibles (disponibilité en eau de surface en hiver par exemple) et les besoins (forte consommation en période estivale par exemple).

Avant toute chose, il est important de disposer d'un état de l'art sur ces techniques, ce à quoi s'attache le présent rapport.

1.2 OBJECTIF DE LA PRESENTE ETUDE

L'objectif de l'étude est de réaliser un état de l'art des techniques de dessalement d'une part, et des techniques de recharge artificielle des nappes d'eau souterraines d'autre part, sur la base d'une synthèse bibliographique.

La partie dessalement décrit les techniques actuelles et les coûts de traitement associés, tout en s'attachant à décrire les tendances d'évolution des procédés et des coûts. Elle fait également un point sur les pratiques de dessalement dans le monde avant de conclure sur l'applicabilité de ces techniques aux eaux souterraines saumâtres.

La partie sur la recharge artificielle décrit les différentes méthodes de recharge en précisant les volumes d'eau que chacune permet de gérer, les réalisations actuelles dans le monde, ainsi que les limites et apports de ces techniques, en particulier dans le contexte d'aquifères littoraux tel que celui qui prévaut en Vendée.

2 Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres

2.1 GENERALITES

Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres est une alternative intéressante pour la production d'eau potable, d'eau pour l'industrie ou d'eau pour l'agriculture.

Initialement réservé aux pays riches, tels que l'Arabie Saoudite, les Emirats Arabes unis ou Bahrain qui produisent de l'eau potable à partir de l'eau de mer, le dessalement est de plus en plus largement utilisé (ou projeté) dans le monde grâce à une forte réduction des coûts.

L'importante réduction des coûts est liée à l'évolution des technologies au cours des trois dernières décennies, ainsi qu'à l'augmentation des capacités de traitement des installations. Le prix de revient du mètre cube d'eau potable à partir d'eau de mer est ainsi passé d'environ 6 euros il y a une vingtaine d'années à environ 1 euro aujourd'hui.

Quels que soient les usages, les techniques de dessalement sont actuellement capables de fournir une eau répondant exactement aux critères requis pour leur utilisation : eau potable (eau bactériologiquement irréprochable et légèrement minéralisée), industrie (eau ultra-pure - eau seulement adoucie), et agriculture (eau peu chargée en sel et en microorganismes) (Crié, 2000). L'annexe 1 détaille la qualité de ces différentes eaux.

2.2 TECHNIQUES DE DESSALEMENT

Les procédés de dessalement peuvent être regroupés en deux grandes familles (Figure 1) :

- Procédés de distillation (ou d'évaporation),
- Procédés membranaires.

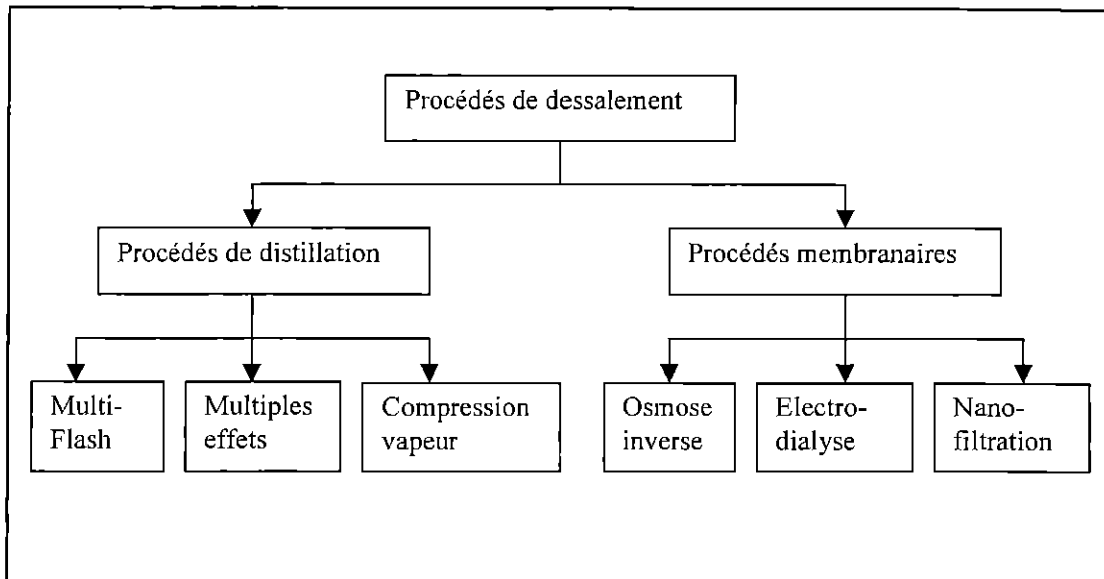


Figure 1 - Différents procédés de dessalement

2.2.1 Description

2.2.1.1 La distillation

La distillation est la technique de dessalement de l'eau de mer la plus ancienne. Elle s'appuie sur les propriétés d'évaporation-condensation de l'eau : le chauffage de la solution à purifier permet la vaporisation de l'eau et sa récupération par condensation. Elle conduit à la production d'une eau pure et d'une solution concentrée, le concentrat.

Ce procédé thermique est un grand consommateur d'énergie. En effet, la vaporisation d'un volume d'eau salée exige une quantité de chaleur importante pour augmenter la température jusqu'à ébullition puis pour vaporiser l'eau.

L'apport de chaleur nécessaire dépend en fait des conditions de température et de pression : à une pression inférieure à la pression atmosphérique, la quantité de chaleur à fournir est moindre car la température d'ébullition de l'eau est plus basse.

L'ajustement des conditions de pression et de température, les principes de la distillation en série et de la récupération d'énergie calorifique ont été utilisés pour optimiser le procédé de distillation simple, qui pâtit en outre de rendements faibles (Buros, 1990).

L'optimisation de la consommation énergétique et du rendement, nécessaire pour assurer un intérêt économique à la distillation, a conduit aux techniques actuelles. Les plus utilisées sont :

- La distillation multi-flash (MSF),
- La distillation à multiples effets (MED),
- La compression mécanique de vapeur (VC).

Le tableau 1 présente succinctement ces différentes techniques, dont la description est plus détaillée en annexe 2.

	Distillation multi-flash (MSF)	Distillation à multiples effets (MED)	Compression mécanique de vapeur (VC)
Principe	Détentes successives	Détentes successives	Compression (cf. principe pompe à chaleur)
Température (°C)	90-120 (chambre 1) 30 (chambre n)	60-70	60
Pression (bar)	2 (chambre 1) 0,05 (chambre n)	Basse : 0.25-0.4	0.7-1
Prétraitement de l'eau	Nécessaire	Nécessaire	Nécessaire
Capacité de traitement	Grande : 4.000 à 57.000 m ³ /jour (Buros, 1990).	Grande : 2.000 à 20.000 m ³ /jour	- Installations de petites et de moyennes capacités (<5000 m ³ /jour) - Capacité plus importante si association avec d'autres techniques comme le MED (25000 m ³ /jour)
Avantages	Fiabilité	Récupération d'énergie (chaleur latente de vaporisation) maximale Bons rendements	Faible consommation électrique
Inconvénients	Important prétraitement		Rendement limité à cause de problèmes de corrosion et d'entartrage des composants

Tableau 1 - Techniques de dessalement s'appuyant sur la distillation

2.2.1.2 Les procédés membranaires

Les procédés membranaires mettent en jeu des barrières (appelées membranes) qui permettent de retenir les composants présents en phase aqueuse, sans changement de phase de l'eau. La force de transfert est, soit un gradient de pression (cas de l'osmose inverse et de la nanofiltration), soit un gradient de potentiel (cas de l'électrodialyse). Ils consomment donc de l'énergie hydraulique.

Les principales techniques de séparation par membrane sont présentées dans le Tableau 2, une description plus détaillée est proposée en Annexe 2.

	Osmose inverse (OI)	Nanofiltration (NF)	Electrodialyse (ED)
Principe	Membrane semi-perméable Pression osmotique	Membrane semi-perméable à porosité contrôlée Gradient de pression	Migration des espèces ioniques sous l'effet d'un champ électrique
Prétraitement de l'eau	Nécessaire	Nécessaire	Nécessaire
Capacité de traitement	Faible à grande	Faible à grande	Faible à grande
Avantages	Purification poussée	Perméabilité de la membrane plus élevée qu'en osmose inverse : flux d'eau traitée 5 fois plus importants. moins énergétique que l'osmose inverse	Consommation d'énergie électrique directement proportionnelle à la quantité de sel à extraire.
Inconvénients	Eaux agressives et peu minérales : post traitement nécessaire – si production d'eau potable.	Moins sélectif que l'osmose inverse Post-traitement nécessaire	Coût
Autres informations		Souvent appliqué en amont d'autres techniques (osmose inverse ou MED) pour éviter les phénomènes parasites (entartrage, colmatage).	Développement limité au traitement des eaux saumâtres , principalement pour des questions de coût.

Tableau 2 - Techniques de dessalement s'appuyant sur une séparation par membrane

2.2.2 Problèmes techniques rencontrés en dessalement

Les problèmes rencontrés dans les différents procédés de dessalement sont principalement liés à l'utilisation de solutions salines concentrées ou à la production d'eaux agressives (excès de gaz carbonique par rapport à l'équilibre). Ce sont la corrosion, l'entartrage et le colmatage.

2.2.2.1 La corrosion

La corrosion des matériaux par l'eau de mer (ou des solutions salines concentrées) est un phénomène important qui conditionne la durée de vie des installations, donc leur coût. Elle dépend d'un certain nombre de facteurs, comme :

- la teneur élevée en chlorures la teneur en oxygène dissous la présence de H₂S
- la présence de particules solides, de bactéries, d'organismes marins (algues) et
- la conductivité.

Cette dernière, très élevée en eau de mer, peut conduire à des effets galvaniques si les matériaux ne sont pas judicieusement choisis. L'utilisation dans le circuit haute pression d'osmose inverse d'aciers austénitiques ou ferritiques voire de titane (coût élevé) est recommandé malgré des surcoûts importants. Il en est de même pour les évaporateurs dans lesquels circulent de l'eau de mer à haute température.

La production d'eaux trop agressives par distillation ou par osmose inverse implique une remise à l'équilibre de ces eaux avant injection dans les réseaux d'eau potable et parfois une reminéralisation lorsque la teneur en sels dissous est insuffisante. Dans le premier cas une simple neutralisation peut être suffisante par exemple à la chaux ou la soude, mais dans le second l'ajout de chaux doit être combiné à celui de gaz carbonique (Legrand et Leroy, 1995).

2.2.2.2 L'entartrage (scaling)

L'entartrage correspond à la formation d'un dépôt de sels minéraux. C'est un phénomène qui se produit sur les surfaces d'échanges aussi bien thermiques que membranaires qui sont des zones de concentration ionique élevée. L'entartrage est lié à la formation de solides amorphes ou cristallisés qui est fonction de la température (diminution de la solubilité quand la température augmente) et de la composition de l'eau.

La formation de tartre doit être évitée pour maintenir un fonctionnement correct des installations. Une première solution consiste à jouer sur le procédé même : apport d'énergie calorifique supplémentaire dans le cas des procédés de distillation, application d'une pression supérieure dans celui des procédés membranaires. Une deuxième solution consiste à prétraiter l'eau par :

- l'ajout d'acide qui induit une décarbonatation du milieu par dégazage du gaz carbonique formé à partir des hydrogénocarbonates ;
- l'ajout de chaux et de germes de cristallisation qui favorise la précipitation du carbonate de calcium ;
- l'emploi d'inhibiteurs d'entartrage : polyphosphate, organophosphate, polymères polycarboxyliques.

Le traitement va dépendre de la nature de la ou des espèces susceptibles de provoquer l'entartrage et du procédé de dessalement utilisé.

Quelle que soit la solution adoptée, elle augmente le coût du dessalement.

2.2.2.3 Le colmatage (Fouling)

Les eaux brutes naturelles peuvent également contenir des substances organiques, des microorganismes. En osmose inverse ces organismes qui sont retenus par les membranes peuvent les encrasser et trouver des conditions favorables à leur développement. Elles forment alors un biofilm qui peut conduire au colmatage des membranes. Ce phénomène a des conséquences directes sur la capacité de production des installations et le coût du process.

Comme pour les autres problèmes il est possible de réduire le colmatage par un prétraitement adéquat : dans certains cas une étape de coagulation-floculation suivie d'une filtration sera indispensable (Boixadera, 2001).

2.2.3 Qualité de l'eau produite

2.2.3.1 Par distillation

L'eau obtenue par distillation est très peu minéralisée, la teneur en sels dissous est généralement comprise entre 5 et 30 mg/l. Elle n'est donc pas conforme aux normes de potabilité et il est nécessaire de la reminéraliser aux environs de 300 mg/l.

Cet apport peut être réalisé en faisant des mélanges d'eaux, eau distillée - eaux saumâtres par exemple ce qui permet d'une part de diminuer les coûts de dessalement par augmentation de la production et d'autre part de valoriser les eaux saumâtres existantes.

2.2.3.2 Par les procédés à membranes

- Electrodialyse

Par électrodialyse, on produit relativement facilement une eau ayant une teneur en sel de l'ordre de 300 – 400 mg/l. Ce procédé convient donc principalement pour les usages domestiques.

- Osmose inverse

La salinité de l'eau produite par osmose inverse dépend principalement de la sélectivité de la membrane. Dans le cas de l'eau de mer on utilise en général des membranes ayant une sélectivité de l'ordre de 99 % ce qui permet d'obtenir une eau aux environs de 400 mg/l à partir d'une eau de mer à 40 g/l. Dans le cas des eaux saumâtres la sélectivité des membranes utilisées est plutôt d'environ 90 %. On obtient ainsi une eau de salinité comprise entre 100 et 500 mg/l lorsque la salinité de l'eau saumâtre varie entre 1 et 5 g/l (Maurel, 2001). Toutefois elles sont souvent agressives et doivent être remises à l'équilibre (neutralisation).

2.2.4 Tendances, évolution des techniques

Comme le montre la figure 2, qui présente le pourcentage d'utilisation de chacune des principales techniques de dessalement dans le monde en 2002, les techniques les plus utilisées sont la distillation multi-flash et l'osmose inverse.

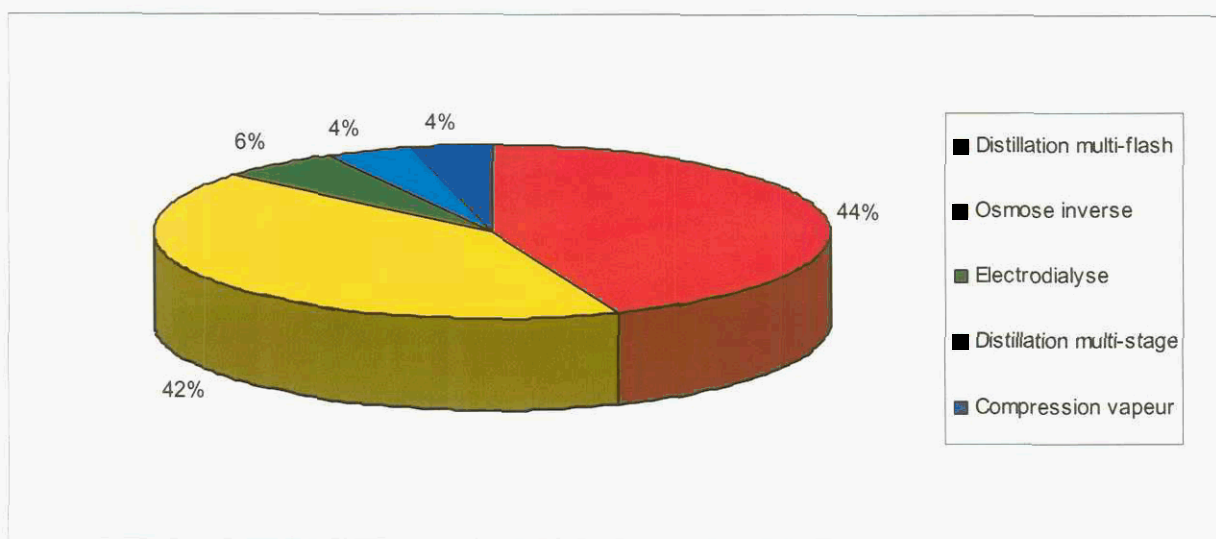


Figure 2 - Les techniques de dessalement dans le monde.

Source: IDA. Cité en: Hydroplus N° 121, International Water Review, March 2002 .

Le développement du marché du dessalement a toujours été lié à l'abaissement du prix de revient de l'eau qui dépend pour une bonne part de la consommation énergétique du procédé. De fait, l'évolution des techniques a toujours été guidée par l'objectif "Abaisser la consommation énergétique".

C'est pourquoi les unités de **distillation** fonctionnent sur le principe de la **cogénération** : la vapeur fait aussi tourner des centrales électriques ce qui réduit le coût de production. Toutefois, pour des questions de coût de transport d'énergie, il convient d'utiliser cette énergie électrique dans des complexes industriels ou des agglomérations situés à proximité.

En ce qui concerne l'**osmose inverse**, la **récupération d'énergie** s'effectue en sortie du module membranaire, le fluide concentré haute pression étant utilisé pour faire fonctionner soit une turbine soit un système à piston.

Les techniques thermiques étant réputées encombrantes et longues à installer, les fabricants (Alfa Laval, Entropie et Sidem) proposent désormais des **unités pré-montées** qui utilisent des échangeurs en plaques plutôt que des échangeurs tubulaires verticaux. Ces installations nécessitent de ce fait moins de génie civil, des délais de livraison plus courts, un encombrement au sol réduit.

L'emploi, en amont de la MSF, de la nanofiltration qui permet de réduire la concentration des ions divalents sulfate, magnésium, calcium est de plus en plus proposée pour réduire les coûts de prétraitement. Ce **couplage de procédés** permettrait d'augmenter la température maximale d'utilisation des concentrats sans ajout de produits anti-tartres ou avec de faibles doses. Comme elle retient aussi les espèces responsables du colmatage, la nanofiltration est également proposée en amont de l'osmose inverse.

Enfin quel est l'avenir des techniques ? L'osmose inverse va-t-elle remplacer la distillation comme certains le prédisent ? Ceci est peu vraisemblable car les deux techniques présentent des avantages qui devraient leur permettre de rester présentes toutes deux sur le marché.

Les avantages de l'osmose inverse sont nombreux :

- Une faible consommation énergétique : environ 3-4 kWh/m³ dans le cas d'une eau de mer à 35 g/l grâce à la mise en place de systèmes de récupération d'énergie et à l'augmentation des taux de conversion,
- Des investissements plus faibles dus en particulier à l'amélioration des performances des membranes (taux de rejet sur eau de mer de 99,6 % avec une perméabilité de 1 l.h⁻¹ m².bar¹) et à une diminution importante des coûts des membranes,
- Une gamme très importante de capacité disponible commercialement, allant de quelques litres par jour pour des appareils individuels de survie à des installations de plus de 100 000 m³/jour.

Mais l'osmose inverse présente aussi quelques **inconvénients** :

- Les membranes sont sensibles au colmatage, et en particulier au biofouling .
- La salinité d'eau produite qui se situe aux environs de 300-500 ppm convient bien pour les usages domestiques, mais est trop importante pour certains usages industriels ;
- La salinité de l'eau de mer, si elle est trop élevée (45-50 g/l) entraîne une hausse non négligeable des coûts (nécessité de prévoir dans certains cas deux étages pour maintenir la qualité de l'eau déminéralisée).

On peut donc penser que les procédés de distillation (compression de vapeur pour les petites unités et multiples effets et/ou FLASH pour les grandes unités) resteront présents sur le marché, en particulier dans les cas suivants :

- eau de mer à salinité élevée (> 40 g/l) comme dans le Golfe Arabo-Persique : les performances et les coûts de la distillation n'étant pas modifiés par une augmentation de salinité ;
- eau de mer à fort pouvoir colmatant suite à la présence de colloïdes, de matières en suspension très fines ou d'hydrocarbures ; les unités de distillation étant nettement moins sensibles aux problèmes de colmatage ;

- obtention d'eau ultra pure pour l'industrie soit pour l'alimentation de générateurs de vapeur, soit pour l'industrie électronique, l'eau produite par distillation pouvant atteindre facilement des salinités comprises entre 5 et 30 ppm ;
- sites disposant d'énergie dégradée (vapeur ou eau chaude à 110 ou 120 °C) à coût très faible, voire nul : le procédé de distillation à multiples effets, qui nécessite seulement 2 à 3 kWh/m³ pour le pompage, devient alors plus performant, du point de vue énergétique que l'osmose inverse (Maurel, 2001).

2.3 COUTS DU DESSALEMENT

Se faire une opinion des coûts est assez difficile car l'interlocuteur, en général un industriel, aura tendance à minimiser le prix. La précision des coûts annoncés n'est donc pas de mise. Ils dépendent en effet d'un ensemble de paramètres, comme la capacité de l'installation, la technologie employée, la situation géographique des équipements et leur accès, l'énergie consommée, le coût de la main d'œuvre ou les réseaux de distribution,....

Un autre coût, non pris en compte actuellement dans les chiffres annoncés, concerne les déchets produits par le dessalement (saumures et autres produits chimiques) rejetés dans l'environnement (rejets en mer pour le dessalement d'eau de mer, épandage sur terre pour celui des eaux saumâtres) (Chartier, 2002).

Les chiffres présentés ci-après proviennent essentiellement d'une synthèse réalisée par Maurel qui, bien que sans doute neutre, utilise des données fournies par des industriels.

2.3.1 Coûts de fonctionnement – coûts variables

Il est très difficile de donner des coûts précis sans une étude effectuée **au cas par cas** prenant en compte les conditions locales à la fois techniques et économiques.

2.3.1.1 Conditions techniques

Parmi les conditions techniques à considérer on peut citer :

- Les caractéristiques des eaux à traiter. Tout d'abord la salinité, mais également les paramètres susceptibles d'induire soit un entartrage soit un colmatage : dureté, teneur en sulfate, carbone organique total. Ces derniers exigent l'insertion d'un prétraitement plus ou moins complexe.
- Les caractéristiques des eaux produites, par exemple les eaux produites par osmose inverse sont généralement agressives et exigent la remise à l'équilibre donc un post-traitement.
- Les caractéristiques d'utilisation de l'installation, temps de fonctionnement, capacité, main d'œuvre ou automatisation de l'installation.
- Les sources d'énergie disponibles.

Exemple : Influence de la salinité de l'eau à traiter sur les coûts

Les coûts du dessalement par des procédés de distillation sont dans une première approche indépendants de la salinité.

Ce n'est pas vrai pour les procédés membranaires. Une augmentation de salinité se traduit dans le cas de l'électrodialyse par des investissements liés à une utilisation de surface membranaire plus importante et une consommation électrique supérieure puisqu'elle est proportionnelle à la quantité de sel à extraire.

Dans le cas de l'osmose inverse, une hausse de salinité implique l'utilisation de membranes plus sélectives et par là même de perméabilité plus faible. Le flux d'eau produite étant proportionnel à cette dernière il diminue. D'autre part la pression osmotique augmentant avec la salinité, il convient d'appliquer des pressions plus élevées (Maurel, 2001).

Comme le montre la figure 4, les **procédés membranaires** sont **à priori plus intéressants pour les eaux saumâtres** que les procédés de distillation.

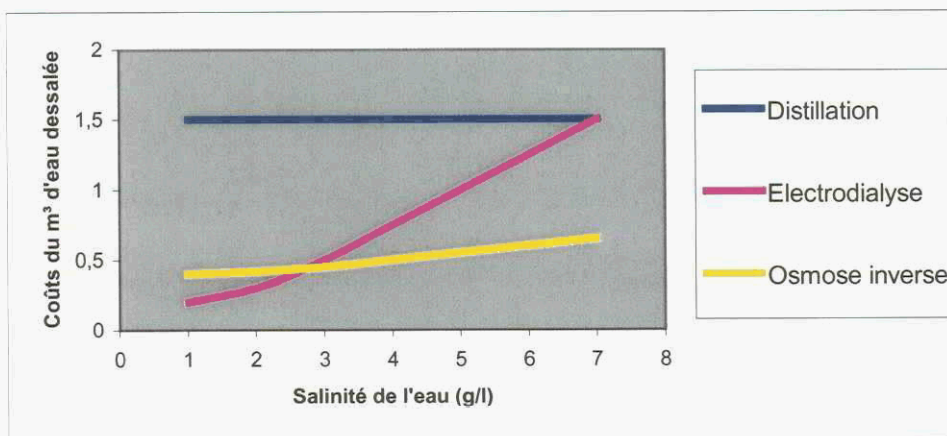


Figure 3 - Coûts du dessalement (dollars) en fonction de la salinité de l'eau saumâtre

Source : Maurel (2001). Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres.

2.3.1.2 Conditions économiques

En dehors des conditions techniques, l'aspect économique peut être très différent d'un pays à l'autre ou d'une région à l'autre. Plusieurs coûts sont à prendre en compte : le coût de l'énergie, de la main d'œuvre, des produits chimiques mais aussi le cours des monnaies (inflation, prix du dollar,...).

- **Coût de l'énergie** : ce coût est nul sur une plate-forme offshore, peu élevé au Moyen-Orient, et très élevé pour des sites isolés. Dans certains cas il peut n'y avoir

aucun lien entre le prix de revient et le prix payé par le client par suite de subventions publiques (cas des Antilles Françaises, de l'Arabie Saoudite).

- *Coût des produits chimiques* suivant que ces produits sont fabriqués localement ou doivent subir des transports plus ou moins longs.
- *Fluctuation des monnaies* : en particulier pour les modules d'osmose inverse qui proviennent presque exclusivement des USA, les variations du cours du Dollar ne permettent pas de donner des coûts avec une grande précision.
- *Inflation variable* en fonction des pays et au cours du temps.
- *Conditions de financement* (taux d'intérêt).
- *Coût de la main d'œuvre* (Maurel, 2001).

2.3.2 Coûts d'investissements

L'investissement spécifique (francs ou dollars par m³/jour de capacité installée) peut être scindé en deux parties :

- coût de l'usine proprement dite,
- frais du propriétaire.

2.3.2.1 Coût de l'usine proprement dite

Cette partie correspond au coût de l'usine de dessalement montée sur un site aménagé où vapeur et électricité sont disponibles sauf pour les petites unités de distillation où le générateur de vapeur est inclus.

2.3.2.2 Frais de l'investisseur

Cette partie des investissements comprend :

- les études préliminaires ainsi que les frais d'ingénieurs-conseils,
- l'achat éventuel du terrain et l'aménagement du site (génie civil, route d'accès, clôtures, ...),
- la prise d'eau de mer (pompage, filtration grossière, chloration). Rappelons que dans le cas du FLASH pour produire 1 m³ d'eau douce, il faut pomper 10 m³ environ d'eau de mer,
- les rejets de saumure (il faut en effet que le lieu de rejet soit situé à une distance suffisante de la prise d'eau de mer),
- les tuyauteries ainsi que le stockage de l'eau douce,
- les magasins pour pièces détachés et outillages ainsi qu'un jeu de pièces de rechange,
- le démarrage de l'usine ainsi que la formation du personnel.

Il est évident que cette partie des investissements dépend de chaque cas particulier. Elle peut être très faible dans le cas d'une usine qui s'implante sur un site industriel existant. Elle peut être élevée dans le cas d'une usine construite sur un site sans infrastructure.

Les ordres de grandeur des investissements des différents procédés de dessalement d'eau de mer et d'eaux saumâtres sont donnés dans le tableau 3.

	Procédé	€ par m ³ /jour
Eau de mer	Multi-Flash	1 270 - 2 540
	Multiplés Effets	1 140 - 2 280
	Compression de vapeur	1 140 - 2 280
	Osmose inverse	1 000 - 2 000
Eaux saumâtres	Osmose inverse	250 - 570
	Électrodialyse	370

Tableau 3 - Ordres de grandeur des investissements pour les différents procédés de dessalement (Maurel, 2001).

2.3.3 Tendances-évolution des coûts

Le coût de l'eau dessalée peut être estimé en faisant la somme des trois postes suivants :

- charges financières,
- coût de l'énergie,
- coûts de conduite, d'exploitation et d'entretien.

Les ordres de grandeur du coût de l'eau dessalée sont donnés dans le tableau 4.

	Procédé	€ par m ³
Eau de mer	Unités très grandes (> 5000 m ³ /j)	0.70 - 0.80
	Unités moyennes (>100 - 5000 m ³ /j)	1.00 - 1.50
	Unités petites (< 100 m ³ /j)	2.00 - 3.00
Eaux saumâtres	Grandes unités	0.20 - 0.40
	Petites unités	0.50 - 0.70

Tableau 4 - Ordres de grandeur du coût de l'eau dessalée (Maurel, 2001).

De ce tableau, plusieurs constatations peuvent être faites :

- Le coût du dessalement des eaux saumâtres est nettement inférieur à celui du dessalement de l'eau de mer : le rapport entre les deux est d'environ 40 %. Ceci est en partie lié à la moindre quantité d'énergie nécessaire pour purifier des eaux moins chargées (Figure 5) ;
- Les coûts du dessalement diminuent de manière importante avec la taille de l'installation d'où l'intérêt de construire des installations de capacité importante si la demande le permet.
- **Dans les conditions techniques et économiques les plus favorables, les coûts de l'eau dessalée se situent aux environs de :**
 - 0.7 – 0.8 €/m³ dans le cas de l'eau de mer ;
 - 0.2 – 0.4 €/m³ dans le cas des eaux saumâtres (Maurel, 2001).**

Dans une unité de dessalement, les postes les plus chers sont, dans l'ordre :

- l'énergie et la durée d'amortissement de l'installation
- le suivi et la maintenance (surtout pour la distillation),
- le prix des membranes de remplacement,
- les pièces de rechange et enfin
- les produits chimiques indispensables au procédé.

Les deux premiers postes représentent environ 70 % du coût de l'installation. La durée de l'amortissement n'est pas systématiquement annoncée au client, ce qui peut rendre le prix du mètre cube artificiellement attractif (Crié, 2000).

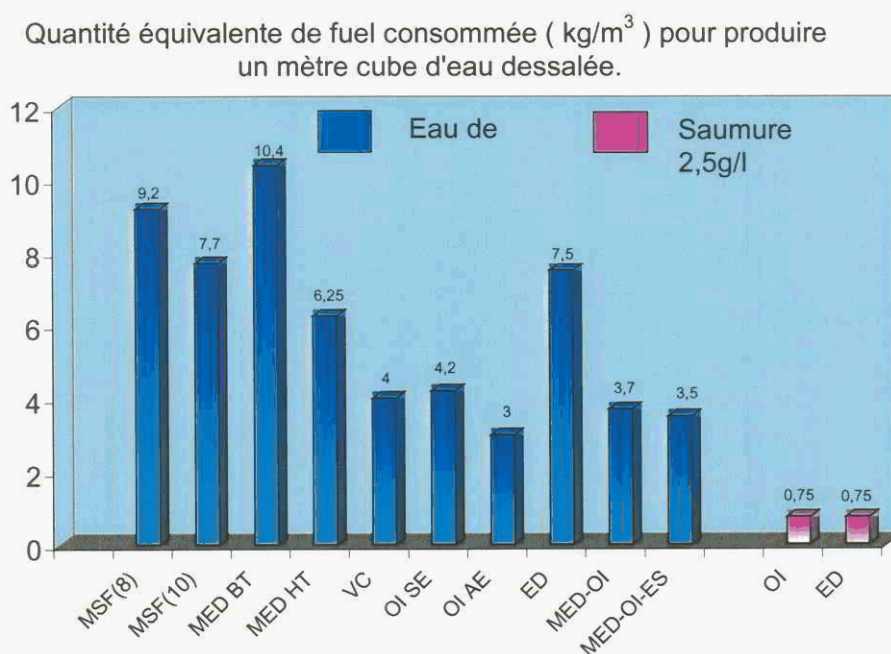


Figure 4 - Quantité équivalente de fuel pour produire un mètre cube d'eau par différentes technologies. (Maurel 2001, Chartier 2002).

Le progrès technique et la croissance du marché ont fait baisser les coûts du dessalement. Le coût de production du mètre cube (d'eau potable à partir d'eau de mer) a baissé d'environ 6 euros, il y a une vingtaine d'années, à environ 1 euro aujourd'hui (M. Chartier, 2002).

Selon l'Association internationale de dessalement américaine, le coût moyen de l'eau potable produite dans des usines récentes de dessalement aux Etats-Unis (de capacité 4 000 à 100 000 m³/jour) oscille entre 0,75 et 3 dollars par mètre cube, et entre 0,25 et 0,60 dollar pour les eaux saumâtres (Maurel, 2002 in Chartier, 2002).

Comme le montre la Figure 6, ces coûts se rapprochent des coûts de traitement d'eau par des techniques conventionnelles (chloration, coagulation, floculation, filtration), mais ils sont et resteront toujours supérieurs, compte tenu des investissements

nécessaires et des frais de fonctionnement, consommation d'énergie en particulier (Maurel, 2002). Quoiqu'il en soit, les méthodes conventionnelles ne permettent pas d'éliminer le sel. En pratique, on est souvent obligé d'utiliser ces dernières en amont du Dessalement pour conditionner les eaux.

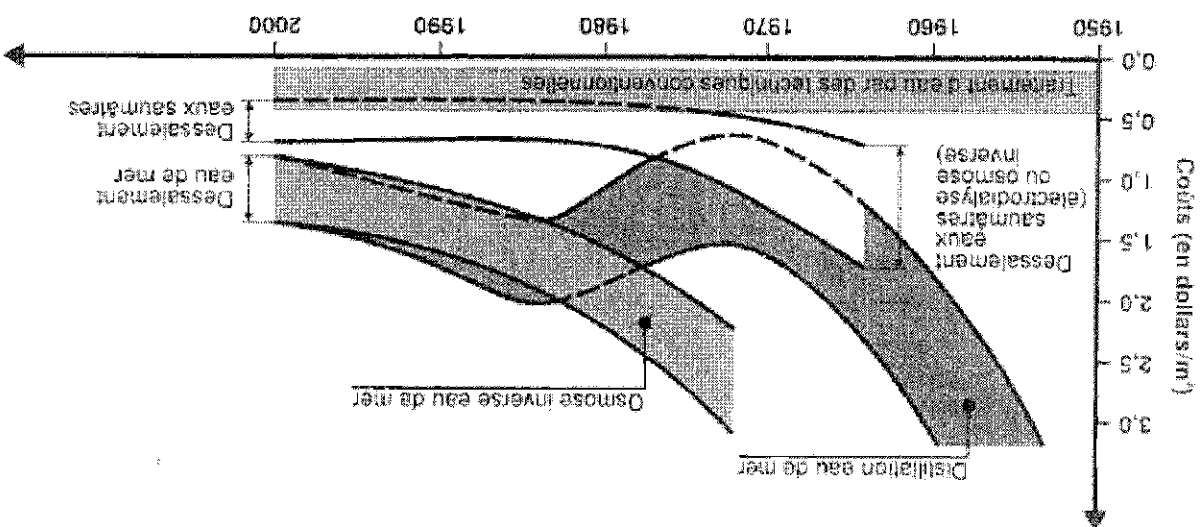


Figure 5 - Evolution des coûts du Dessalement au cours du temps
Source : Maurel (2001) Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres.

2.4 PRATIQUES DE DESSALEMENT DANS LE MONDE

A la fin des années 60, la capacité mondiale de Dessalement – essentiellement localisée dans les pays du golfe Persique –, était de 800 m³ par jour, les procédés de distillation de l'eau de mer étant pratiquement seuls sur le marché. Dans les années 70 les premiers systèmes de filtration sur membranes (électrodialyse et osmose inverse) ont été commercialisés. A l'aube des années 80, le Dessalement était devenu un vrai créneau commercial, et la capacité mondiale installée avait déjà presque triplé. En 1990, un inventaire commandé par l'International Desalting Association (IDA) faisait état de 13,2 millions de m³ par jour installés (Cré, 2000).

Au 1^{er} janvier 2000, quelques 13 000 usines de Dessalement, d'une capacité de production totale de 26 millions de mètre cube/jour, fonctionnaient dans plus de 120 pays. Ces usines sont principalement situées dans les régions du Moyen-Orient, les Etats-Unis, l'Espagne et le Japon (Figure 6). Le Koweït et le Qatar dépendent presque exclusivement du Dessalement pour leur alimentation en eau douce. Si une certaine de pays possède des installations, dix concentrent 75 % de la production. Parallèlement aux grosses unités, une centaine de petites installations (moins de 20 m³/jour) fonctionnent grâce aux énergies renouvelables, solaire et éolienne.

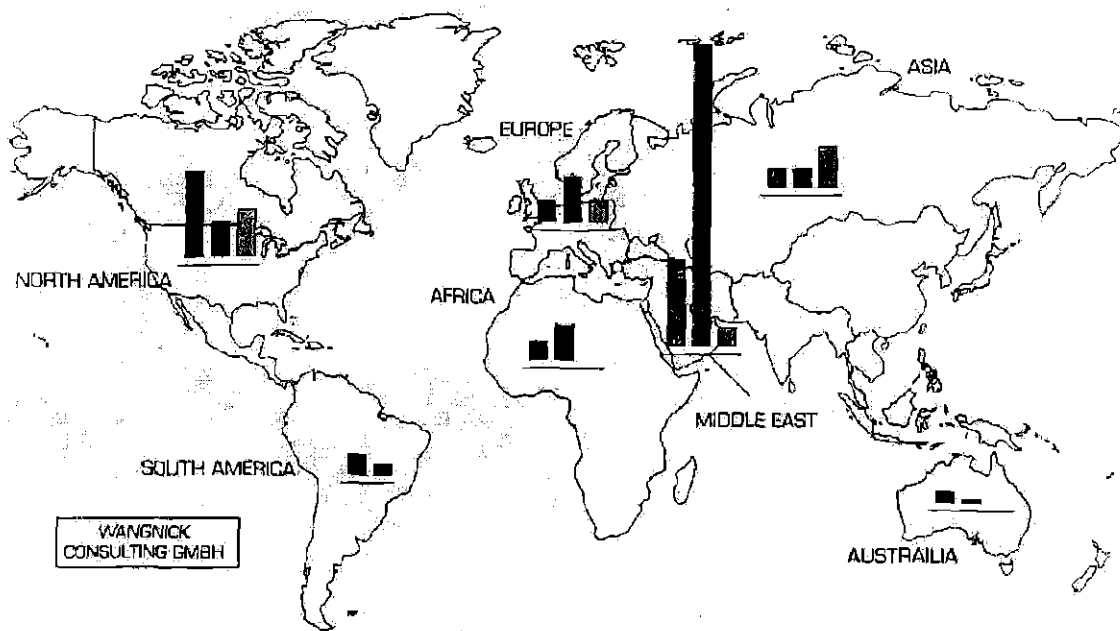


Figure 6 - Répartition géographique de la capacité mondiale de dessalement

Source : Desalination & Water Reuse. Novembre/Décembre 2002 – Vol 12/3

Le montant des investissements, l'énergie et la durée d'amortissement, les frais d'exploitation et de maintenance constituent le principal frein au développement des unités de dessalement dans les pays où l'eau douce manque cruellement (Chartier, 2002).

Le dernier rapport publié par l'IDA en 2002 à la suite d'une enquête auprès de 500 compagnies, indique un total de 15233 unités de dessalement installées ou contractualisées dans le monde. Ce nombre relatif à des installations produisant plus de 100 m³ / jour par unité, conduit à une capacité totale de 32,4 millions de m³ / jour. Ce rapport précise que l'Arabie Saoudite (18,7%) les Etats-Unis (15,8%) et les Etats Arabes Unis (14,6%) possèdent à eux trois les capacités de dessalement les plus grandes. Par contre ce sont les Etats-Unis qui ont le plus d'unités (20,8%) puis l'Arabie Saoudite (15%) et enfin le Japon (9,2%).

Dans la figure 7 sont reportés pour trois séries de procédés : Distillation multiples effets (MSF) en bleu, procédés membranaires (Osmose inverse et nanofiltration) en rose ainsi que MED et Compression de vapeur (CV), les trois pays qui utilisent le plus ces procédés et les pourcentages par rapport à la capacité totale installée dans le monde de chaque technique.

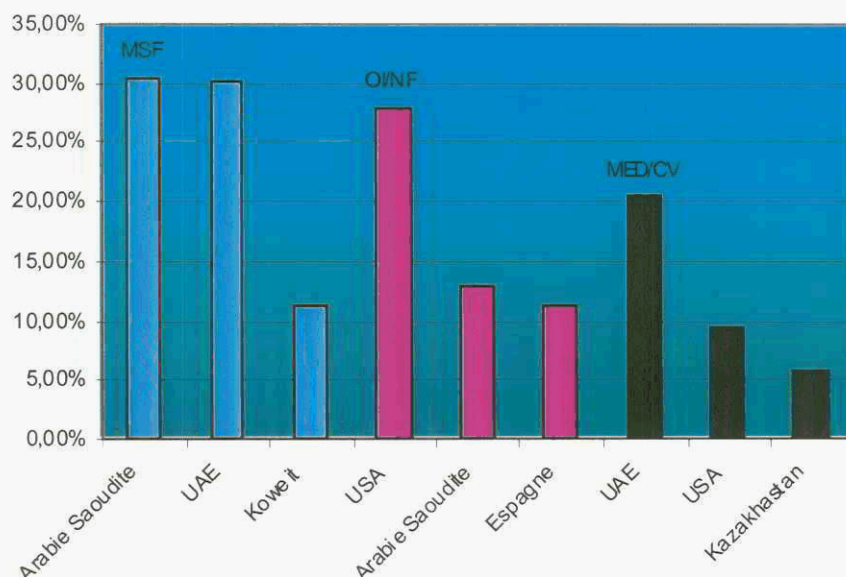


Figure 7 - Principaux pays utilisateurs des techniques de dessalement et contribution de chaque technique à la capacité mondiale des installations de dessalement

Source : Desalination & Water Reuse. Novembre/Décembre 2002 – Vol 12/3

L'Arabie Saoudite, qui pompe principalement l'eau de mer et utilise la distillation, génère à elle seule 26 % de la production mondiale. Les Etats-Unis, qui s'approvisionnent au contraire en nappe et utilisent surtout l'osmose inverse, arrivent loin derrière avec 12 %.

Quant aux usagers, ce sont d'abord des municipalités, puis des industriels, suivis des compagnies électriques et des militaires, sans oublier des **unités** dispersées **destinées à l'usage exclusif du tourisme et de l'irrigation**. Ces deux derniers usages prennent aujourd'hui un **véritable essor** (Crié, 2000).

2.5 DESSALEMENT ET ENVIRONNEMENT

(Crié, 2000). (Mickley, 1993)

Le marché du dessalement étant en plein expansion, l'implantation d'un grand nombre d'usines nouvelles de dessalement dans les années à venir paraît donc inévitable. Comme toute industrie, celle du dessalement exige des conditions optimales de fonctionnement mais celles-ci ne doivent pas être établies sans tenir compte d'un éventuel impact de cette industrie sur l'environnement (Mickley, 1993, Crié, 2000). L'avenir de l'industrie et celui de notre planète en dépendent.

Le fonctionnement optimal d'installations de dessalement d'eau de mer exige une prise d'eau brute de bonne qualité sans risque de contamination. Une zone de protection est donc nécessaire. Quel que soit le procédé, un prétraitement des eaux brutes et un post

traitement des eaux produites sont réalisés avec le plus souvent l'emploi de produits chimiques. D'autres substances sont également utilisées pour lutter contre l'entartrage, la corrosion ou le colmatage des membranes. On retrouvera donc ses composés dans les effluents rejetés. De plus l'implantation d'une usine nécessite en premier lieu l'achat d'un site dont la taille est à la mesure de l'installation et un apport d'énergie soit électrique soit thermique.

Les experts s'accordent pour considérer que les points les plus importants à traiter lors de l'implantation d'une usine de dessalement sont les suivants :

- La localisation de l'usine ;
- L'évacuation des solutions salines concentrées ;
- Le choix de l'énergie utilisée.

Comme toute nouvelle construction industrielle le choix du site doit être réalisé en prenant en compte les souhaits de la population, des écologistes, des politiques.

Le particularisme de ce type d'industrie qui produit de l'eau potable à partir d'eau brute impose que l'on puisse après et pendant la construction, protéger le site pour maintenir constante la qualité de l'eau. La problématique « rejets salins » doit donc être bien étudiée pour éviter de perturber l'environnement à plus ou moins long terme. Dans le cas de l'osmose inverse qui produit des rejets deux fois plus concentrés que l'eau de mer et plus concentrés que ceux des procédés thermiques (plus 10%) les nuisances pour l'écosystème ne sont pas obligatoirement négligeables.

Des études préalables de l'écosystème doivent donc être réalisées. Toutefois les études déjà publiées semblent indiquer que la dilution et la construction d'équipements de rejet loin de la côte, en tenant compte de la topographie, des courants et des caractéristiques des rejets (débits, concentration) permettent d'obtenir un très faible impact des rejets sur la vie marine et benthique (APEC MRC Working Group, 1998). D'autres dispositions peuvent être prises pour éviter ces nuisances : l'injection du concentré dans une couche aquifère saline, l'évaporation ou le transport par la canalisation en un point approprié (Buros, 1990).

La gestion séparée des effluents contenant les produits chimiques de nettoyage des membranes, et des composés pour lutter contre l'entartrage et la corrosion paraît nécessaire. La solution qui consiste à rejeter ces solutions dans les eaux souterraines n'est cependant pas recommandée.

D'un point de vue environnemental le meilleur procédé sera celui qui pollue le moins. Ce sera donc celui qui produit le plus faible débit d'eau salée, celui qui consomme le moins d'énergie ou qui utilise des énergies renouvelables, enfin celui qui modifie le moins l'écosystème.

En ce qui concerne les considérations énergétiques l'amélioration des rendements permet de diminuer la consommation en pétrole, et par là même la production des gaz à effets de serre ; ou celle en énergie nucléaire. Elle permet également d'abaisser le coût global du procédé car le prix de l'énergie représente de 25 à 40% du coût total .

L'utilisation d'énergie renouvelable comme l'énergie éolienne, l'énergie solaire, l'énergie géothermique a été envisagée mais elle ne semble économiquement viable

que pour des installations de faible capacité telles qu'il en existe dans les îles ou les déserts.

Si la gestion d'un projet de nouvelle implantation nécessite qu'on s'intéresse aux points précédents il convient également de ne pas perturber l'environnement pendant la phase de construction. Plusieurs points sont à considérer :

- Les modifications topographiques du milieu qui devront être minimisées ;
- Les pollutions atmosphériques : transport de particules, de gaz d'échappement qui devront si possibles être confinés ;
- Les pollutions sonores : déplacement des engins ;
- Les pollutions hydriques : qui devront être minimales pour ne pas perturber le site de prise d'eau et l'écosystème.

2.6 CONCLUSION SUR LE DESSALEMENT

Le dessalement d'eau de mer ou d'eau saumâtre est un moyen utilisé couramment dans de nombreux pays du globe pour la production d'eau destinée à la consommation humaine.

Deux types de techniques peuvent être utilisés à cet effet : la distillation et les procédés membranaires, chacune de ces techniques ayant plusieurs déclinaisons. Les procédés les plus utilisés dans le monde sont la distillation multi-Flash (MSF) et l'osmose inverse.

L'utilisation d'une technique de dessalement plutôt qu'une autre résulte d'une étude complète du contexte, et le choix s'effectue au cas par cas. Néanmoins, les procédés membranaires semblent a priori plus intéressants d'un point de vue économique pour les eaux saumâtres que les procédés de distillation.

Les améliorations techniques ont permis de diminuer la consommation énergétique de ces procédés et donc leur coût. Ainsi le prix de revient du mètre cube d'eau potable à partir d'eau de mer est passé d'environ 6 euros, il y a une vingtaine d'années, à environ 1 euro aujourd'hui, dans des conditions favorables d'exploitation et pour de grandes installations (100 000 m³/j).

Le coût annoncé dépendant en premier lieu de la concentration en sels, il est estimé inférieur de 40 % pour des eaux saumâtres (Maurel, 2001). Selon l'Association Internationale de dessalement américaine (IDA) le coût moyen du mètre cube d'eau produit dans des usines récentes de dessalement aux Etats Unis est compris entre 0,75 et 3 dollar et entre 0.25 et 0.6 dollar pour les eaux saumâtres.

Ces coûts comme nous l'avons montré étant fonction d'un grand nombre de paramètres comme la capacité, la situation géographique des installations, l'énergie consommée, le coût de la main d'œuvre, la qualité de l'eau brute...il convient d'être prudent lorsque l'on utilise ces informations chiffrées. Il faut également garder en mémoire que les coûts annoncés découlent de données fournies par des industriels, qui ont tendance à minimiser les prix.

Quoiqu'il en soit le prix du mètre cube d'eau dessalée baisse et le dessalement paraît pour les années à venir une solution possible pour remédier à la pénurie d'eau.

2.7 BIBLIOGRAPHIE

Les références suivantes concernent l'ensemble de la partie 2 ainsi que les annexes 1 et 2.

APEC MRC Working Group. (1998). Marine Resource Conservation in Chinese Taipei

AUDIBERT, A. ; ETCHEBARNE, M. (1999). Le dessalement de l'eau de mer. Principales techniques. Université de Poitiers. M.S.T. Géotechnologie environnementale. Module : information et communication. Enseignant : Bruno DESHOILLERES.

BANDELIER, P. ; DERONZIER, J.C. (2000-2001). Procédés thermiques de dessalement à haut rendement. CLEFS CEA. N° 44. P 81-82.

BOIXADERA, D. (2001). Le dessalement d'eau de mer. BRL Ingénierie.

BUROS, O.K. (1990). The ABC's of Desalting. Published by: International Desalination Association. Topsfield, Massachusetts, USA. Ed. IDA

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

CRIÉ, H. (2000). Demain, le dessalement. Hydroplus, supplément, Mars. p 4-21.

LEGRAND L. et LEROY P. (1995) Prévention de la corrosion et de l'entartrage dans les réseaux de distribution d'eau. Ed. Cifec, p.356.

MAUREL, A. (2001). Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce. Ed. Tech & Doc p226.

MAUREL, A. (2002). In CHARTIER, M. (2002). Les prix du dessalement. Hydroplus N°121, March. p 24-27.

MICKLEY, M.; HAMILTON, R.; TRUESDALL, J. (1993). Membrane Concentrate Disposal, AWWA Research Foundation, Denton in MICKLEY, M *et al* (1996) Environmental considerations for the disposal of desalination concentrates. Desalination & water reuse, vol 5/4, 56-61.

NISAN, S. (2000). Les procédés de dessalement. Dans le séminaire : Production combinée d'eau et d'électricité. Introduction à la gestion intégrée et durable de l'eau. Djerba, 27-28 Juin, 2000

PERREAU B.(1998) Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres : les techniques d'hier et d'aujourd'hui. Contexte économique et perspectives. Rapport ENGREF Montpellier. 12 p.

PONTIÉ, M. (2002). Module de Formation Permanente (et semaine ATHEN'S – Paris Tech de nov. 2002) intitulé : "Les techniques séparatives pour l'environnement". Maître de conférences et Responsable Pédagogique de la Formation. Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Paris.

SIMONET, F. (2001). Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières : le SEQ-eau. Dans : Adour Garonne. Revue de l'Agence de l'Eau. Spécial : Les systèmes d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ). Hiver 2000-2001. n°81, 7-9.

TAYLOR, J.S. ; JACOBS, Ed.P. (1996). Nanofiltration. Water Treatment. Membrane Processes. American Water Works Association Research Foundation. Lyonnaise des Eaux. Water Research Commission of South Africa. P 9.1-9.70 . Edition Mc Graw-Hill,

TSIOURTIS N. (2001) Desalination and the environment
Desalination 141 (2001) 223-236;

<http://www.aquariacentral.com/faqs/brackish/FAQ1.shtml#1a>

<http://www.ifremer.fr>

3 La recharge artificielle

3.1 GENERALITES

Le terme générique "recharge artificielle" regroupe toutes les actions anthropiques qui visent à intervenir positivement dans le cycle naturel d'alimentation des nappes d'eau souterraines.

De nombreux projets de recharge artificielle sont opérationnels dans les pays à climat aride ou semi-aride : Etats Unis, Australie, Maghreb, Moyen Orient, etc.. Dans les régions tempérées, les problématiques de gestion active de la ressource en eau ou de stockage tampon en aquifère sont en plein essor.

En favorisant le stockage puis la mobilisation de volumes d'eau non disponibles en raison de cycles hydroclimatiques déphasés par rapport aux cycles d'utilisation de l'eau, la recharge artificielle apparaît comme un outil de gestion des eaux superficielles et souterraines.

Les projets de recharge artificielle sont **pluridisciplinaires** car ils présentent une multiplicité d'aspects qui reflètent des **objectifs** et des **contextes très variés**.

Les principaux objectifs qui peuvent être associés à la réalisation de recharge artificielle sont :

- le stockage d'eau en période excédentaire, afin de pouvoir utiliser cette ressource de manière différée, lorsque les besoins sont supérieurs à la ressource disponible,
- le maintien des niveaux piézométriques, pour lutter contre des processus d'intrusion saline par exemple,
 - l'amélioration de la qualité des eaux,
- le rejet d'eau excédentaire, ...

ou la combinaison de plusieurs de ces objectifs.

Les différents contextes dans lesquels les projets de recharge artificielle s'inscrivent incluent :

- Le contexte socio-économique
- La géologie et l'hydrogéologie,
- Le contexte pédologique et d'utilisation des sols,
- Le contexte environnemental,
- Le climat,
- Les ressources disponibles pour la recharge,
- Le développement économique des pays concernés, ...

Une description plus poussée de la variété des objectifs possibles et de la variété des contextes est proposée en annexe 3.

3.2 TECHNIQUES DE RECHARGE ARTIFICIELLE

Ce chapitre présente les trois principaux types de dispositifs de recharge artificielle : la recharge à faible profondeur, la recharge en profondeur et les barrages souterrains.

3.2.1 Recharge à faible profondeur : dispositifs d'infiltration

Les dispositifs de recharge à faible profondeur sont utilisés pour réalimenter des nappes libres dont la surface piézométrique se situe à des profondeurs pouvant aller de 1 à 40 m, voire plus.

Ils s'appuient, à des degrés divers selon les dispositifs, sur les processus hydrodynamiques de l'infiltration. En fonction de la qualité des eaux utilisées, ils se heurtent cependant à des risques de colmatage, liés à des dépôts de matière en suspension, à des développements bactériens, à la croissance d'algues, au gonflement et à la dispersion d'argiles. Ils peuvent bénéficier en revanche d'une épuration du fluide injecté (cas d'effluents par exemple) : une partie des pollutions peut en effet être éliminée au cours de l'infiltration et du stockage. De plus amples détails sur ces différents points (infiltration, colmatage, géo-épuration) sont fournis en Annexe 4.

Schématiquement, il existe 5 grands types de dispositifs de recharge artificielle à faible profondeur.

- Les bassins d'infiltration,
- Le filtre à sable et le tertre d'infiltration,
- L'épandage,
- Le barrage et la diguette, ou l'infiltration dans le lit d'un cours d'eau,
- Les tranchées d'infiltration.

Le tableau 5 récapitule les principales caractéristiques de ces différents dispositifs. De plus amples détails sont fournis en Annexe 5.

3.2.2 Recharge en profondeur : dispositifs d'injection

Les dispositifs de recharge artificielle en profondeur consistent en l'injection d'eau dans un aquifère par l'intermédiaire d'ouvrages ponctuels (puits ou forages). Leur utilisation est motivée par :

- la grande profondeur à laquelle se trouvent les formations aquifères visées,
- la présence d'une formation très peu perméable qui confine le milieu aquifère,
- l'absence d'espace disponible en surface, tant pour le stockage que pour l'infiltration,
- la possibilité, en dispersant les puits, d'éviter les changements écologiques provoqués par une remontée de la surface libre trop près du sol (exemple de la nappe dunaire hollandaise).

	Caractéristiques	Avantages et inconvénients	Type d'eau utilisée
Bassins d'infiltration	Infiltration par le fond Bassins fonctionnant en alternance	Risque important de colmatage : opérations d'entretien nécessaires Plantation d'arbres à feuilles caduques proscrite à proximité de ces bassins	Eau en provenance de cours d'eau Effluents préalablement traités.
Filtre à sable et terte d'infiltration	Drains ou écoulement direct Bassins fonctionnant en alternance (alimentation et mise au repos)	Faisabilité économique dépendante de l'investissement mais également beaucoup des coûts de fonctionnement.	Eau usée Eau superficielle pour utilisation en eau potable...
Epandage	Sur terres agricoles	Risque d'un lessivage excessif des terres agricoles, ce qui peut entraîner une pollution par les engrais et les pesticides ou une salinisation des eaux souterraines Faible risque de colmatage	Eaux de cours d'eau en période excédentaire, hors période culturale.
Barrage et diguette, infiltration dans le lit d'un cours d'eau	Rendement de l'infiltration naturelle accru en cherchant à gagner sur : - la surface de la plage d'infiltration, - la charge hydraulique, - la durée de l'infiltration.	Utilisées essentiellement en pays arides ou semi-arides	Eaux de cours d'eau
Tranchées d'infiltration	Tranchées remplies de matériaux sablo-graveleux Injection par drains ou par la surface Infiltration à travers les parois latérales	Faible emprise au sol et coût d'entretien minime. Faible colmatage sauf exception Couverture des tranchées pour limiter le développement algair les apports éoliens, et donc le colmatage	Eaux superficielles

Tableau 5 - Différentes techniques de recharge artificielle à faible profondeur

La recharge en profondeur met en jeu soit une infiltration à partir du puits comme dans les bassins à faible profondeur, soit les lois de l'hydrodynamisme souterrain. Le premier mécanisme se produit dans le cas des nappes libres, lorsque le puits n'atteint pas le toit de la nappe ; le second dans le cas des nappes captives ou libres, lorsque le puits est crépiné dans la nappe. Dans ce dernier cas, lors des essais de dimensionnement d'un projet, il sera cependant nécessaire de réaliser, entre autres, à la fois des pompages d'essai et des essais d'injection.

De même que la recharge à faible profondeur, la recharge en profondeur est contrainte par le colmatage. Les principales causes de colmatage dans un puits d'injection sont :

- le piégeage de bulles gazeuses dans les parois de la formation,
- le développement bactérien,
- la réaction chimique entre l'eau injectée, l'eau souterraine, voire la formation géologique,
- le réarrangement des particules de la formation géologique,
- les matières en suspension.

Les processus de colmatage sont analogues à ceux observés dans le cas d'infiltration superficielle (cf. Annexe 4).

3.2.2.1 Dispositif type

Du point de vue technique (Annexe 6), les puits ou forages d'injection ne présentent en général aucune particularité, si ce n'est le dispositif d'alimentation.

D'anciens ouvrages de captage reconvertis sont couramment utilisés pour l'injection d'eau dans la nappe. Les ouvrages spécialement conçus présentent cependant l'avantage de pouvoir avoir des massifs de graviers épais pour tenter d'augmenter la surface de contact avec la formation aquifère. Le puits d'injection peut également être totalement rempli de matériaux grossiers (type puisard), les eaux à infiltrer étant alors épandues en surface. Ce dernier procédé permet d'éviter l'effondrement de puits artisanaux non cuvelés du fait de phénomènes de boullance.

Dans un forage équipé d'une crépine et d'un massif de gravier, il est impératif de contrôler le débit d'injection de façon à ce que l'écoulement dans le forage soit toujours en charge. En effet, dans le cas contraire, des bulles d'air peuvent être piégées dans le massif de graviers ou le terrain et provoquer ainsi une baisse de perméabilité du terrain aquifère.

Toute l'expérience acquise lors de la réalisation et du fonctionnement de doublets géothermiques peut être utilisée dans le cadre de recharge artificielle par injection en puits.

3.2.2.2 Le cas particulier de la technique ASR (Aquifer Storage Recovery)

L'ASR ("stockage et récupération en aquifère") constitue un cas particulier de la recharge artificielle par injection en puits ou forage.

Les données disponibles sur cette méthode sont essentiellement originaires des Etats-Unis où cette technique est opérationnelle ou en cours de développement sur plusieurs sites. Parmi ces données, l'ouvrage de Pyne (1995), (*voir détails en Annexe 7*) occupe une place centrale. Par ailleurs, compte tenu de la relative nouveauté de cette technique et du fait qu'elle est essentiellement mise en œuvre par des bureaux d'études, qui ne publient pas au sein des revues scientifiques « classiques », les publications sur cette technique sont relativement rares.

Quoi qu'il en soit, l'ASR ressort comme un outil efficace de gestion de la ressource en eau. Il consiste à stocker des eaux excédentaires d'origines diverses dans un aquifère par **injection dans un puits**, puis à réutiliser ces eaux par **pompage dans le même puits** en période de pénurie et/ou de forte consommation. Un objectif complémentaire peut être également le traitement des eaux injectées.

La technique ASR est particulièrement intéressante dans un contexte littoral tel que celui de la **Vendée**. En effet, dans ces conditions spécifiques, une variante de la technique ASR peut être mise en œuvre, qui valorise des **aquifères saumâtres ou salés**. Le principe de la méthode consiste à développer (injection) et à résorber (pompage de récupération) de manière contrôlée une "**bulle d'eau douce**" au sein de l'aquifère (Pyne, 1995, Schoen et Lachassagne, 1998). La mise en œuvre de quelques cycles initiaux d'injection – pompage permet de « laver » l'aquifère aux environs du puits d'ASR et d'atteindre, de manière opérationnelle, un rendement volume d'eau injectée / récupérée (aux normes A.E.P., vis à vis des chlorures en particulier), de l'ordre de 70 à 90 % .

En outre, les aquifères littoraux saumâtres ou salés présentent l'intérêt :

- de n'être que peu ou pas valorisés (sauf éventuellement par des piscicultures), ce qui limite les conflits d'intérêt,
- de montrer de faibles gradients hydrauliques (voire des gradients quasi nuls), ce qui réduit fortement les « pertes » du dispositif d'ASR qui pourraient être liées à l'écoulement de la nappe et à la migration associée de la bulle d'eau douce.

Par ailleurs, comme indiqué plus haut, la recharge artificielle peut aussi contribuer à la création de barrières hydrauliques, réduisant l'occurrence d'intrusion saline et permettant de ce fait une augmentation des prélèvements en amont, au sein du même aquifère.

3.2.3 Barrages souterrains

La réalisation de barrages souterrains barrant partiellement ou totalement les écoulements souterrains peut être indiquée pour :

- maintenir des niveaux piézométriques hauts,
- limiter la vidange naturelle des aquifères et ainsi augmenter la productivité des captages,
- empêcher l'intrusion des eaux salées en secteur côtier.

Ce type de dispositif peut aussi permettre d'augmenter le rendement d'un dispositif de recharge artificielle classique situé en amont, en limitant les fuites liées à un écoulement trop rapide de la nappe.

Les barrages souterrains peuvent être réalisés par la mise en place de rideaux de palplanches, la réalisation de parois étanches en coulis de bentonite ciment, ou la réalisation de tranchée remplie de matériaux argileux compactés.

Ils s'appliquent à des **aquifères alluviaux (y compris côtiers), karstiques ou poreux**.

En **Vendée**, ce type de dispositif pourrait trouver des applications, de manière couplée ou non avec des dispositifs de recharge artificielle, au sein d'aquifères alluviaux, karstiques ou poreux soumis au risque d'intrusion saline. Ils permettraient d'augmenter l'efficacité et le rendement de sites de pompages existants ou de futurs sites de recharge artificielle en limitant la propagation du biseau salé.

3.3 APPROCHE ECONOMIQUE

L'importance des eaux souterraines en tant que ressource dépend essentiellement des éléments suivants :

- la disponibilité de l'eau,
- la quantité et la qualité de la réserve,
- la comparaison économique avec les autres ressources,
- les paramètres économiques de son exploitation,

Les deux premiers points peuvent être résolus par une étude préalable et ne présentent guère de difficulté, si ce n'est pour l'évolution qualitative et quantitative à long terme de la ressource disponible. Mais là encore, grâce aux méthodes de simulation mathématique, l'extrapolation en fonction de divers scénarios rend l'estimation réalisable.

Dans ces conditions, la rentabilité d'une opération de gestion active d'aquifère dépendra surtout du coût global de l'eau injectée ou infiltrée. Ce coût est difficile à estimer à l'avance, car de nombreux paramètres interviennent et ceux-ci ne sont pas toujours constants dans le temps. Si l'évolution du coût de l'énergie nécessaire ou de l'amortissement des ouvrages est abordable a priori, il n'en va pas de même pour l'estimation du colmatage. Dans ce cas, un essai en grandeur nature est indispensable pour définir les conditions de la recharge dans tel ou tel site.

- Dans le cas d'une alimentation par injection, le coût global de l'eau de recharge est essentiellement conditionné par la construction des ouvrages, leur entretien (décolmatage) et le traitement préalable des eaux. Ces deux derniers points sont inversement proportionnels sur le plan économique et la meilleure façon de gérer un tel dispositif est de trouver le juste milieu entre deux scénarios extrêmes :

- l'injection d'eau brute accompagnée de décolmatages fréquents,
- l'injection d'eau pratiquement pure avec de très rares décolmatages.

Bien entendu, ce juste milieu n'est pas facile à définir et il pourra varier considérablement d'un site à l'autre, ou selon le but recherché.

- Dans le cas d'une alimentation artificielle par infiltration depuis la surface, le problème du traitement des eaux se pose avec moins d'acuité et le décolmatage des

bassins peut être effectué par assèchements successifs à des coûts inférieurs à ceux des ouvrages d'injection. Le coût principal est alors celui de l'acquisition des terrains. En effet, l'investissement foncier est très lourd, surtout dans les régions fortement urbanisées. La solution qui consisterait à déplacer les dispositifs d'infiltration dans des zones plus éloignées, là où le coût du m² est plus faible, se heurte au problème du coût du transport de l'eau de ces zones vers les lieux de consommation. L'économie réalisée lors de l'investissement est rapidement annulée et même inversée par l'achat et la mise en œuvre de kilomètres de canalisations supplémentaires.

Quoi qu'il en soit, il est évident que la mise en place d'un projet d'alimentation artificielle doit faire l'objet d'une étude économique précise afin de définir les conditions de sa rentabilité. Il faudra également tenir compte de paramètres indirects voire subjectifs, peu aisés à quantifier précisément. On peut citer notamment l'impact d'un tel programme sur l'environnement ou encore, les revenus à long terme découlant d'une bonne gestion des aquifères. Dans ce cadre, la gestion rationnelle d'une ressource patrimoniale revêt un aspect philosophique et social auquel il est délicat d'associer une notion de coût.

La faisabilité financière est fonction des possibilités de retour sur investissement. La justification économique est approchée par un bilan «coût-avantages » et permet de comparer divers projets afin de choisir le plus économique.

Exemples de coûts de réalisation

Les publications consultées relatives aux eaux souterraines sont en grande partie scientifiques. L'aspect économique est assez peu souvent traité.

Dans le cadre de ce document, il n'est pas possible d'avoir une approche statistique du coût d'un projet de recharge artificielle et d'ainsi définir des ratios applicables selon le contexte. Quelques exemples sont présentés ci-dessous à titre d'illustration.

Dispositifs d'infiltration

➤ *Géoassainissement*

En France, le coût d'une station d'épuration pour laquelle la filière retenue est l'infiltration (filtre à sable) varie entre 2 000 et 5 000 F par équivalent-habitant, prétraitement compris. Ce montant est inversement proportionnel au nombre d'équivalents-habitant : 5 000 F pour les petites unités, 2 000 F pour les grosses.

➤ *Recharge artificielle dans l'aquifère de Santa-Maria - Colombie*

Le climat du bassin versant de la rivière Manzanare est tropical avec de fortes pluies saisonnières.

Dans son cours aval, cette rivière alimente l'aquifère alluvial de Santa Maria.

Un projet de recharge artificielle prévoit la construction d'une série de barrages étagés. Dans chaque barrage, un puits d'infiltration sera réalisé. Il permettra le transfert des eaux superficielles stockées dans le barrage vers le réservoir souterrain. Les puits

d'exploitation existants sur l'ensemble de la nappe sont utilisés comme puits de restitution.

Le coût total de l'investissement est estimé à 3,7 millions de dollars, le volume d'eau infiltrée et restituée n'est pas précisé.

Un projet concurrent de réalisation d'une conduite de transfert d'eau de surface a été estimé à 4,26 millions de dollars. Le projet de recharge artificielle apparaît donc comme plus économique dans ce cas de figure.

Dispositifs d'injection en puits

➤ Projet de recharge artificielle du comté de Salt Lake (USA)

La réalimentation de l'aquifère alluvial de la région de Salt Lake City en période hivernale, pour restitution en été lors des pics de consommation, est réalisée grâce à deux puits d'injection. L'eau est pompée en été dans plusieurs puits de restitution. L'eau d'injection, en provenance de l'aqueduc de Salt Lake, est traitée par filtration et désinfection avant injection.

Le tableau suivant donne les volumes d'eau mis en jeu et les coûts d'investissement et de maintenance.

	Volume injecté	Volume restitué	Investissement par m ³ injecté	Montant de la maintenance par m ³ par an
1992	780 000 m ³	1 390 000 m ³	2.96 \$	0.90 \$
1993	830 000 m ³	990 000 m ³	2.79 \$	0.84 \$

Montant de l'investissement : 2 315 800 \$

Montant de la maintenance : 699 400 \$

Pour une capacité d'injection de l'ordre de 800 000 m³/an, le montant de l'investissement est de 2,9 \$ par m³. Le coût de la maintenance est de l'ordre de 0,90 \$ par m³ et par an. Ce qui représente, dans l'hypothèse d'un amortissement sur 15 ans avec un taux d'actualisation de 5 %/an (coefficient d'actualisation de 0.0963) un prix de l'eau de 1.18 \$/m³.

Barrage souterrain

En France, un barrage souterrain réalisé en coulis de bentonite ciment a un coût de revient, toutes sujétions comprises, voisin de 150 € le m².

3.4 PRATIQUES ET PROJETS DE RECHARGE ARTIFICIELLE DANS LE MONDE

De nombreux projets de recharge artificielle sont opérationnels dans les pays à climat aride ou semi-aride : Etats-Unis, Australie, Maghreb, Moyen Orient, etc.. Dans les régions tempérées, les problématiques de gestion active de la ressource en eau ou de stockage tampon en aquifère sont en plein essor.

3.4.1 Recharge à faible profondeur

Les techniques de barrages et diguettes, avec infiltration dans le lit d'un cours d'eau sont essentiellement utilisées en pays arides ou semi-arides (Maroc, Tunisie, Arabie Saoudite, sud des Etats-Unis, Australie, ...).

Deux dispositifs de recharge artificielle par bassins d'infiltration existent en France :

- les stations d'alimentation artificielle de la nappe alluviale de la Garonne aux environs de Toulouse à partir des eaux du fleuve permettent la production d'eau potable (augmentation du rendement du champ captant, filtration des eaux superficielles, amélioration de la qualité de l'eau de la nappe).
- Les bassins d'infiltration de Croissy-sur-Seine et de Flins-Aubergenville sont gérés par la Lyonnaise des Eaux Dumez depuis plus de 35 ans. Le dispositif combine différentes ressources (eau de Seine, eau de l'aquifère de la craie, eau de la nappe alluviale et, pour une grande part, eau de Seine rechargée au sein de l'aquifère alluvial) afin de disposer en continu d'une eau répondant aux normes de qualité AEP. La recharge artificielle y est donc utilisée à la fois pour des raisons quantitatives (stockage tampon au sein de l'aquifère) et qualitatives (amélioration de la qualité des eaux de Seine).

3.4.2 Recharge en profondeur

La technique de la recharge des nappes par injection en puits ou forage, mise en œuvre dans de nombreux pays, se développe beaucoup aux Etats-Unis. Le tableau 6 présente rapidement les principaux projets opérationnels.

Pays	Contexte et dispositif
Etats-Unis (Nevada, comté de Waschoe)	Injection d'eau de rivière dans la nappe alluviale surexploitée par forage. L'utilisation du tubage en fer, qui favorise la croissance bactérienne est remplacé par un tubage en inox qui semble donner de bons résultats.
Etats-Unis (South Dakota, ville d'Huron)	Stockage des eaux usées traitées et des eaux de crues de la James river par injection dans les puits et reprise par un autre puits. Une attention particulière est portée sur le volume et la qualité de l'eau récupérée par rapport aux caractéristiques quantitatives et qualitatives naturelles de la nappe et les volumes et la qualité de l'eau injectée.
Etats-Unis (Texas, El Paso)	Injection dans l'aquifère Hueco Bolson d'eau usée par 10 puits d'injection
Sud de l'Australie (Angas Bremer)	Cette région exploite pour l'irrigation un aquifère calcaire. La surexploitation a modifié les écoulements et entraîné une augmentation de la salinité. Après décantation, de l'eau de rivière en crue est injectée dans des puits.
Inde (Gujarat) (Rushlon K-R, Phadtare PN 1989)	Injection d'eau de la nappe phréatique vers deux aquifères plus profonds (50 et 100m) afin de compenser la baisse des niveau liée à une exploitation trop forte.
Inde (Région de Maharasta)	Un aquifère profond basaltique fissuré est mis en communication par un puits avec l'aquifère alluvial. L'aquifère profond est réalimenté par l'aquifère alluvial grâce à une importante différence de charge (29 m).
Pays-Bas (Région du Lac Issjel)	La création d'un polder va entraîner la baisse du niveau piézométrique, des subsidences de terrains vont en résulter. Dans les secteurs argileux, les aquifères captifs sont ré-alimentés par injection gravitaire d'eau de lacs dans des puits.
Nord des Pays-Bas	Afin d'empêcher l'invasion d'eau salée dans l'aquifère d'eau douce des dunes exploité pour la production d'eau potable, un programme d'injection d'eau superficielle par forage est à l'étude. Un doublet puits d'injection-puits d'exploitation fonctionne et a été suivi durant quatre ans.

Tableau 6 - Exemples d'utilisation de dispositifs de recharge artificielle par injection dans le monde

3.4.3 Cas particulier de recharge en profondeur : exemples d'ASR

Ces dispositifs, différents des autres techniques de recharge artificielle des nappes d'eau souterraine, sont essentiellement développés aux Etats Unis.

Les techniques de stockage et de reprise différée par puits à double fonction sont développées aux Etats-Unis dans des agglomérations qui connaissent une forte variation saisonnière de la demande (Caroline du Sud : Myrtie Beach ; Virginie : Chesapeake...).

La Figure 8 donne l'état des projets d'ASR aux Etats-Unis en mai 1994.

SEASONAL STORAGE OF RECLAIMED WATER

ASR Projects (May 1994)

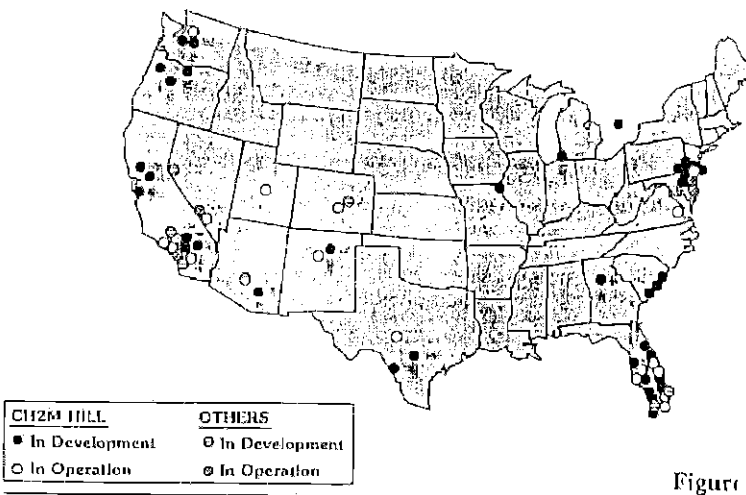


Figure 8

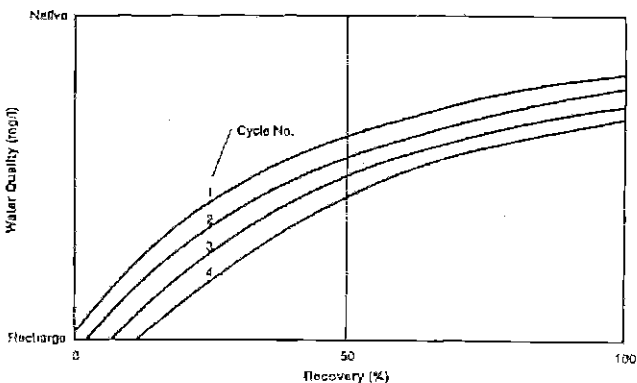


Figure 2. Typical Water Quality Improvement in Successive Cycles.

ARTIFICIAL RECHARGE

TABLE 1. OPERATIONAL ASR FACILITIES
IN THE UNITED STATES, MAY 1994

LOCATION	YEAR OPERATION BEGAN	STORAGE ZONE	RECOVERY CAPACITY M/d
Wildwood, N.J.	1968	Sand	13
Gordons Corner, N.J.	1971	Clayey Sand	9
Goleta, CA	1978	Silty, Clayey Sand	23
Manatee, FL	1983	Limestone	15
Peece River, FL	1985	Limestone	18
Cocoa, FL	1987	Limestone	35
Las Vegas, NV	1988	Sandstone	385
Port Malabar, FL	1989	Limestone	4
Oxnard, CA	1989	Sand	33
Chesapeake, VA	1990	Sand	11
Kerrville, TX	1991	Sandstone	4
N. Las Vegas, NV	1991	Sandstone	6
Seattle, WA	1992	Glacial Drift	26
Calleguas, CA	1992	Sand	6
Pasadena, CA	1992	Sand	19
Centennial W.D., CO	1993	Sand	3
Dayton Beach, FL	1993	Limestone	6
Marathon, FL	1993	Sand	2
Swinnaing River, NJ	1993	Clayey Sand	5
Murray Avenue, NJ	1994	Clayey Sand	4

TABLE 2. TYPICAL ASR OBJECTIVES

- | | |
|---|---|
| *Seasonal Storage | *Nutrient reduction in agricultural runoff |
| *Long-term storage or water banking | *Enhance wellfield production |
| *Emergency storage or strategic water reserve | *Defer expansion of water facilities |
| *Disinfection Byproduct Reduction | *Reclaimed water storage for reuse |
| *Diurnal Storage | *Soil aquifer treatment |
| *Restore ground-water levels | *Stabilize aggressive water |
| *Reduce subsidence | *Hydraulic control of contaminant plumes |
| *Maintain distribution system pressure | *Maintain water temperature for fish hatcheries |
| *Maintain distribution system flow | *Reduce environmental effects of streamflow diversions |
| *Improve water quality | *Compensate for surface salinity barrier leakage losses |
| *Prevent salt water intrusion into aquifers | |
| *Agricultural water supply | |

Figure 8 - Projets ASR aux Etats-Unis - mai 1994.

3.4.4 Barrages souterrains

De nombreux barrages souterrains sont réalisés au sein d'aquifères alluviaux côtiers, au Japon et en Chine par exemple, dans le but :

- de limiter la vidange naturelle des aquifères trop perméables ;
- d'interdire l'invasion par l'eau de mer d'aquifères côtiers trop sollicités.

En Chine, la capacité de stockage de nombreux aquifères karstiques est améliorée par la création de barrages souterrains destinés à surélever le niveau des émergences, permettant ainsi l'augmentation des prélèvements par pompage au niveau des émergences.

La liste des barrages de subsurface réalisés ou en projet en 1992 est donnée dans "Geotechnical Développement of subsurface Dam Project in Japan".

3.5 APPORTS ET LIMITES DE LA RECHARGE ARTIFICIELLE

Ce chapitre aborde à partir d'exemples concrets les apports et limites de la recharge artificielle.

3.5.1 Exemples détaillés de projets de recharge artificielle

- **Recharge à faible profondeur : bassins d'infiltration d'Aubergenville**

La Lyonnaise des Eaux Dumez gère depuis plus de 35 ans les bassins d'infiltration de Croissy-sur-Seine et de Flins-Aubergenville. Le principal objectif de ce dispositif de recharge artificielle est de combiner différentes ressources (eau de Seine, eau de l'aquifère de la craie, eau de la nappe alluviale et, pour une grande part, eau de Seine rechargée au sein de l'aquifère alluvial) afin de disposer en continu d'une eau répondant aux normes de qualité AEP. La recharge artificielle y est donc utilisée à la fois pour des raisons quantitatives (stockage tampon au sein de l'aquifère) et qualitatives (amélioration de la qualité des eaux de Seine). Les bassins participent à l'alimentation de l'aquifère crayeux Sénonien en relation hydraulique avec la nappe alluviale de la Seine. Cet aquifère exploité par puits contribue à l'alimentation en eau potable de 1 million de personnes. Les bassins d'infiltration sont alimentés par les eaux de la Seine, qui font l'objet d'un pré-traitement destiné à limiter le colmatage du dispositif.

Sur le site de Flins-Aubergenville, 40 Mm³ sont exploités annuellement par pompage dans 35 puits ; 7 bassins d'infiltration permettent la recharge de 7 Mm³ d'eau.

La Figure 9 montre l'influence bénéfique de la pratique de l'assèchement périodique des bassins d'infiltration. L'optimisation des cycles alimentation-assèchement a permis un gain d'infiltration de 160 % par rapport à une alimentation en continu.

Un modèle mathématique intégrant les caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère, la recharge artificielle, les relations nappe-rivière, ainsi que les phénomènes hydrodispersifs permet d'optimiser d'un point de vue économique le fonctionnement du site.

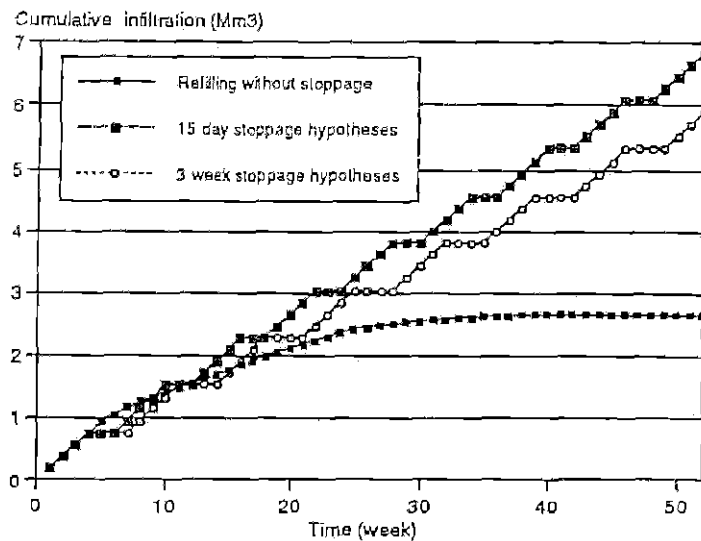


Figure 9 - Influence de l'assèchement périodique sur l'infiltration.

- **Recharge en profondeur : puits d'injection dans les dunes du nord de la Hollande**

Afin d'empêcher l'invasion d'eau salée dans l'aquifère d'eau douce exploité pour la production d'eau potable au sein de dunes au nord de la Hollande, un programme d'injection d'eau superficielle par forage est à l'étude. Un doublet puits d'injection-puits d'exploitation fonctionne et a été suivi durant quatre ans.

Le forage d'injection se colmatant (matières en suspension), il est apparu nécessaire de procéder à des pompages de nettoyage périodiques, le volume ainsi extrait représente 4 % du volume injecté.

La Figure 10 montre l'évolution du colmatage au cours des quatre années d'expérimentation. Le tracé des courbes enveloppes permet de déterminer une date d'abandon (colmatage non admissible) du forage d'injection comprise entre 2000 et 2007.

En quatre années, 13,5 millions de m³ ont été injectés. Un prétraitement poussé pourrait permettre d'augmenter la durée de vie des forages d'injection.

Aucun colmatage lié à des phénomènes physico-chimiques n'a été observé dans le puits de pompage.

On voit ici qu'un puits d'injection par colmatage progressif peut avoir une durée de vie relativement courte. Ce paramètre est capital pour la faisabilité économique du projet (amortissement financier, coûts de l'entretien, etc.).

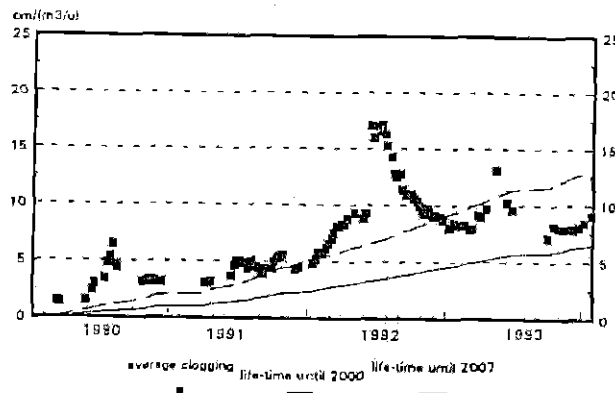


Figure 10 - Evolution du colmatage au cours de l'expérimentation

- Recharge en profondeur : Dispositif d'ASR de Pasadena, California

La ville de Pasadena en Californie a mis en place deux puits destinés à l'ASR, Garfield well (depuis octobre 1992) et Jordan well (depuis mars 1993).

Les graphiques de la figure 11 montrent qu'un colmatage important a lieu durant la phase d'injection. Cependant, il est réversible puisque les caractéristiques initiales du forage sont retrouvées lors de la phase de pompage (Figure 11).

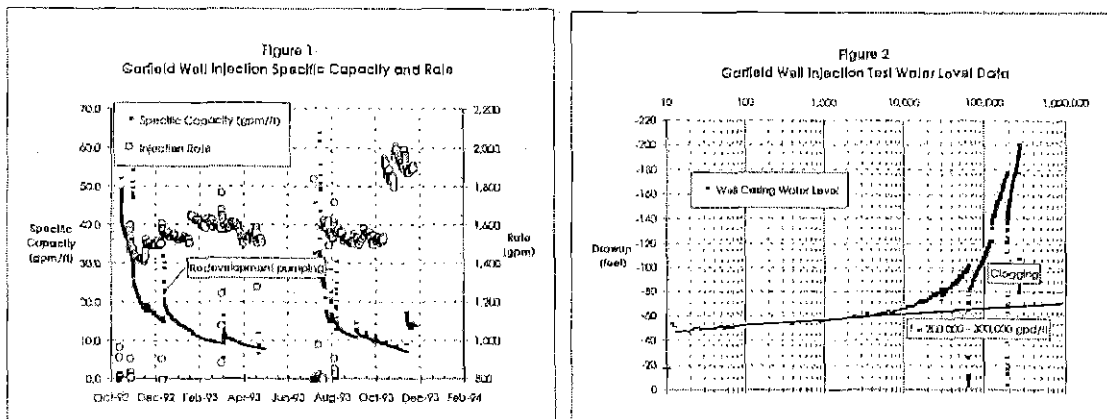


Figure 11 - Exemple d'ASR - Influence du colmatage.

La courbe d'évolution des chlorures (teneur moyenne de l'eau de la nappe 100 mg/l teneur moyenne de l'eau injectée = 45 mg/l) lors du pompage montre que lorsque :

- un volume équivalent à 50 % du volume injecté préalablement a été pompé, l'eau prélevée est composée de 82 % d'eau injectée;

- un volume équivalent à 100 % du volume injecté préalablement a été pompé, l'eau prélevée est composée de 20 % d'eau injectée.

L'eau injectée est totalement récupérée lorsque le volume pompé atteint 120 % du volume injecté.

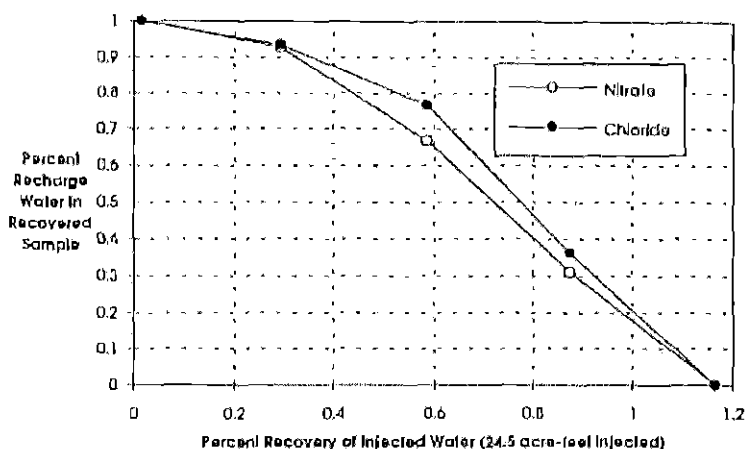


Figure 12 - Taux de récupération de l'eau injectée.

3.5.2 Principaux apports et limites

Les apports de la recharge artificielle sont variés. Ils incluent :

- le stockage d'eau en période excédentaire, afin de pouvoir utiliser cette ressource de manière différée, lorsque les besoins sont supérieurs à la ressource disponible,
- la protection des ressources en eau douce, par le maintien des niveaux piézométriques pour lutter contre des processus d'intrusion saline par exemple,
- l'amélioration de la qualité des eaux,
- le rejet d'eau excédentaire,

La recharge artificielle peut en outre permettre de valoriser des aquifères d'eau saumâtre ou salée.

Les capacités de stockage d'eau dépendent largement du contexte. A titre d'illustration, voici quelques exemples de capacités relevées en bibliographie (Tableau 7).

	Exemples d'installations	
	Pays	Capacité moyenne
Bassin d'infiltration	France	6 à 8 Mm ³ /an
	Hollande (dunes)	0.2 à 2.0 Mm ³ /an/Ha
Injection par puits ou forages	Hollande	3 à 4 Mm ³ /an
	USA	0.8 Mm ³ /an
ASR	USA	1 à 10 Mm ³ /an
Barrages souterrains	Japon	0.1 à 10.5 Mm ³

Nb : Données établies à partir de quelques exemples relevés en bibliographie.

Tableau 7 - Exemples de capacités de stockage de dispositifs de recharge artificielle

Le principal facteur limitant concerne le risque de colmatage. Il est important dans tout projet d'évaluer les risques de colmatage et les mesures à prendre pour assurer la viabilité technico-économique du projet. De manière plus générale, les facteurs limitant sont les suivants :

Infiltration à faible profondeur :

- Ressource en eau : quantité et qualité,
- Profondeur et fluctuations piézométriques de la nappe,
- Perméabilité des terrains,
- Pouvoir colmatant de l'eau vis-à-vis du terrain concerné.

Injection en puits

- Ressource en eau : quantité et qualité,
- Caractéristiques hydrodynamiques (compatibilité des taux d'injection estimés avec l'objectif),
- Compatibilité physico-chimique entre l'eau injectée et l'eau de la nappe rechargée.

3.6 CONCLUSION SUR LA RECHARGE ARTIFICIELLE

De nombreux projets de recharge artificielle sont opérationnels dans les pays à climat aride ou semi-aride : Etats-Unis, Australie, Maghreb, Moyen Orient, etc.. Dans les régions tempérées, les problématiques de gestion active de la ressource en eau ou de stockage tampon en aquifère sont en plein essor.

En favorisant le stockage puis la mobilisation de volumes d'eau non disponibles en raison de cycles hydroclimatiques déphasés par rapport aux cycles d'utilisation de l'eau, la recharge artificielle apparaît comme un outil de gestion des eaux superficielles et souterraines.

Les techniques de stockage saisonnier présentent un intérêt particulier dans le contexte littoral vendéen, compte tenu de la forte disparité entre les besoins (estivaux) et la ressource disponible (hivernale). Dans ce contexte, la valorisation des aquifères

côtiers, d'eau douce, salée ou saumâtre, présente un intérêt tout spécifique. Dans ces configurations, les techniques :

- de barrage artificiel (eau douce, en particulier dans le cas des aquifères alluviaux ou karstiques) et,
- d'ASR (création de bulle d'eau douce au sein d'aquifères côtiers salés ou saumâtres)

peuvent être particulièrement indiquées.

En outre, la combinaison de zones de recharge artificielle en aval, créant un barrage hydraulique, et d'exploitation d'aquifères en amont, peut permettre d'optimiser l'exploitation des premiers en réduisant fortement le risque d'intrusion saline.

En contexte littoral également, une recharge artificielle utilisant une géoépuration soigneusement contrôlée d'eaux usées peut permettre non seulement de recharger les aquifères, mais de limiter l'impact des rejets d'eaux des stations d'épuration sur la qualité des eaux de baignade.

La mise en place d'un projet de recharge artificielle doit mettre en œuvre une approche pluridisciplinaire détaillée comprenant une analyse technico-économique, une étude pluridisciplinaire préalable (y compris de communication), une bonne définition des objectifs... **L'intérêt des méthodes proposées sera d'autant plus fort que plusieurs objectifs complémentaires seront visés.**

La conception d'un projet de recharge artificielle (Annexe 8) devra s'attacher à vérifier la compatibilité entre :

- l'objectif ou les objectifs à atteindre,
- la ressource en eau, les possibilités d'infiltration et les besoins,
- l'environnement,
- la réglementation,
- les données économiques,
- les habitudes et la culture locale.

Elle devra en outre prendre en compte les principaux facteurs limitants, pour lesquels l'information devra être acquise, du moins pour ce qui est l'ordre de grandeur, dès la phase d'étude technico-économique.

3.7 BIBLIOGRAPHIE

L'essentiel des données, références et commentaires est extrait du rapport de Marsac et al. (1997). La première partie du § 3.3 "Approche économique" est extraite de Detay (1997).

Les autres sources proposées représentent les documents de référence dans le domaine de la recharge artificielle. Pour une bibliographie plus complète, il convient de se référer au document de Marsac et al. (1997).

Detay M. (1997) – La gestion active des aquifères. Ed. Masson. 416 p.

Dillon P.J. (ed.) (2002).- Management of aquifer recharge for sustainability.- Proceedings of the Fourth International Symposium on Artificial Recharge of Ground Water, Adelaide, 22-26 septembre 2002, 567 p., Balkema ed..

Johnson I.A., Pyne D.G. (ed.) (1994).- Artificial Recharge of Ground Water, II.- Proceedings of the Second International Symposium on Artificial Recharge of Ground Water, Walt Disney World Swan, Florida, July 17-22, 1994, 913 p. ASCE.

Marsac M.J., Gombert P., Lachassagne P. (1997) – Recharge artificielle des nappes d'eau souterraine. Synthèse bibliographique. Guide pratique. Rapport ANTEA A 11587/A. 50 p.

Nanche P. (1995) – Recharge artificielle. Synthèse bibliographique – Etude de cas. Rapport de DEA. BRGM, Porjet S40.

Pyne R.D.G. (1995) – Groundwater Recharge and Wells. A Guide to Aquifer Storage Recovery. Lewis Publishers, CRC Press, Inc. 376 p.

Schoen R., Lachassagne P. (1998) – PRD 307-97 « Bulle d'eau douce ». Recharge artificielle. Stockage d'eau douce au sein d'aquifères côtiers saumâtres. Etat d'avancement du projet de développement. Rapport BRGM R40129.

4 Conclusion générale

De part sa fréquentation touristique, le littoral Vendéen voit sa population s'accroître considérablement en période estivale. Il en découle une augmentation importante des besoins pour l'alimentation en eau potable, au cours d'une période où les ressources, en eau de surface en particulier, sont limitées et où d'autres usages (agricoles par exemple) requièrent eux aussi des volumes significatifs.

Ce déséquilibre saisonnier peut être accentué par divers facteurs :

- pollution des eaux de surface, plus importante en période de basses eaux, qui rend plus difficile la potabilisation des eaux de surface ;
- nécessité de maintenir un débit suffisant dans les cours d'eau en étiage pour assurer la dilution des rejets urbains,
- etc..

La faible disponibilité des ressources en eau douce de surface sur le littoral en cette période d'étiage, la vulnérabilité des eaux souterraines vis à vis d'une surexploitation (risque d'intrusion saline) ainsi que la pression touristique croissante posent le problème d'une gestion raisonnée des ressources en eau.

Le dessalement et la recharge artificielle apparaissent comme des solutions alternatives de gestion des eaux, complémentaires par rapport aux pratiques existantes. L'une comme l'autre peut s'avérer intéressante à mettre en place dans le contexte vendéen.

Le dessalement permet la production d'eau potable, d'eau pour l'industrie ou d'eau pour l'agriculture à partir d'eau salée ou d'eau saumâtre. Le coût de traitement dépendant principalement de la salinité de l'eau, il est donc moindre pour l'eau saumâtre. La mise en œuvre de techniques de dessalement nécessite cependant des traitements préliminaires de l'eau et dans la plupart des cas des traitements complémentaires par les méthodes classiques, afin d'ajuster la qualité de l'eau. Ce type de techniques convient plus à une politique de production régulière d'eau.

La recharge artificielle consiste à intervenir positivement dans le cycle naturel d'alimentation des nappes d'eau souterraines. Les techniques permettant une gestion saisonnière de l'eau présentent un intérêt tout spécifique dans le contexte littoral vendéen. Il est ainsi envisageable de valoriser les aquifères côtiers d'eau douce, salée ou saumâtre. Dans ces configurations, les techniques de barrage artificiel (eau douce, en particulier dans le cas des aquifères alluviaux ou karstiques) et d'ASR (création de bulle d'eau douce au sein d'aquifères côtiers salés ou saumâtres) peuvent être particulièrement indiquées.

La mise en place d'un projet de dessalement ou d'alimentation artificielle doit faire l'objet d'une étude économique précise afin de définir les conditions de sa rentabilité. Il faudra également tenir compte de paramètres indirects voire subjectifs, peu aisés à quantifier précisément. On peut citer notamment l'impact d'un tel programme sur l'environnement ou encore, les revenus à long terme découlant d'une bonne gestion

des aquifères. Dans ce cadre, la gestion rationnelle d'une ressource patrimoniale revêt un aspect philosophique et social auquel il est délicat d'associer une notion de coût.

La faisabilité financière est fonction des possibilités de retour sur investissement. La justification économique est approchée par un bilan "coût-avantages" et permet de comparer divers projets afin de choisir le plus économique.

ANNEXES

Annexe 1 - Généralités sur les eaux

Les procédés de dessalement sur le marché étant appliqués sur des eaux de qualité variable et pouvant produire des eaux pour des usages divers, une présentation de leurs caractéristiques est nécessaire.

A1.1. Caractéristiques des eaux traitables par dessalement

Les eaux salines

En fonction de la concentration en sels et de leur origine on distingue généralement :

- Les eaux de mer proprement dites
- Les eaux saumâtres qui présentent une concentration moins importante en sels dissous que les précédentes. Ce sont des eaux continentales, souterraines ou superficielles.

Les eaux de mer

La composition chimique d'une eau de mer varie peu sauf dans les mers fermées. Dans le tableau A1.1 sont rassemblées les caractéristiques physico-chimiques moyennes de l'eau standard. On peut constater que 85 % environ du poids total des sels est du chlorure de sodium.

Espèce	mg l ⁻¹	Mol l ⁻¹	Masse molaire (g mol ⁻¹)	Espèce	mg l ⁻¹	Mol l ⁻¹	Masse molaire (g mol ⁻¹)
Sodium	10900	0.47	23	Chlorure	19700	0.5549	35
Potassium	390	0.01	39	Sulfate	2740	0.0285	96
Magnésium	1310	0.05	24	Bromure	65	0.0008	80
Calcium	410	0.01	40	Hydrogénocarbonate	152	0.0025	61
Strontium	13	0.000149	87	Nitrate	< 0.7	0.000013	62
Baryum	0.05	3.65 ^{E-07}	137	Fluorure	1.4	0.0000737	19
Fer	< 0.02	3.57 ^{E-07}	56	Silice	0.04-8	2.86 ^{E-04}	28
Manganèse	< 0.01	1.82 ^{E-07}	55	Acide borique		1.43 ^{E-06}	44
Caractéristiques							
pH	8,1			Teneur en sels dissous (TDS) (mg l ⁻¹)	35000		

Tableau A1.1. Composition de l'eau de mer standard.

Dans le tableau 2 est rapportée la salinité de différentes mers fermées. Celle-ci est liée à la situation hydrique et géographique de la mer.

Nom	Salinité (g l ⁻¹)
Mer standard	35
Mer Méditerranée	36 à 39
Mer Rouge	40
Mer Baltique	7
Mer Caspienne	13
Mer Morte	270
Golfe Arabo-Persique	40 à 70

Tableau A1.2. Salinité de différentes mers.**Les eaux saumâtres**

Comme nous l'avons déjà écrit, les eaux saumâtres se distinguent des eaux de mer par une concentration plus faible en sels, comprise entre 1 et 10 g. l⁻¹ et par une composition variée contrairement à celle de l'eau de mer qui est globalement constante. Leur composition dépend d'un grand nombre de facteurs : des apports d'eau (pluie, superficielle, souterraine...), du taux d'évaporation, de la nature des terrains traversés mais aussi des entrées d'eau de mer qui peuvent varier selon la distance à la mer.

A1.2. Caractéristiques des eaux traitées

Selon l'usage (consommation humaine, agricole, ou industriel) l'eau doit répondre à des critères différents. Pour montrer la diversité de ces paramètres quelques unes des caractéristiques sont rassemblées dans les paragraphes suivants pour les eaux potables, pour les eaux à usage agricole et pour quelques eaux industrielles.

Eau potable

Pour l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) une eau est considérée comme potable si sa salinité totale est comprise entre 100 et 1000mg l⁻¹. Ce paramètre global n'est pas la seule caractéristique à laquelle doit satisfaire une eau destinée à la consommation humaine. A titre d'exemple nous reportons dans le tableau A1.3, quelques unes des valeurs guides concernant les caractéristiques physico-chimiques, définies par le décret 1220 du 20 décembre 2001 en sachant que d'autres critères aussi bien organoleptiques, physico-chimiques que microbiologiques sont également imposés ou recommandés.

Espèce	(mg l ⁻¹)
Sodium	200
Chlorures	200
Sulfates	250
Nitrates	50
pH	6,5 – 9

Tableau A1.3. Quelques caractéristiques physico-chimiques
Normalisées pour les eaux potables.

Eaux à usage agricole

Les Agences de l'Eau, en liaison avec les DIREN, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et le Ministère de la Santé, ont lancé en 1992 un important programme d'étude qui a débouché sur le concept des Systèmes d'Evaluation de la Qualité (SEQ) des cours d'eau. Ils ont établi plusieurs classes d'aptitude de l'eau utilisée pour l'irrigation. Les différentes classes d'aptitude de l'eau à cet usage, les altérations et les paramètres décrivant celles-ci, ainsi que les seuils associés aux paramètres sont mentionnés dans les tableaux A1.4 et A1.5 (Roux, 2001).

Classe	Aptitude pour satisfaire l'usage
Bleu	Eau permettant l'irrigation des plantes très sensibles ou de tous les sols
Vert	Eau permettant l'irrigation des plantes très sensibles ou de tous les sols
Jaune	Eau permettant l'irrigation des plantes tolérantes ou des sols alcalins ou neutres
Orange	Eau permettant l'irrigation des plantes très tolérantes ou des sols alcalins ou neutres
Rouge	Eau inapte à l'irrigation

Tableau A1.4. Les différentes classes d'aptitude de l'eau pour l'usage irrigation

En ce qui concerne l'altération minéralisation elle tient compte de trois paramètres le résidu sec, la concentration en chlorure et le paramètre S.A.R. qui est relatif à la proportion de sodium, par rapport à la quantité de calcium et de magnésium.

		Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Résidu sec	mg/l à 180°C	500	1500	2500	3500	-
Chlorure	mg/l	180	360	700	-	-
SAR		8	18	46	100	-

Tableau A1.5. Altération minéralisation

S.A.R. = Sodium Adsorption Ratio = $[Na] / (0.5 ([Ca] + [Mg]))^{1/2}$. [Xi] exprimées en mg/l.

Le paramètre S.A.R. rend compte du fait que la présence d'un excès de sodium dans l'eau d'irrigation, par rapport à la quantité de calcium et de magnésium, peut altérer la structure du sol. Par exemple, l'argile peut tendre à se disperser lorsqu'elle est mouillée, ce qui a pour effet de réduire la perméabilité du sol.

Eaux à usage industriel

Pour les eaux industrielles, les critères retenus varient en fonction de l'utilisation. Mais d'une manière générale, la qualité de ces eaux doit être la meilleure possible, la présence de sels étant souvent néfaste pour la qualité des produits finis ainsi que pour la tenue des matériaux (corrosion, entartrage,...). Nous présentons dans le tableau A1.6 les valeurs moyennes de quelques paramètres retenues pour un certain nombre d'industries.

Industrie	Microélectronique	Pharmaceutique	Cosmétique	Laboratoire
Conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	0.055	3	10	>10
Résistivité (Még Ω cm)	18	0.3	0.1	
Sodium (ppb)	1	n.s.	n.s.	<50
Chlorure (ppb)	2	n.s.	n.s.	<50
Silice (ppb)	5	n.s.	n.s.	<10
Carbone organique total (ppb de C)	50	1200	3000	
Bactérie (Unité formant des colonies par millilitre)	0.1	1	1	

Tableau A1.6. Quelques caractéristiques d'eaux utilisées dans différentes industries.

(n .s. non signalée).

Annexe 2 - Description des différentes techniques de dessalement

A2.1. La distillation

L'optimisation de ce procédé nécessaire pour assurer un intérêt économique à la distillation (solaire, simple effet), a conduit aux techniques actuelles. Les plus utilisées sont :

- ⇒ La distillation multi-flash (MSF)
- ⇒ La distillation à multiples effets (MED)
- ⇒ La compression mécanique de vapeur (VC)

Distillation Flash - MSF

Dans ce procédé l'eau de mer s'échauffe en absorbant la chaleur libérée par la condensation de la vapeur (circulation dans les condenseurs). Avant son introduction dans une première chambre sous pression P_1 un appoint d'énergie calorifique lui est apporté jusqu'à une température de 90 à 120°C selon la nature du prétraitement. Dans cette chambre une partie de l'eau s'évapore instantanément (flash) et se condense au niveau des tubes dans lesquels circule l'eau d'entrée. Le reste de l'eau de mer qui s'est refroidie (perte de l'énergie de vaporisation) pénètre dans une seconde chambre où la pression P_2 est inférieure à la précédente et ainsi de suite jusqu'à une pression P_n de 0,05bar vers 30°C. C'est le procédé de détente successives ou Multiple Stage Flash.

Etant donné la température élevée dans les premières chambres (ou cellules) un prétraitement important de l'eau de mer est nécessaire pour limiter l'entartrage.

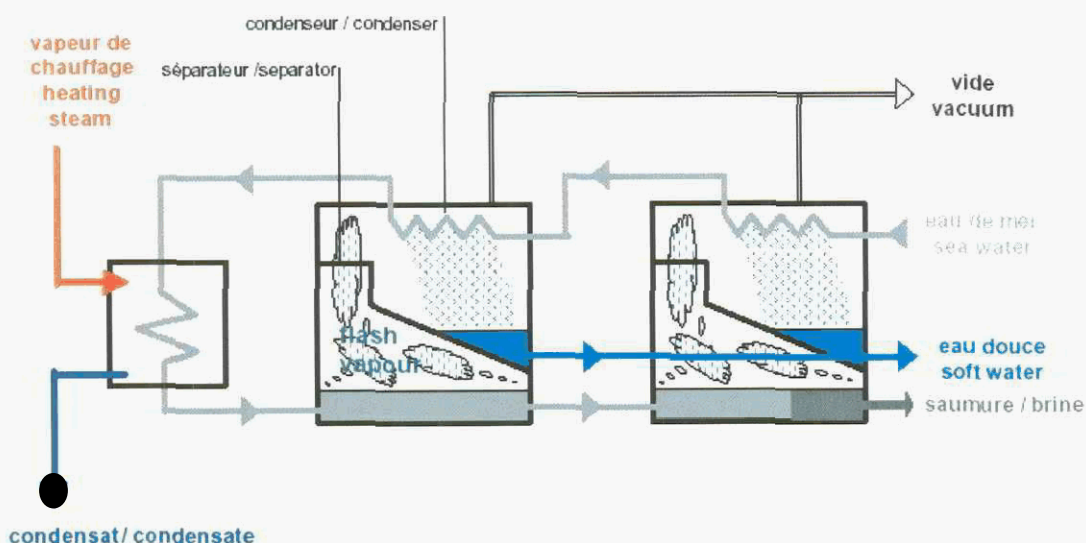


Figure A2.1. - Distillation Flash
Source : Nisan (2000)

La distillation flash est un procédé qui s'est développé dans les années 1950 pour apporter une alternative à la distillation multiples effets. Des usines de MSF ont été construites à cette époque. Ce sont des unités d'environ 4.000 à 57.000 m³/jour (Buros, 1990).

Puis il y a eu dans les années 1970-80 un engouement consécutif aux améliorations apportées au procédé qui ont conduit à une augmentation des rendements énergétiques (Boixadera, 2000).

Le progrès le plus significatif qui a été accompli au cours des dix dernières années est l'augmentation de la fiabilité de l'opération. Celle-ci est liée à une amélioration de l'automatisation (automatismes et commandes), et des matériaux de construction (Buros, 1990).

Distillation multiples effets – MED

La distillation multiple effets repose sur le même principe que celui de la distillation flash mais la récupération d'énergie (chaleur latente de vaporisation) est maximale. Pour cela des transferts de chaleur successifs appelés effets sont réalisés à des températures de plus en plus basses. Cependant plus l'écart de température est petit, plus la surface d'échange doit être grande.

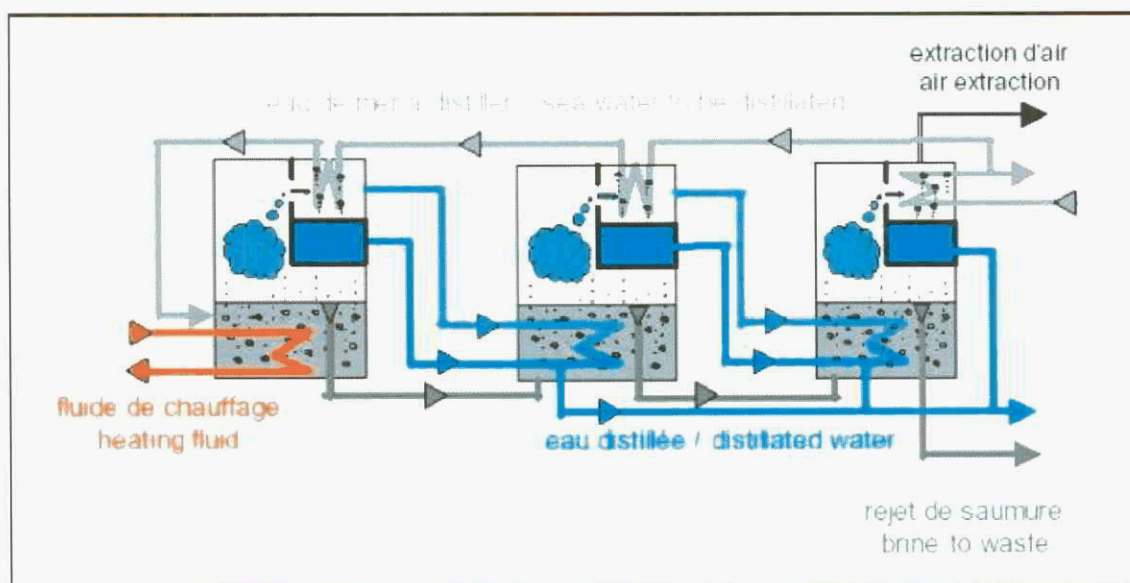


Figure A2.2. - Distillation Multiples Effets

Source : Nisan (2000)

Le procédé multiples effets qui utilise des tubes horizontaux chauffés intérieurement par la vapeur produite et arrosés extérieurement par l'eau de mer à basse température (60°-70°C) et à pression réduite (Buros, 1990) fournit de bons rendements. L'utilisation

de compresseur de vapeur (ou éjecteur de vapeur) permet une amélioration du transfert de l'énergie.

La température de l'eau limitée, l'optimisation du dimensionnement des installations et les nouveaux produits anti-tartre ont permis de limiter l'entartrage. Un détartrage par lessivage acide semble nécessaire tous les 18 à 24 mois. Les problèmes de corrosion semblent limités par l'emploi de matériaux spéciaux dits nobles ou de titane grade1.

Des usines de MED sont typiquement construites dans des unités de 2.000 à 20.000 m³/jour. Certaines des usines plus récentes ont été construites pour fonctionner avec une température supérieure (dans le premier effet) d'environ 70 °C (158 °F), qui réduit le potentiel pour la graduation de l'eau de mer dans l'usine. Ceci augmente alternativement le besoin de secteurs de transfert thermique additionnels qui s'ajoutent à la taille physique des usines. Les dernières projets d'installation d'usines de MED ont été effectuées par l'Inde, par les pays des Caraïbes, par les îles Canaries et par les Emirats Arabes Unis. Bien que la capacité installée d'unités de dessalement employant le MED soit encore faible par rapport à la capacité de toutes les installations du monde, leur nombre et leur notoriété ont déjà augmenté (Buros, 1990).

Distillation à compression de vapeur

Le principe du dessalement de l'eau de mer par compression mécanique de vapeur est celui d'une pompe à chaleur ; l'eau de mer est évaporée après avoir été préchauffée dans un échangeur, récupérateur de chaleur. La vapeur d'eau produite est comprimée après avoir été débarrassée des gouttelettes entraînées par un séparateur. Sa pression ayant été augmentée, la vapeur se condense alors à une température supérieure à celle qui règne dans l'évaporateur. Lors de sa condensation l'eau transfère la chaleur latente à de l'eau de mer avec un bon rendement, le cycle évaporation-condensation peut se poursuivre. La vapeur condensée fournit de l'eau douce et on extrait de la saumure concentrée.

Un tel dispositif fonctionne généralement à une température limitée à environ 60 °C (l'eau de mer bout sous un vide partiel), avec un facteur de concentration égal à deux à cause des problèmes de corrosion et d'entartrage des composants: 1 m³ d'eau de mer (35 g/l de sel) donne 500 l d'eau douce et 500 l de saumure à 70 g/l de sel seront rejetés à la mer. Ce dispositif permet de ne consommer qu'une dizaine de kilowattheures électriques au lieu des 700 kWh thermiques d'une simple distillation (Bandelier *et al.*, 2000).

Le processus de distillation de compression de vapeur (VC) est généralement employé en combinaison avec d'autres processus (comme le MED décrit ci-dessus) et par lui-même pour des installations de petites et de moyennes capacités traitant de l'eau de mer (Buros, 1990).

D'autres procédés utilisent une énergie renouvelable comme l'énergie solaire ou éolienne. Dans le premier cas il s'agit de récupérer l'eau qui s'est condensée sur des surfaces vitrées (serres) après évaporation sous l'action du soleil. Toutefois cette technique exige de grandes surfaces, des investissements importants et ne fournit que de faibles rendements. Elle ne peut s'appliquer que pour de très faibles productions journalières (< au mètre cube par jour).

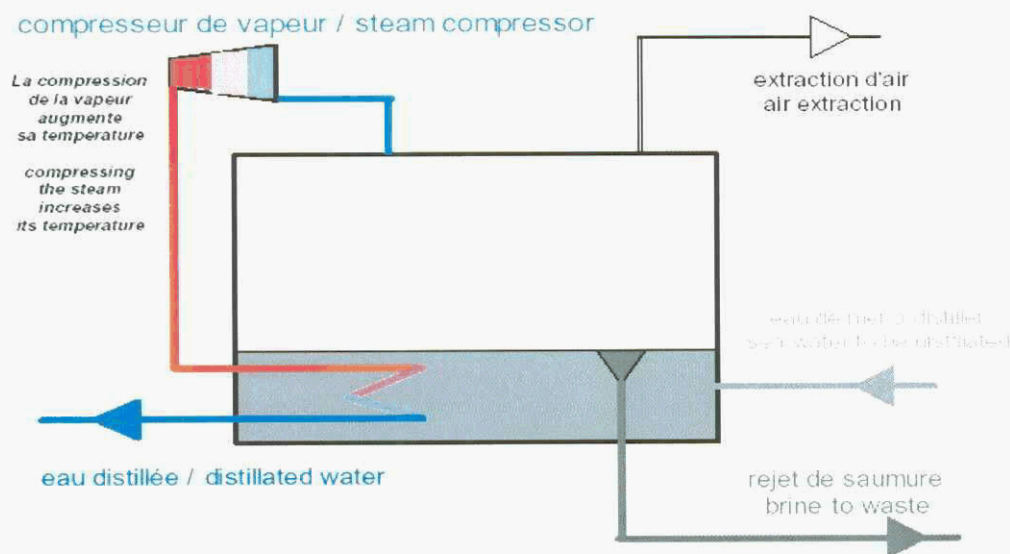


Figure A2.3. - Distillation à compression de vapeur
Source : Nisan (2000)

A2.2. Les procédés membranaires

Ils mettent en jeu des barrières appelées membranes qui permettent de séparer les espèces. La force de transfert est, soit un gradient de pression dans le cas de l'osmose inverse et de la nanofiltration, soit un gradient de potentiel en électrodialyse.

L'osmose inverse - OI

Si une membrane semi-perméable sépare deux compartiments contenant deux solutions de concentrations différentes, on constate qu'il s'établit à travers la membrane un transfert d'eau. Ce phénomène est appelé l'osmose. Ce phénomène physique passif tend à équilibrer les concentrations de part et d'autre de la membrane (flux d'eau du milieu le moins concentré vers le milieu le plus concentré).

On appelle pression osmotique la pression qu'il faut exercer sur le compartiment le plus concentré pour annuler ce flux. Cette pression est d'autant plus grande que la concentration en sel est importante.

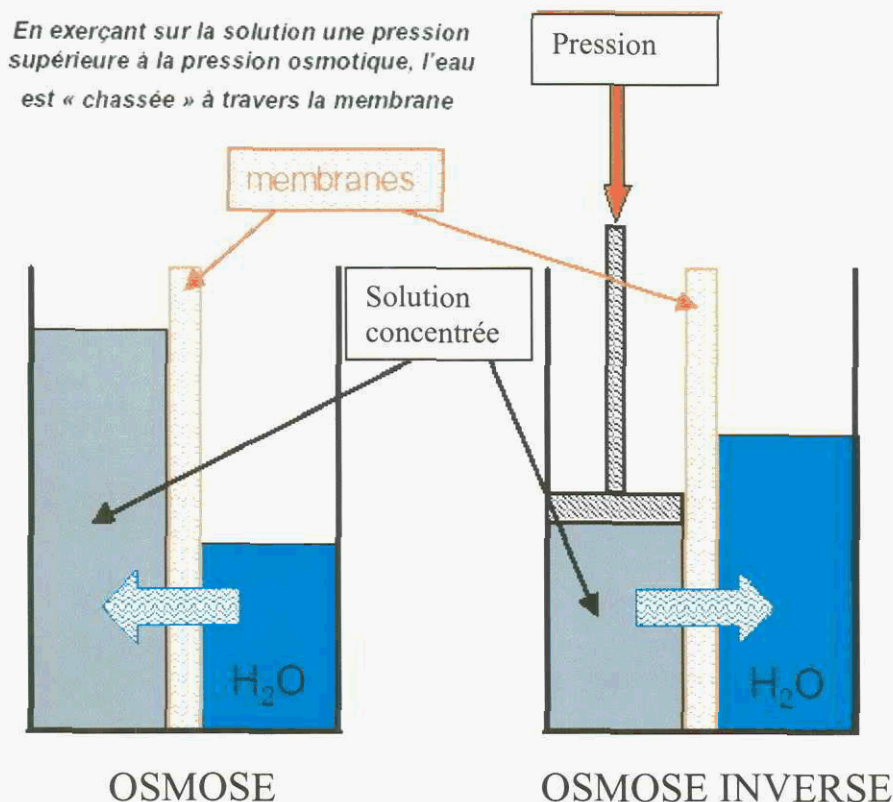


Figure A2.4. – Principe de l'osmose inverse
Source : Nisan (2000)

L'osmose inverse consiste à appliquer, du côté concentré, une pression supérieure à la pression osmotique. Il s'établit alors un flux d'eau du compartiment le plus concentré vers le compartiment le moins concentré. Par exemple pour une eau de mer à 40g/l il faudra donc appliquer une pression supérieure à 32 bar qui correspond à la pression osmotique. Si ce procédé de séparation n'exige pas d'apport d'énergie calorifique il exige l'utilisation de pompes haute pression qui consomment par contre de l'énergie mécanique.

L'application de l'osmose inverse aboutit à la production d'une solution diluée appelée perméat et d'une solution concentrée appelée rétentat. La présence dans cette dernière de nombreuses espèces (bactéries, virus, matières organiques, ions) peut conduire à un encrassement des membranes puis à leur colmatage donc à une chute des débits. Pour éviter de tels phénomènes qui peuvent être irréversibles, il convient d'effectuer un prétraitement, d'ajuster le taux de conversion (rapport du débit de perméat au débit d'entrée de l'eau à traiter) et la pression exercée.

Le prétraitement est important, il consiste généralement en une filtration qui dépend du type de module membranaire utilisé (5-25µm), qui peut être précédée d'une coagulation floculation.

Le taux de conversion est compris entre 20 à 70 %. Il dépend de nombreux facteurs : teneur en sel de l'eau brute entrante, du type de membrane, de la capacité de l'installation. Le choix du taux de conversion est le résultat de considérations techniques et économiques. Il est généralement plus élevé lorsque la salinité n'est pas trop élevée et que le prétraitement n'est pas trop coûteux.

Deux améliorations ont permis de réduire les frais d'exploitation d'usines d'osmose inverse pendant la décennie passée : le développement des nouvelles membranes plus robustes, plus efficaces et l'utilisation des dispositifs de récupération d'énergie. Les membranes à structure asymétrique constituée de deux couches, l'une qui lui donne sa robustesse (amélioration de la durée de vie), l'autre plus fine sa sélectivité et sa perméabilité. La durée de vie des membranes est l'un des critères importants qui intervient pour le choix du procédé car il conditionne le coût de l'investissement mais aussi celui du fonctionnement (renouvellement). Elle dépend des conditions d'utilisation : pression de fonctionnement, température de l'eau, qualité du prétraitement, pH. Elle est actuellement évaluée entre 3 et 5 ans. La mise en œuvre des membranes nécessite leur montage dans des modules qui peuvent être tubulaires, de fibres creuses, spirales. Le choix du module est important, il dépend du régime d'écoulement, de la compacité (rapport surface filtrante sur le volume de l'appareil), de la facilité de démontage et du remplacement des membranes, du volume mort de l'appareil, et de la nature du produit à traiter.

En ce qui concerne la récupération d'énergie elle s'effectue en sortie du module, le fluide concentré haute pression étant utilisé pour faire fonctionner soit une turbine soit un système à piston.

Enfin les caractéristiques du produit en sortie du module ne correspondent pas toujours à celles définies pour l'usage puisque les eaux sont agressives et peu minérales : il convient souvent de réaliser un post traitement. C'est le cas pour la production d'eau potable mais pas pour la production d'eaux de process. En effet si l'industrie a des besoin en eau peu ou pas minéralisée, l'homme pour sa santé ne peut pas consommer une telle eau .

L'électrodialyse -ED

L'électrodialyse est le procédé à membrane le plus ancien puisque la première installation date de 1960. Ce procédé consiste à extraire les sels dissous de l'eau saumâtre à travers des membranes échangeuses d'ions par migration des espèces ioniques sous l'effet d'un champ électrique.

Dans une cellule d'électrodialyse l'application d'une tension continue entre deux électrodes plongeant dans une solution saline, conduit à la migration des cations (ions positifs) vers la cathode (pôle négatif) et des anions (ions négatifs) vers l'anode (pôle positif). Si on intercale entre les électrodes, alternativement des membranes sélectives, perméables respectivement aux anions (MEA) et aux cations (MEC), il y a aura concentration et recombinaison des ions dans certains compartiments, alors que la salinité diminuera dans les autres. On appelle respectivement ces compartiments : compartiments de concentration et compartiments de déminéralisation (Buros, 1990).

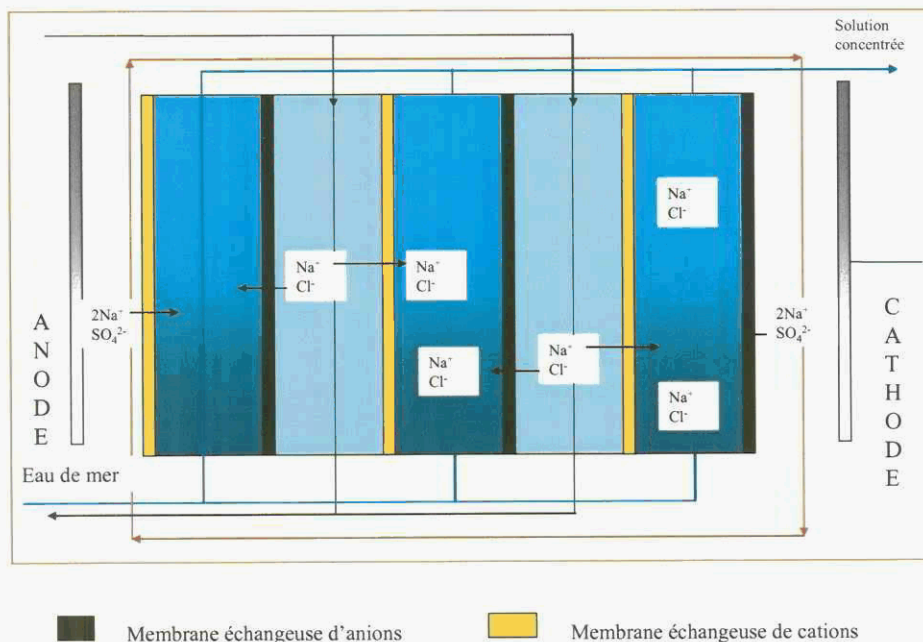


Figure A2.5 – Electrodialyse

Source : Nisan (2000)

Comme pour les autres procédés membranaires l'eau d'alimentation doit être traitée préalablement pour empêcher l'introduction de matières en suspension, de trop grande quantité de substances organiques ou entartrantes qui pourraient gêner le bon fonctionnement du système filtre presse généralement retenu pour les électrodialyseurs. (encrassement des canalisations, entartage et colmatage des membranes ou perforations).

Contrairement à l'osmose inverse il est nécessaire d'utiliser une pompe basse pression et un redresseur pour transformer le courant alternatif en courant continu. Ce procédé est moins consommateur d'énergie mécanique que l'osmose inverse mais il consomme de l'énergie électrique directement proportionnelle à la quantité de sel à extraire. Son développement est donc limité au traitement des eaux saumâtres principalement pour des questions de coût.

Nanofiltration

Le développement des membranes de porosité contrôlée lors des ces 20 dernières années a permis celui de la nanofiltration. Ce procédé fait partie intégrante des procédés de séparation à membranes qui utilisent comme force de transfert un gradient de pression. C'est une technique qui met en jeu des membranes de porosité de l'ordre du nanomètre dont le seuil de coupure qui correspond à la masse molaire des solutés retenus à 90 % par une membrane est inférieur à 600 Dalton (1 Dalton = 1 g/mol). Ces membranes permettent de retenir sélectivement les espèces ioniques multivalentes (Ca, Mg, Fe, etc...), et la matière organique naturelle mais peu les ions

monovalents car leur porosité est supérieure à celle des membranes d'osmose inverse (300 Dalton). En nanofiltration, la perméabilité de la membrane est donc plus élevée et on obtient des flux d'eau traitée 5 fois plus importants. Ceci est dû à la combinaison de deux mécanismes de transfert de matière (convection et solubilisation-diffusion) qui oeuvrent, en même temps, pour faciliter le transfert des espèces (solvant et solutés) à travers la membrane.

Avec la nanofiltration il est donc possible d'effectuer un dessalement mais il est moins important qu'en osmose inverse. La plus faible rétention en sels monovalents induit une augmentation moins importante de la concentration au niveau de la membrane (donc une pression osmotique plus faible) et par voie de conséquence l'application d'une pression plus faible pour un même transfert d'eau. Ce procédé est donc moins énergétique que l'osmose mais moins sélectif.

Ces propriétés ont conduit un certain nombre d'industriels à appliquer la nanofiltration en amont d'autres techniques osmose inverse ou MED pour éviter les phénomènes parasites (entartrage, colmatage).

La comparaison des deux procédés osmose inverse et nanofiltration appliqués à la potabilisation d'une eau saumâtre contenant 2 g/l de sels dissous, a mise en évidence les avantages très spécifiques de la nanofiltration qui sont :

- Une rétention des sels divalents plus importante que celle des sels monovalents, la NF est un excellent procédé d'adoucissement ;
- Une déminéralisation partielle de l'eau diminue les post traitements ;
- Une production plus élevée liée à une perméabilité plus grande, sans limitation très marquée due à la pression osmotique ;
- Une consommation énergétique réduite (Pontié, 2002).

Annexe 3 - Variété des objectifs et des contextes de la recharge artificielle

A3.1. Objectifs

a) Stockage d'eau en période excédentaire

Il peut exister un déséquilibre important entre la demande en eau et la ressource disponible au sein du milieu naturel lorsque cette demande s'exprime. Ce déséquilibre traduit en général moins un déficit global qu'un déphasage dans le temps entre les variations de la demande en eau et celles de la disponibilité des différentes ressources. Ce déphasage peut être journalier (parfois horaire, dans le cas d'une usine de potabilisation d'eau par exemple où un aquifère situé à proximité de cette infrastructure pourra servir comme réservoir tampon afin de permettre une régulation de la production), **saisonnier** (c'est le contexte à l'origine de cette étude) ou pluri-annuel.

Le stockage souterrain consiste à utiliser des formations aquifères

- soit qui présentent une bonne aptitude à la rétention de volumes d'eau importants :
 - zone non saturée puissante,
 - faible gradient piézométrique, etc.,
- soit pour lesquelles les conditions naturelles ne permettent pas :
 - une bonne alimentation (insuffisance des précipitations, aquifère captif, écoulement trop rapide des eaux superficielles qui n'ont pas le temps de s'infiltrer, etc.),
 - un piégeage suffisant (géométrie du réservoir, vidange trop rapide, etc.).

L'action peut être menée sur la ressource (infiltration, injection) ou sur la structure de l'aquifère (barrage souterrain).

La recharge artificielle permet donc le stockage, dans les réservoirs souterrains, de **surplus d'eau** disponibles pendant les périodes d'excédent.

Cette technique présente de nombreux **avantages** par rapport au stockage traditionnel en surface :

- la superficie utilisée pour les infrastructures est limitée (élément important dans les zones à forte densité d'occupation des sols ou à forte pression foncière),
- l'eau est à l'abri de phénomènes de détérioration de la qualité (salinisation par évaporation, développement algale, etc.),
- le coût des infrastructures est limité,
- la qualité des eaux est préservée. Elle peut même être améliorée par les phénomènes qui accompagnent leur circulation au sein du sous-sol,
- etc..

b) Maintien des niveaux piézométriques

La recharge artificielle des nappes d'eau permet de résoudre tout ou partie des conséquences suivantes :

- baisse de productivité des captages qui s'accompagne d'une augmentation des coûts de pompage et peut aussi entraîner des conséquences sur le plan qualitatif (dans le cas du dénoyage d'une nappe captive par exemple),
- **lutte contre l'intrusion saline**, en contexte littoral en particulier. Un « barrage hydraulique » ou un barrage souterrain peuvent ainsi être mis en place en aval de champs captants,
- lutte contre l'inversion des échanges entre nappes, en particulier lorsque les eaux d'une nappe (souvent superficielle) sont polluées,
- lutte contre la subsidence des terrains (consolidation),
- soutien du débit d'étiage d'un cours d'eau, lorsque celui-ci résulte du drainage d'un aquifère,
- etc..

c) Amélioration de la qualité des eaux – Réutilisation des eaux usées

La recharge artificielle peut contribuer à améliorer la qualité des eaux exploitées, en procédant au mélange d'eaux de qualités différentes afin, par exemple, de les rendre conformes aux normes de qualité (normes "eaux brutes" ou "eaux potables") sur le lieu de leur extraction, diminuant d'autant le coût des process de traitement et/ou des procédures administratives à mettre en œuvre. Cette technique peut être utilisée notamment dans le cas de pollution d'une nappe par les nitrates, qui peut ainsi être rechargée par des eaux de surface, en général moins riches en nitrate.

Par ailleurs, les capacités naturelles de filtration et d'épuration des sols, de la zone non saturée et des aquifères rechargés peuvent être mises à profit pour réduire, par "**géoépuration**" la charge polluante des eaux infiltrées. Cet aspect peut être au cœur du projet et permettre d'une part la réutilisation d'eaux impropres à l'usage auquel elles sont destinées : eaux usées à l'issue d'un traitement secondaire par exemple, et d'autre part la réalisation ainsi d'un traitement de finition (traitement tertiaire) avant leur rejet dans le milieu naturel. Dans de nombreux pays, les **eaux usées** sont ainsi considérées comme une ressource en eau à part entière, d'autant plus significative qu'elle correspond à des volumes importants, qu'elle est pérenne et peu variable à l'échelle annuelle, et est disponible à proximité des lieux de consommation. Ainsi, à titre d'exemple, en Israël, les eaux usées de toute l'agglomération de Tel Aviv sont traitées par géo-épuration, infiltrées au sein d'un aquifère et réutilisées par pompage depuis plus de 30 ans. En **Vendée**, les eaux usées de l'île de Noirmoutier sont utilisées pour l'irrigation de cultures à forte valeur ajoutée (pomme de terre nouvelle).

Par ailleurs, la réutilisation des eaux usées permet d'éviter leur rejet dans les eaux de surface et les conséquences qu'il peut impliquer : pollution des lieux de baignade, en rivière ou en mer par exemple.

Enfin, la plupart des pompages en nappe alluviale exploitent implicitement les capacités d'épuration de ce type d'aquifère, en inversant le sens des flux (cours d'eau

vers nappe) et en provoquant de ce fait une forte alimentation induite de l'aquifère. Cette technique permet d'éviter la réalisation d'usines de traitement des eaux de surface, souvent coûteuses.

c) Rejet d'eau excédentaire

La recharge artificielle peut être utilisée pour palier à un excès d'eau que les réseaux hydrographiques (naturels ou artificiels) ne peuvent absorber :

- géoépuration, lorsque les débits des cours d'eau sont insuffisants pour assurer une dilution satisfaisante des effluents (cf. ci-dessus),
- lutte contre les inondations par création de bassins d'étalement à fond perméable, ce qui va "augmenter", grâce aux volumes d'eau infiltrés, la capacité de ces bassins,
- évacuation des eaux pluviales. A titre d'exemple, l'agglomération de Bordeaux a limité le risque d'inondations en combinant une politique d'investissement sur des collecteurs d'eaux pluviales et d'obligation des nouveaux lotisseurs de procéder à une ré-infiltration totale du surplus d'eaux pluviales qui sont générées par leur aménagement (mesures dites "compensatoires"),
- etc..

d) Combinaisons d'objectifs variés

De nombreux projets de recharge artificielle visent également à combiner plusieurs des objectifs présentés ci-dessus, en essayant ainsi de maximiser les bénéfices de la mise en œuvre d'une telle démarche.

Ainsi, à titre d'exemple, certaines régions littorales de la côte Est des Etats Unis visent, en réalisant un stockage saisonnier en aquifère côtier, d'une part à assurer la disponibilité d'une ressource en eau pour la période estivale, et d'autre part à créer une barrière hydraulique qui leur permet d'exploiter, à un plus fort débit et de manière plus sûre vis à vis du risque d'intrusion saline, les aquifères situés plus à l'intérieur des terres.

A3.2. Influence du « contexte » du projet

Le "**contexte**" dans lequel s'intègre un projet de recharge artificielle va, de la même manière que le ou les objectifs du projet, influencer de manière importante sur la nature des solutions techniques à mettre en œuvre, sur le coût (investissement, fonctionnement, etc.) et donc in fine sur la faisabilité du projet.

Ainsi, les principaux "contextes" suivants devront être pris en considération :

- **contexte socio-économique :**
 - acceptabilité par la population du ou des process envisagés, en particulier pour ce qui concerne la réutilisation des eaux usées, la recharge des aquifères par des eaux de surface, etc.. Dans cette perspective, il pourra être souhaitable d'accompagner un projet par des actions de communication visant à mieux faire

- comprendre ses objectifs et ses avantages auprès de la population, les associations, etc.,
- contexte réglementaire général ou spécifique aux aquifères qui vont faire l'objet de la recharge (réglementation particulière, périmètres de protection, etc.),
- capacité de maintenance des dispositifs construits, dans le cas de pays en voie de développement par exemple,
- disponibilité en terme de surface pour l'implantation d'infrastructures, etc.,
- **contexte géologique et hydrogéologique :**
 - nature des aquifères (superficiels ou profonds),
 - perméabilité, hétérogénéité,
 - importance de leur capacité de stockage : volume de la zone non saturée et porosité efficace dans le cas des aquifères libres, coefficient d'emménagement des aquifères captifs,
 - aptitude de l'aquifère concerné à conserver les eaux souterraines en son sein : relations avec les eaux de surface (cours d'eau, sources, pertes vers d'autres aquifères), gradient hydraulique, etc.,
 - minéralogie de l'aquifère, qualité des eaux souterraines, afin de prévoir les éventuelles interactions eau de recharge – roche et eau de l'aquifère, de prévenir certains processus de colmatage par gonflement ou dispersion des argiles présentes dans la formation, etc.,
 - etc.,
- **contexte pédologique et d'utilisation des sols :** nature des sols, pour la géoépuration en particulier, mais aussi type d'utilisation des sols dans la perspective de process de recharge artificielle extensifs par sur-irrigation sur sols agricoles, par exemple (cf. nappe de la Crau),
- **contexte environnemental :** impacts des aménagements sur l'environnement (au sens large : risques de pollution, risques associées aux remontées de nappe, interférences avec d'autres utilisateurs, etc.),
- **nature, qualité** (minéralisation, matières en suspension, etc.), **périodes de disponibilité, etc. de la ressource utilisable pour la recharge :** eaux de surface, eaux usées, nature du traitement de ces eaux usées, etc.,
- **contexte climatique :** impact des processus d'évaporation, de développement algaires par exemple, plus importants lorsque les températures sont élevées,
- etc..

Un projet de recharge artificielle est donc avant tout **pluridisciplinaire**. Il regroupe un grand nombre de disciplines des sciences de la terre ou de la géoingénierie : hydrogéologie (au sens large, incluant de ce fait géologie, géophysique, géochimie, etc.), hydrologie, climatologie, hydraulique, chimie, biologie, géotechnique, génie civil, sociologie, économie, etc..

Annexe 4 - Principaux processus physiques intervenant en recharge artificielle à faible profondeur

A4.1. Processus hydrodynamiques de l'infiltration

Les processus présentés dans ce paragraphe concernent à des degrés divers tous les types de dispositifs de recharge à faible profondeur ainsi que certains dispositifs de recharge en profondeur.

Le phénomène d'infiltration sous un dispositif de recharge artificielle peut être décomposé en trois phases.

- **Phase 1** : La mise en eau d'un dispositif d'infiltration est suivie de l'avancée d'un front d'humidité (eau-air). Le principal moteur de l'écoulement pendant cette phase est l'effet de succion dû au contraste de teneur en eau à travers l'interface.

Le gradient hydraulique est donc très nettement supérieur à 1. Pendant cette phase, bien que l'infiltration mesurée en surface soit non nulle, la nappe n'est pas rechargée. Il y a stockage dans la zone non saturée. La durée de cette phase d'infiltration sans recharge est fonction de la nature de la couche superficielle de sol et du sous-sol (zone non saturée), du degré initial de saturation, des charges hydrauliques imposées et de la profondeur de la surface piézométrique,

- **Phase 2** : la surface libre de la nappe commence à remonter dès qu'elle est atteinte par la frange d'humectation. La teneur en eau dans la tranche supérieure du sol s'égale (proche de 100 %), la perméabilité tend vers la perméabilité du sol saturé ; la succion interne à cette tranche s'annule, l'écoulement devient gravitaire, le gradient hydraulique de l'infiltration est voisin de 1.

Le gradient hydraulique de la nappe augmente légèrement au fur et à mesure de sa remontée.

- **Phase 3** : Une connexion hydraulique s'établit entre la plage d'infiltration et la surface de la nappe. L'écoulement est saturé dans sa totalité. Le gradient hydraulique devient caractéristique d'un écoulement saturé en nappe (de quelques ‰ à quelques %) sur l'ensemble du profil (gradient de nappe) et diminue jusqu'à l'établissement d'un régime permanent.

Afin de bénéficier d'un gradient hydraulique maximum, et donc d'un volume infiltré maximum, il peut être préférable de maintenir des conditions du type de celles de la phase 2.

Le choix du site d'infiltration devra être un compromis entre :

- une profondeur initiale de la surface piézométrique de nappe suffisamment faible pour que la phase 1 ne soit pas trop longue (stockage trop important dans la zone non saturée, sans bénéfice pour la nappe),

- et une profondeur initiale de la surface piézométrique de nappe suffisamment importante pour que la phase 2 ne soit pas trop courte, afin de maximiser les débits d'infiltration.

Une optimisation du site pourra être obtenue par la pratique de cycles d'infiltration et repos sur un même bassin.

A4.2. Processus de colmatage

Lors de la réalimentation artificielle, aux mécanismes purement hydrauliques caractérisés par des écoulements en zone non saturée, se superposent des effets liés à la qualité de l'eau. Il est rare, en effet, que l'on utilise pour alimenter ce type de dispositif des eaux ayant subi un prétraitement très poussé. L'ensemble des phénomènes qui affectent la perméabilité de la plage d'infiltration est regroupé sous le terme de "colmatage".

C'est le principal écueil, dont les causes majeures sont :

- le dépôts de matières en suspension,
- le développement bactérien,
- la croissance d'algues,
- le gonflement et la dispersion des argiles.

NB : lorsqu'on injecte de l'eau douce dans un aquifère saumâtre ou salé, la réduction de perméabilité pour des sables sera fonction exponentielle de la teneur en argile du milieu.

Modalité de l'infiltration en présence d'une couche colmatée :

Lorsque les conditions de la recharge favorisent l'un ou l'autre des processus décrits dans le paragraphe précédent, à plus ou moins long terme les conditions de l'infiltration sont modifiées. L'eau rechargée s'infiltre à travers une couche de faible épaisseur et de faible perméabilité. Le flux d'infiltration est déterminé d'une part par l'importance de la couche colmatée (épaisseur/perméabilité) et d'autre part par les conditions de saturation qui règnent dans le sol sous la croûte superficielle :

- lorsque la nappe atteint le fond du dispositif, l'état de saturation est atteint pour la tranche de sol située sous le dispositif. Le flux infiltré est faible car le gradient hydraulique est inférieur à la charge hydraulique imposée. On se situe alors en phase 3,
- si sous la plage d'infiltration persistent des conditions non saturées, l'effet de succion à l'interface s'ajoute à la charge hydraulique imposée. La valeur du flux d'infiltration est d'autant plus grande que le degré de saturation est faible. Si l'on considère que la perméabilité de la couche colmatée est fixée et n'évolue pas, il est possible de modéliser l'évolution des variables hydrauliques (débit infiltré, lame d'eau, teneur en eau). Ils tendent vers une valeur limite qui dépend des caractéristiques du milieu poreux et de la couche colmatée.

Remarque : il peut paraître séduisant d'augmenter la charge d'eau dans les bassins pour augmenter la lame d'eau infiltrée. Cependant, l'augmentation de pression sur la couche colmatée peut provoquer un tassement de cette dernière par consolidation et entraîner une diminution de perméabilité.

A4.3. Traitement par le sol des effluents (géoépuration)

La géoépuration consiste à infiltrer un effluent prétraité à travers un milieu poreux en place ou rapporté. La filtration et l'action des micro-organismes présents en son sein permettent d'éliminer une grande partie de la pollution :

- matières en suspension,
- matières oxydables,
- azote (nitrification/dénitrification),
- micro-organismes,
- phosphates, etc..

Pour mémoire, ce n'est pas l'objet principal de cette étude.

Annexe 5 - Description des dispositifs de recharge artificielle à faible profondeur

A5.1. Bassins d'infiltration

Les bassins sont souvent réalisés en déblai remblai ; l'eau est préalablement traitée ou non en fonction de son origine et de sa qualité et dirigée dans le bassin. Elle s'infiltre préférentiellement par le fond, l'infiltration a également lieu, mais dans une moindre mesure, par les parois.

Cette technique est sujette au colmatage, il est donc nécessaire de s'assurer de la qualité des eaux à infiltrer et de prévoir les opérations d'entretien nécessaires, d'évaluer leur fréquence et d'estimer leur coût (critère de faisabilité économique importante).

Ils peuvent aussi bien être utilisés pour l'infiltration d'eau en provenance de cours d'eau que d'effluents préalablement traités.

Pour des raisons d'entretien et d'optimisation de l'infiltration, il est souvent nécessaire de réaliser plusieurs bassins fonctionnant en alternance. Leur dimension et leur disposition sur le site dépendent de la perméabilité naturelle des terrains, du pouvoir colmatant de l'eau à infiltrer et des besoins. L'intégration dans le paysage peut conduire à une géométrie et à une disposition particulières des bassins. La plantation d'arbres à feuilles caduques est à proscrire à proximité de ces bassins.

Lorsque le pouvoir épurateur du terrain situé au fond du bassin n'est pas suffisant pour permettre une épuration des eaux infiltrées, il peut être nécessaire de rapporter en fond des matériaux graveleux plus sableux (Figure A5.1). C'est le cas des stations d'alimentation artificielle de la nappe alluviale de la Garonne aux environs de Toulouse à partir des eaux du fleuve pour la production d'eau potable (augmentation du rendement du champ captant, filtration des eaux superficielles, amélioration de la qualité de l'eau de la nappe).

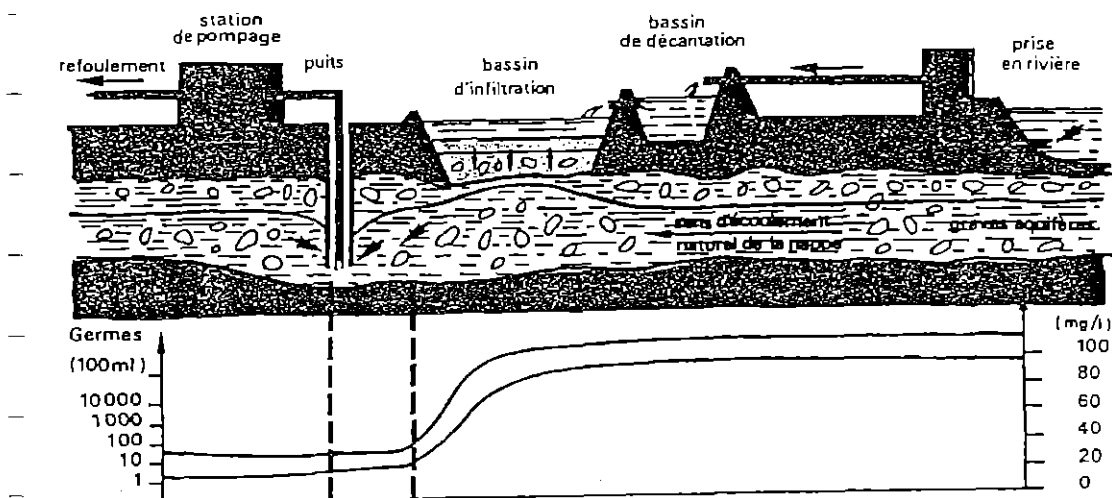


Schéma de fonctionnement d'une station de réalimentation.

Figure A5.1.: Exemple de bassin d'infiltration (d'après F. Bel, 1986-1988)

A5.2. Filtre à sable, tertre d'infiltration

Ces techniques sont utilisées en général lorsque l'un des objectifs est le traitement d'eau (eau usée, eau superficielle pour utilisation en eau potable...).

Les eaux à infiltrer sont épandues à la surface d'un massif sableux (en place ou reconstitué) par l'intermédiaire de drains, ou par écoulement direct. Lorsque la surface piézométrique de la nappe phréatique est trop proche du sol, un tertre d'infiltration en matériaux sableux peut être mis en œuvre ; les dispositifs (terrassment important, approvisionnement de matériaux sableux lorsqu'ils n'existent pas sur place) ne peuvent pas a priori intéresser de grands volumes d'eau à infiltrer et seront donc utilisés plutôt dans un contexte local (assainissement autonome par exemple).

La faisabilité économique du projet dépend de l'investissement mais également beaucoup des coûts de fonctionnement.

Afin de favoriser l'aération du massif d'infiltration, il est nécessaire de pratiquer l'alimentation alternée, ce qui induit de multiplier les surfaces d'infiltration en fonction de la durée des cycles (alternance alimentation et mise au repos des bassins). Les Figures A5.2 et A5.3 issues de "Normalisation française DTU 64-1" représentent un schéma normalisé de ce type de dispositif appliqué à l'assainissement autonome.

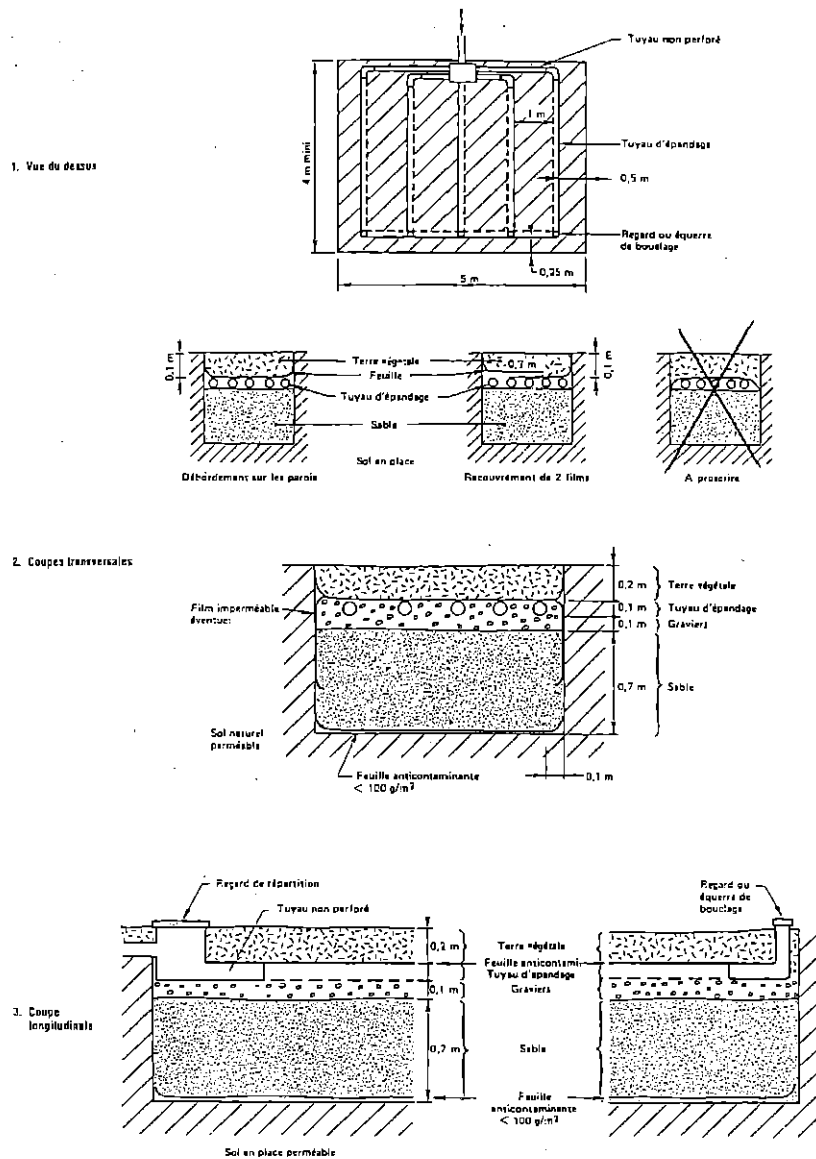


Figure A5.2. : Filtre à sable (normalisation française, DTU 64).

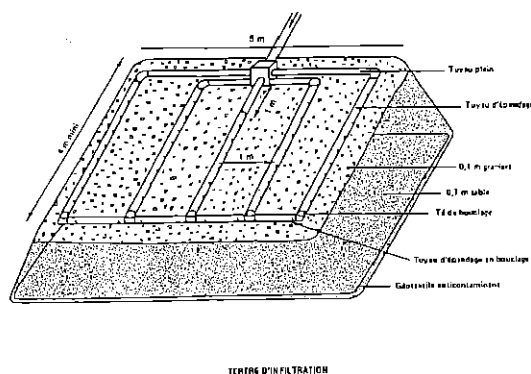


Figure A5.3 : Tertre d'infiltration (normalisation française, DTU 64).

A5.3. Epandage

L'eau à infiltrer est épanchée en général sur des terres agricoles, par l'intermédiaire de rainures (sillon de labour), son écoulement peut être freiné par la réalisation de diguettes de faible hauteur.

La ressource en eau est constituée par des eaux de cours d'eau en période excédentaire, hors période culturale.

Ces dispositifs rustiques présentent l'avantage d'être peu coûteux et de ne pas geler les surfaces d'épandage qui, hors période d'infiltration, peuvent être utilisées par les cultures. L'alliance épandage, culture (donc labour) évite les phénomènes de colmatage. Les coûts de fonctionnement sont donc exclusivement dus à la réalisation périodique de rainures et de diguettes.

Ces techniques sont bien adaptées aux pays en voie de développement à main d'œuvre bon marché.

On peut rapprocher ces techniques de celles utilisées dans certains pays froids (Islande, USA, Canada, Danemark) : accumulation par l'homme de neige sur des aires propices à la réalimentation. Au redoux, l'eau issue de la fonte des neiges percolera lentement vers la nappe et contribuera ainsi à sa recharge.

La réalisation de dispositif de rétention des sols et des eaux pour lutter contre l'érosion des sols, en créant des zones humides artificielles de façon temporaire, a pour effet secondaire une recharge renforcée des eaux souterraines.

Le danger de ce type de pratique réside dans l'éventualité d'un lessivage excessif des terres agricoles ce qui peut entraîner une pollution par les engrais et les pesticides ou une salinisation des eaux souterraines. Il est donc nécessaire d'optimiser les surfaces d'épandage en fonction des besoins de recharge, de la qualité des eaux servant à la recharge et des flux d'éléments indésirables pouvant transiter jusqu'à la nappe.

A5.4. Barrage et diguette, infiltration dans le lit d'un cours d'eau

L'objectif est d'accroître le rendement de l'infiltration naturelle en cherchant à gagner sur :

- la surface de la plage d'infiltration,
 - la charge hydraulique,
 - la durée de l'infiltration.
- Le gain de surface d'infiltration peut être obtenu par dérivation d'une partie du débit d'un lit mineur actif sur un ou plusieurs bras morts.

Une autre possibilité est l'aménagement de levées qui vont allonger le trajet des eaux de ruissellement dans le lit (dignes en chicane).

- La charge hydraulique, la durée d'infiltration mais également la surface d'infiltration peuvent être augmentées par création d'un ou plusieurs barrages sur un cours d'eau

dans les zones propices à l'infiltration (terrain perméable, cours d'eau perché par rapport à la nappe).

Ces dispositifs ont tous comme caractéristique commune de piéger et/ou de ralentir les eaux de cours d'eau en crue charriant une masse importante de matière en suspension. Il existe plusieurs techniques pour limiter le dépôt de matière solide et donc le colmatage et le comblement progressif du réservoir :

- entretien nettoyage et évacuation des dépôts ;
- digue construite en matériaux meubles dimensionnée pour être emportée par une crue de fréquence donnée et donc permettre le nettoyage de l'amont. Une variante de ce dispositif consiste à réaliser une digue semi-destructive seule une partie de la digue sera emportée par la crue ;
- mise en place de barrage mobile ou gonflable que l'on abaisse lors du passage d'une crue pour permettre le nettoyage de l'amont où que l'on ne lève qu'une fois le pic de crue passé afin d'éviter la sédimentation des M.E.S présentes dans ses eaux ayant la plus forte charge solide ;
- réalisation de barrages en cascade, les barrages se remplissant progressivement de l'amont vers l'aval, les premiers jouant le rôle de "barrière de décantation".

Ces techniques sont essentiellement utilisées en pays arides ou semi-arides (Maroc, Tunisie, Arabie Saoudite, sud des Etats-Unis, Australie, ...).

Une alternative, dans ce même type de contexte favorable aux échanges rivière vers nappe, consiste à effectuer des lâchers d'eau provenant d'un barrage situé en amont hydraulique des aquifères à recharger. Les débit, volume, durée, fréquence, etc. des lâchers sont optimisés afin de réaliser une recharge maximale des aquifères en relation avec le cours d'eau (ou de certains aquifères choisis). De cette manière, le barrage ainsi vidé, est apte à emmagasiner de nouveaux volumes d'eau en cas de précipitations.

A5.5. Tranchées d'infiltration

Des tranchées dont la profondeur dépend du contexte hydrogéologique (profondeur des terrains perméables et profondeur de la surface de la nappe) sont creusées puis remplies de matériaux sablo-graveleux pour en assurer la stabilité. L'injection de l'eau se fait soit par l'intermédiaire d'un drain placé dans la tranchée, soit en surface.

Dans une tranchée d'infiltration, de par sa géométrie (surface des parois supérieure à la surface du fond), la plus grande part de l'infiltration s'effectue à travers les parois latérales, le dépôt des matières en suspension sur le fond de la tranchée n'engendre le colmatage que d'une partie de la surface d'infiltration. La diminution des lames d'eau infiltrées au cours du temps est donc moins importante que dans le cas de bassins. Cette infiltration par les parois peut également être favorisée par la perméabilité horizontale souvent supérieure à la perméabilité verticale.

Lorsqu'il est possible de creuser des tranchées relativement profondes, cette technique peut s'avérer économique du fait de son emprise au sol moindre et d'un coût d'entretien minime.

L'eau est généralement dirigée au sommet de la tranchée remplie de matériaux inertes grossiers (Figure A5.4). Elle percole au travers de ce matériau, une couche colmatante

peut se mettre en place au sommet, un raclage périodique peut donc être nécessaire, avec remplacement éventuel du matériau de remplissage. Ce matériau peut se colmater totalement dans certains cas extrêmes. Il est alors nécessaire de le remplacer totalement. Afin d'éviter un développement algair important et leur colmatage par des apports éoliens, les tranchées sont souvent couvertes.

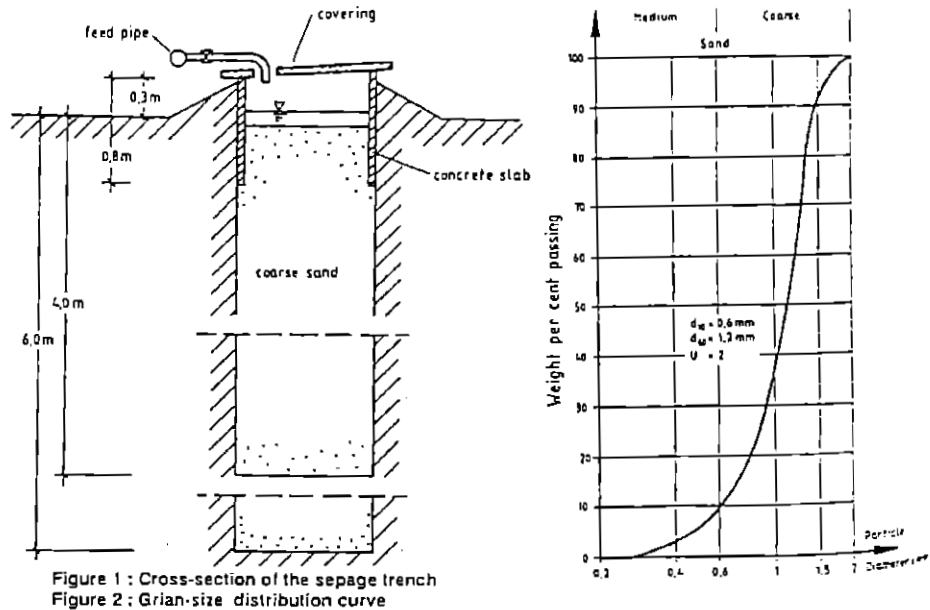


Figure 1 : Cross-section of the seepage trench
Figure 2 : Grain-size distribution curve

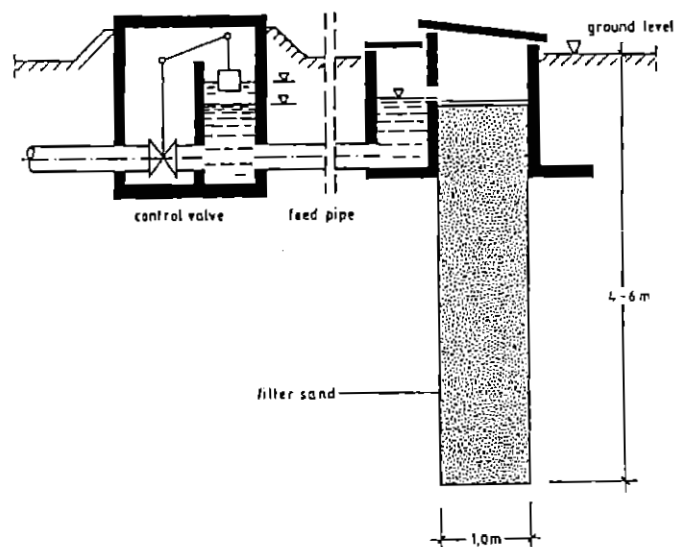


Figure A5.4 : Tranchée d'infiltration (d'après H.H. Hantke et W. Schlegel, 1994).

Annexe 6 - Recharge artificielle en profondeur - Coupe technique de forages d'infiltration

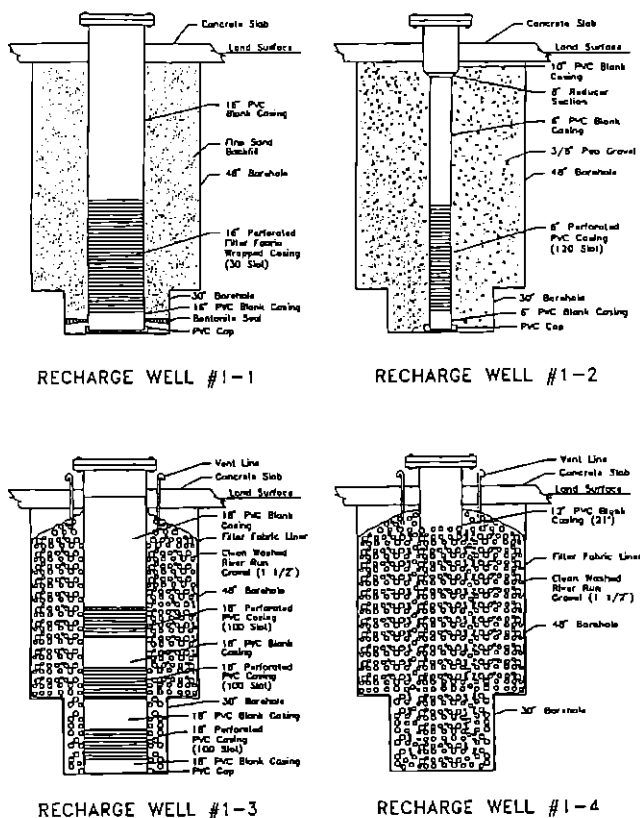


Figure A6.1 : Différents types de forage d'infiltration

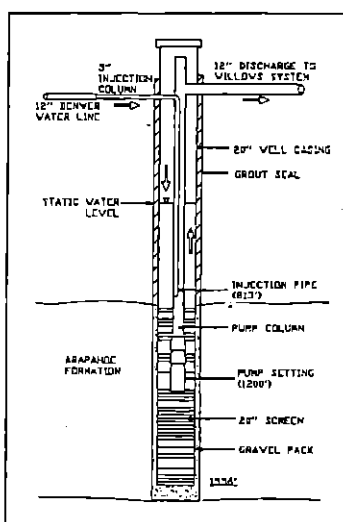


Figure A6.2 : Détail de puits avec système d'infiltration et de pompage

(d'après L. Dueker, M. Aoce, G. Small - 1994 et B. Lythe - 1994).

Annexe 7 - Synthèse du livre de Pyne (1995) sur l'ASR (Aquifer Storage Recovery)

Le livre R.D.G. Pyne (1995) constitue un réel guide pratique sur l'ASR, très complet. Il comprend près de 400 pages, et est séparé en 9 chapitres, synthétisés ci-après :

1. **Introduction** : incluant des considérations générales sur la gestion active des eaux souterraines, une définition et un historique de l'ASR. La particularité la plus marquante de l'ASR est que l'injection et le pompage se font par les mêmes ouvrages. Un avantage essentiel de cette technique est de réduire, du fait des cycles injection / développement, les risques de colmatage aux abords des ouvrages.
2. **Structure d'un programme d'ASR** : l'auteur insiste sur la nécessité d'adopter une stratégie structurée avant d'entreprendre un programme d'ASR. Les trois phases principales du programme qu'il propose sont les suivantes (i) étude de pré faisabilité et conception du dispositif, (ii) construction et test du dispositif, à l'échelle réelle, et (iii) extension du dispositif jusqu'à la dimension opérationnelle.
3. **Conception d'un système d'ASR** : les différents aspects sont abordés forage(s), tubage, crépines, aménagements hydrauliques de surface, extension du champ captant.
4. **Quelques aspects techniques particuliers de l'ASR** : rendement de la récupération, cycles successifs d'injection / pompage pour améliorer le rendement, évolution de la qualité de l'eau, problèmes dus au colmatage, redéveloppement, filtration amont, contrôle des débits, pré- et post-traitement, contaminations, simulation mathématique.
5. **Géochimie** : tous les aspects géochimiques sont passés en revue. Il s'avère que, dans de nombreux cas, des problèmes sérieux peuvent apparaître (notamment de colmatage). Cet aspect est par conséquent à étudier de près, en particulier si l'eau injectée a une qualité très différente de celle de l'eau de l'aquifère.
6. **Quelques aspects non techniques de l'ASR** : les aspects économiques et législatifs sont décrits. Toutefois, le contexte américain est différent du nôtre, ce qui limite l'intérêt de ce chapitre dans les contextes français ou européen.
7. **Applications et alternatives** : applications en agriculture, utilisation d'eaux usées, stockages en surface...
8. **Perspectives d'avenir** : développements techniques et législatifs, contraintes, applications à des pays autres que les Etats-Unis.
9. **Etudes de cas** : 17 sites sont décrits. La plupart sont au stade opérationnel. Le volume de stockage des sites ASR est typiquement compris entre 40 000 et 2 millions de m³. Les stockages sont pour la plupart réalisés dans des aquifères captifs ou semi-captifs. Les inconvénients principaux des aquifères libres pour l'ASR sont leur vulnérabilité aux pollutions et le fait que la vitesse de déplacement de l'eau qu'ils contiennent est généralement plus élevée.

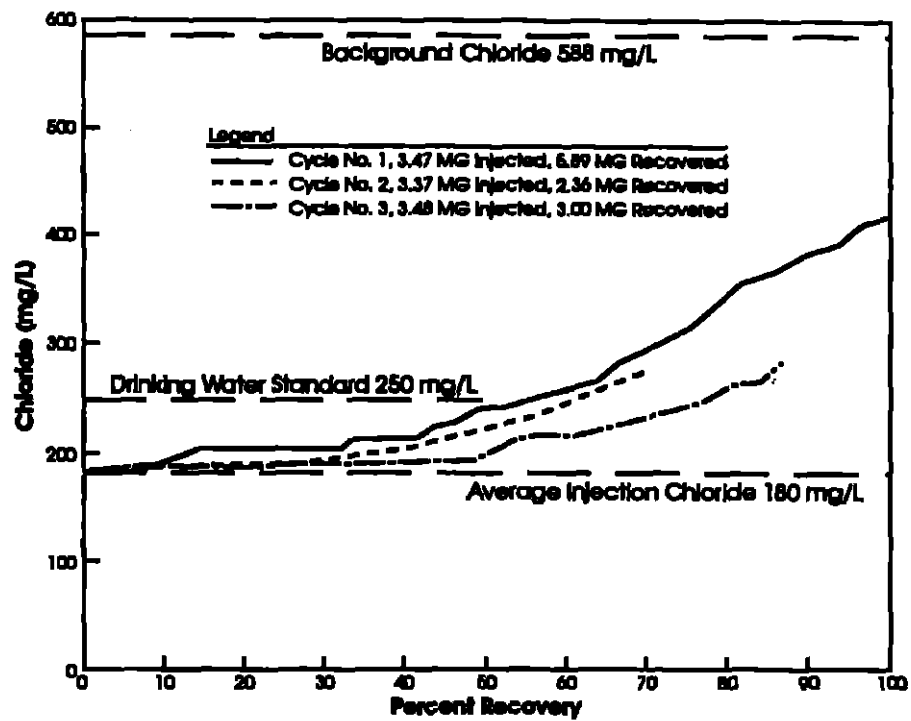


Figure A7.1 – Chloride concentrations observed during ASR cycle testing, Port Malabar, Florida. (Pyne, 1995)

Pyne (1995), "Groundwater and Wells: a guide to Aquifer Storage Recovery"

Annexe 8 - Principales étapes d'un projet de recharge artificielle

La conception d'un projet de recharge artificielle devra s'attacher à vérifier la compatibilité entre :

- l'objectif ou les objectifs à atteindre,
- la ressource en eau, les possibilités d'infiltration et les besoins,
- l'environnement,
- la réglementation,
- les données économiques,
- les habitudes et la culture locale.

Les principales étapes d'un projet de recharge artificielle sont proposées dans les Figures A8.1 et A8.2.

Paramètres et caractéristiques techniques

Les principaux facteurs limitants pour lesquels l'information devra être acquise, du moins pour ce qui est l'ordre de grandeur, dès la phase d'étude technico-économique des solutions alternatives, sont :

Infiltration à faible profondeur :

- Ressource en eau : quantité et qualité,
- Profondeur et fluctuations piézométriques de la nappe,
- Perméabilité des terrains,
- Pouvoir colmatant de l'eau vis-à-vis du terrain concerné.

Injection en puits

- Ressource en eau : quantité et qualité,
- Caractéristiques hydrodynamiques (compatibilité des taux d'injection estimés avec l'objectif),
- Compatibilité physico-chimique entre l'eau injectée et l'eau de la nappe rechargée.

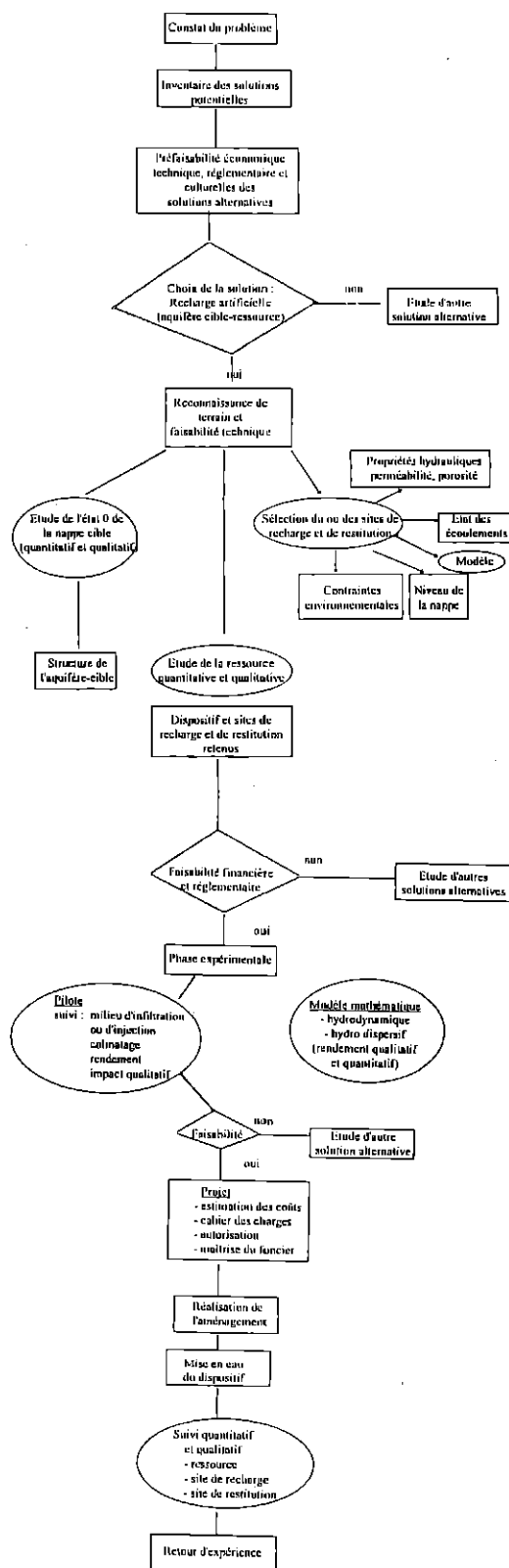


Figure A8.1 : Organigramme d'un projet de recharge artificielle.

Principales étapes	Thèmes à aborder	Types de problématique							
CONSTAT DU PROBLEME	Objectif	Maintien de niveaux piézométrique	Stockage d'eau en période excédentaire		Amélioration de la qualité		Rejet d'eau excédentaire		
	Thèmes à aborder	Données à étudier							
RECONNAISSANCES DE TERRAIN ANALYSES ET MESURES	Contexte géologique et hydrogéologique général (études de pré faisabilité et de faisabilité)	Géologie et structure Lithogie et stratigraphie Passage latéral de fades Géométrie	Hydrogéologie Aquifères existants libre. Cap Piézométrie Sens d'écoulement Fluctuations	Paramètres hydrodynamiques Porosités Coefficients d'emmagasinement Perméabilités Transmissivités	Exutoires et prélèvements Prélèvements AEP. irrigation, industriel domestiqu Drainage (sources, cours d'eau) Débordement (cours d'eau, dépression, sources) Exutoires en mer Echanges entre nappes		Qualité de l'eau Physico-chimique Bactériologique Eléments indésirables		
	Ressource en eau (études de pré faisabilité et de faisabilité)	Eau superficielle ou pluviale		Eau souterraine		Eaux usées			
		Qualité Niveau de traitement MES Matières organiques Physico-chimique Bactériologique Température Pouvoir colmatant Protection de la ressource	Quantité Débit de crue et fréquence Débit d'étiage et fréquence	Qualité Physico-chimique Bactériologique Eléments indésirables Pouvoir colmatant Protection de la ressource	Quantité Ouvrages de captages Débits exploitables Potentialité de la nappe	Qualité Origine des effluents Niveau de traitement MES Matières organiques physico-chimique Bactériologiques Pouvoir colmatant	Quantité Population concernée (nombre et habitude industries concernees...		
	Site de recharge (étude de pré faisabilité et de faisabilité)	Géologie locale Coupe lithologique et stratigraphique Structure	Hydrogéologie locale Nappe libre ou captive profondeur de la nappe fluctuation de la nappe sens d'écoulemnt	Paramètres hydrodynamiques Perméabilités non saturées et saturées Porosités Teneurs en eaux de la zone non saturé Productivité des puits (si injection) granulométries des terrains	Qualité des eaux souterraines Physico-chimique Bactériologique Eléments indésirables		Contraintes environnementales Surface disponible Parcellaire Habitat Site classé Protection du site nuisances potentielles		
	Site de restitution (étude de pré faisabilité et de faisabilité)	Géologie locale Coupe lithologique et stratigraphique Structure	Hydrogéologie locale Nappe libre ou captive profondeur de la nappe fluctuation de la nappe sens d'écoulement	Paramètres hydrodynamiques Productivités des captages	Qualité des eaux souterraines Physico-chimique Bactériologique Eléments indésirables		Contraintes environnementales Surface disponible Parcellaire Habitat Site classé Protection du site		
		Thème à aborder	Solutions envisageables						
SOLUTION	CHOIX DU DISPOSITIF	Dispositif d'infiltration à faible profondeur		Injection en puits ou forage		Barrage souterrain			
	Thème à aborder	Etudes complémentaires							
ETUDE EXPERIMENTALE	Etude du rendement et des impacts potentiels (étude de faisabilité)	Pilote			Modèle				
		Impacts quantitatifs Vitesse d'infiltration Remontée des niveaux Taux de recharge Taux de récupération	Impacts qualitatifs Qualité de l'eau de la nappe rechargée Qualité de l'eau exploitée	Colmatage nature du colmatage vitesse de colmatage remèdes (traitement, alimentation alternée...	Impacts quantitatifs Remontée des niveaux de la nappe Zones de débordement Taux de récupération		impacts qualitatifs Vitesse de propagation de l'eau rechargée Qualité de l'eau de la nappe Taux de récupération et qualité de l'eau		

Figure A8.2 : Recharge artificielle de nappes d'eau Souterraine - Principales étapes de l'étude de qualification - Principales données à acquérir