

2.1.3.3.2. Procédé BURGEAP [30]

La Communauté Urbaine de Lille a expérimenté ce procédé dans la nappe de la craie à Emmerin où les teneurs avoisinent 100 mg/l. Le principe de cette expérience a consisté à infiltrer une partie de l'eau pompée de deux forages du champ captant, additionnée d'un glucide assimilable. Le mélange de l'eau infiltrée et de l'eau de la nappe provoque une stabilisation de la concentration nitrée de la nappe à hauteur de 44mg/l.

2.1.3.3.3. Autre procédé de dénitrification "in situ" [22], [32]

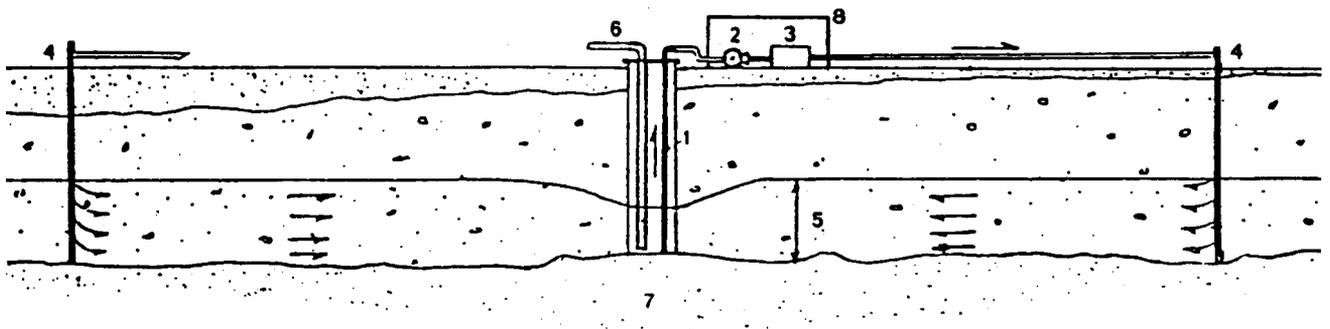
Le principe du procédé consiste à injecter dans la nappe, à proximité d'un puits de captage d'eau potable un composé organique dans

l'aquifère afin de stimuler le développement d'une flore bactérienne dénitrifiante.

Ce procédé fait l'objet d'un programme commun entre l'Agence de l'Eau Adour-Garonne et le Centre d'Ecologie des Ressources Renouvelables (Laboratoire du CNRS, Toulouse).

Après une première étape concernant la configuration du dispositif et une simulation, à échelle réduite, de son fonctionnement, une deuxième étape a démarré par la mise en place du dispositif d'injection autour du puits de captage de Carbonne (Haute-Garonne).

Actuellement, la principale limitation de ce procédé est le colmatage partiel du puits d'injection par accumulation probable de la biomasse dénitrifiante. La figure 12 résume ce procédé.



- 1 - Tuyau d'aspiration d'eau de nappe
- 2 - Pompe d'injection du système
- 3 - Cuve de substrat carboné
- 4 - Puits d'injection de la solution carbonée

- 5 - Epaisseur de la nappe souterraine
- 6 - Tuyau principal d'alimentation de la ville
- 7 - Marnes imperméables
- 8 - Cabane de chantier

Figure 12 : Schéma du réacteur "in situ" [32].

2.2. Dénitrification autotrophe

Ces procédés mettent en œuvre la réaction de dénitrification autotrophe avec oxydation d'un substrat inorganique, hydrogène ou soufre.

Aucune installation industrielle de ce type n'existe actuellement en France. En effet, les bactéries impliquées ont une cinétique très lente. Les temps de contact élevés et les vitesses de percolation utilisables faibles (0,5 à 1m/h) rendent donc ces techniques plus difficilement applicables à l'échelle industrielle [95].

2.2.1. Dénitrification à l'hydrogène

2.2.1.1. Principe

Les bactéries réalisent la réaction suivante :



L'oxydation de l'hydrogène fournit aux bactéries l'énergie suffisante à la réduction des

nitrate en azote gazeux. Le pH de l'eau augmente au cours de la réaction. En pratique, 9 g d' H_2 sont nécessaires pour éliminer 100 g de nitrate.

2.2.1.2. Réalisations

Des expériences de dénitrification autotrophe avec hydrogène sont menées sur lits fixes [17] et également sur lits fluidisés [37].

A un stade industriel, l'installation de Rassel (service des eaux de Mönchengladbach) en RFA fonctionne avec Denitropur, procédé développé par une équipe suisse et allemande (société Sulzer) [23], [29], [77].

Après une période de 18 mois consacrée à l'observation des conditions chimiques, physiques, microbiennes et hygiéniques, l'installation est utilisée depuis juillet 1987 pour la distribution d'eau potable. La figure 13 schématise la filière de traitement.

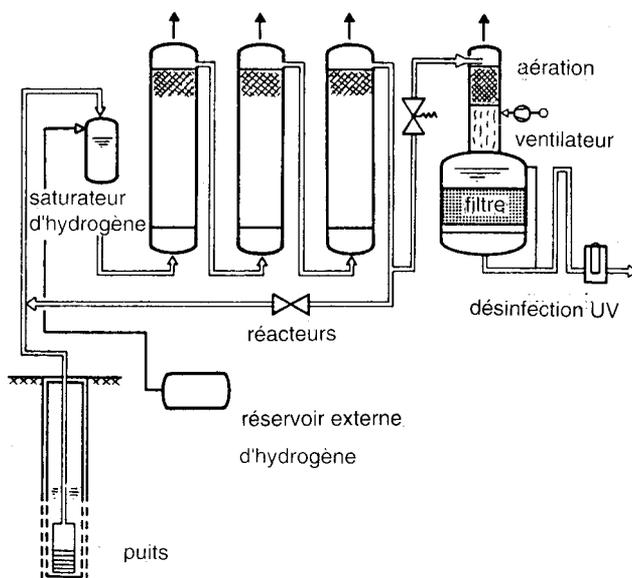


Figure 13 : Schéma de l'installation industrielle de Mönchengladbach [77].

L'eau, après introduction d'hydrogène, traverse à sens ascendant les réacteurs dénitrificateurs. La biomasse bactérienne qui oxyde l'hydrogène (principalement *Pseudomonas*) est fixée en lit sur filtre polypropylène. Comme pour les procédés hétérotrophes, l'eau épurée subit des traitements d'affinage : aération, filtration, désinfection.

Les avantages de ce procédé sont :

- comme pour les procédés hétérotrophes, les nitrates sont complètement éliminés avec rejet d'azote gazeux

- le substrat utilisé étant l'hydrogène gazeux, il n'y a pas à éliminer le substrat en excès dans les post-traitements.

Les inconvénients du procédé sont liés à l'utilisation de l'hydrogène (stockage et risque d'explosion) et à la nécessité d'un temps de contact élevé (donc dimensionnement). Pour des temps de contact faibles, la décomposition des nitrates est incomplète et s'accompagne à mesure de l'augmentation du pH d'une formation de nitrites [69].

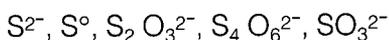
2.2.2. Dénitrification sur support soufré

2.2.2.1. Principe

La réaction peut être schématisée ainsi :



Les bactéries impliquées sont du genre *Thiobacillus denitrificans*. Elles sont Gram-, sporulées de forme bacillaire. Elles oxydent en sulfate diverses formes de soufre :



Thiobacillus denitrificans a un pH optimum de croissance qui se situe entre 6,2 et 7,4.

2.2.2.2. Réalisations

Plusieurs équipes ont travaillé sur ce procédé, en particulier en France le laboratoire Chimie des Nuisances et Génie de l'Environnement (CNGE) de Rennes.

Nous décrivons ici le **procédé OTV**, agréé depuis 1985 mais dont aucune réalisation industrielle n'existe en France à ce jour [6], [7].

Après une injection de phosphate si nécessaire, l'eau traverse en flux ascendant un réacteur de dénitrification garni de matériau granulaire constitué de soufre et de maërl (maërl : carbonate de calcium et de magnésium). L'eau épurée subit alors les post-traitements de réoxygénation, filtration et désinfection.

Il y a ensemencement des colonnes avec des bactéries dénitrifiantes autotrophes, *Thiobacillus denitrificans*. Etant donné le faible taux de croissance de ces bactéries, le recyclage d'une solution nutritive riche en nitrates, phos-

phates, bicarbonates et ammoniacque pendant une quinzaine de jours, permet de réduire la durée d'ensemencement.

Les conditions de fonctionnement du procédé ont été mises au point par Blecon [5].

Des essais ont également été réalisés avec des réacteurs garnis en pyrite de fer et maërl [31]

Les lavages de la colonne par de l'air et de l'eau sont effectués à contre-courant, une fois tous les 10 jours environ ; ceci pour éviter une perte de charge trop importante due à l'augmentation de biomasse.

Le laboratoire CNGE a également expérimenté le couplage de ce type de réacteur avec un réacteur nitrifiant (garni de charbon actif aéré dans la masse) pour l'élimination totale de l'azote minéral dissous [44], [45].

Les inconvénients du procédé sont liés aux faibles vitesses nécessaires à un bon rendement et à une production de sulfate non négligeable.

Une installation de démonstration de dénitrification autotrophe sur soufre-maërl suivie d'une réinjection dans le sol fonctionne à 35m³/h, à Montferland dans les **Pays-Bas** [41], [75]. Comme précédemment le nitrate est éliminé à courant ascendant dans un filtre composé d'un mélange de soufre et de calcaire par les bactéries *Thiobacillus denitrificans*.

La vitesse de filtration est de 0,25 m/h. L'oxygène et l'azote de l'eau sont éliminés par un dégazeur à vide avant la dénitrification pour éviter une interférence dans le procédé. Après la dénitrification, l'eau est aérée et infiltrée dans le sol pour éliminer les bactéries, les éléments biodégradables et la turbidité.

3.1. Echange d'ions

Le traitement des eaux par échange d'ions est un procédé ancien et largement répandu. Aux Etats-Unis, la première réalisation industrielle de dénitrification de l'eau potable par cette voie a été mise en route en 1974. En Grande-Bretagne, deux stations réalisées par l'Anglian Water Authority ont démarré en 1976 et 1978. En France, il a fallu attendre l'agrément des résines anioniques à cet effet (1985).

3.1.1. Principe de l'échange d'ions

[1], [11]

L'échange ionique consiste à transférer des ions indésirables de l'eau brute sur un support insoluble, appelé échangeur d'ions, qui les capte et libère en contrepartie une quantité équivalente d'ions dont la présence n'est pas gênante.

L'échangeur d'ions possède une capacité limite de stockage sur son support (capacité d'échange) et doit être régulièrement régénéré, par une solution fortement concentrée d'ions choisis.

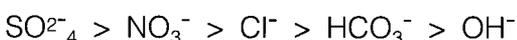
Dans le cas de l'élimination des nitrates, on utilise des résines de type anionique (échangeurs d'anions). Comme la plupart des échangeurs, ces résines se présentent sous forme de billes de diamètre compris entre 0,4 et 0,8 mm. Ce sont des polymères de composés aromatiques comprenant des groupes ionisés de type basique.

Si on désigne par RI^+ , les groupements structuraux et fixes de la résine, la réaction peut se résumer de la façon suivante :



L'ion échangeable X^- peut être Cl^- ou CO_3H^- .

Les anions nitrates ne sont pas les seuls retenus. Il existe même une sélectivité différente suivant l'espèce anionique. Des plus retenus aux moins retenus, l'ordre généralement cité est :



Ainsi, une eau riche en sulfates pourra être gênante dans l'élimination des nitrates, la résine fixant préférentiellement les sulfates.

Lorsque les concentrations des éluats se modifient, que celle des nitrates augmente, on considère que la "fuite en nitrate" est significative de la saturation de l'échangeur. Il est nécessaire de le régénérer. La fixation sur le support est réversible. Si l'on fait percoler une saumure très concentrée en ions chlorures ou bicarbonates, ceux-ci se refixeront sur la résine qui libérera les nitrates.

Ce procédé d'échange d'ions a épuré l'eau des nitrates qu'elle contenait, mais le problème des éluats de régénération sera à étudier dans chaque cas.

3.1.2. Description des filières en cycle chlorure, en fonctionnement en France

Après examen des filières types, nous décrivons les procédés utilisés dans les réalisations industrielles en France et nous donnerons une liste de ces réalisations.

A ce jour, ces procédés sont :

- Azurion (de la société Degremont),
- Ecodénit (de société OTV),
- NCC-SOGEA (déNitrification Contre Courant de la société SOGEA).
- Nitracycle (de la société SAUR),

3.1.2.1. Filières types

[56]

- Cas de l'eau de forage

Généralement aucun prétraitement n'est nécessaire avant le passage sur résine. Après la dénitrification, il suffit de désinfecter l'eau (chloration, ...).

- Cas de l'eau de surface

Les caractéristiques de l'eau sont alors très variables. La ligne de traitement est :

- pompage
- prétraitement
- décantation
- filtration
- ozonation
- dénitratisation sur résine
- désinfection

La filière optimale, pour une protection meilleure des résines, comporterait une étape "filtration sur CAG" avant la dénitratisation.

Exemple de la filière de traitement de l'usine du Rest à Plouenan dans le Finistère ([64] et figure 14).

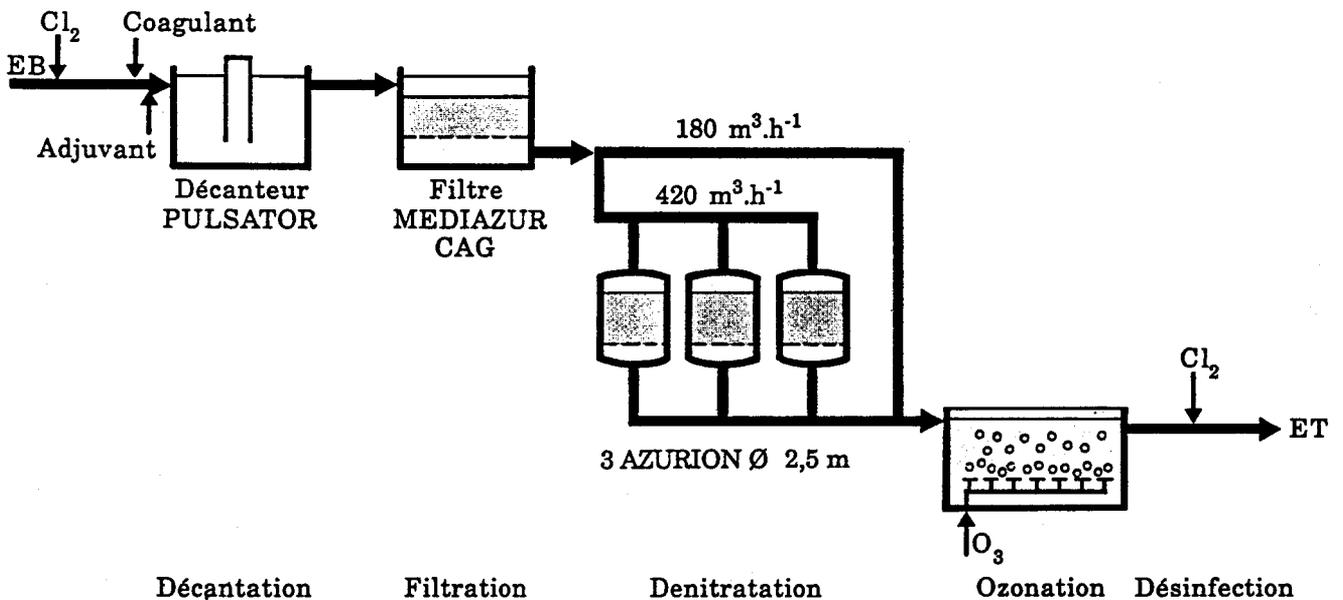


Figure 14 : Schéma de la dénitratisation dans l'installation du Rest à Plouenan (Finistère), [95]

3.1.2.2. Réacteurs en cycle chlorure

Différentes phases sont mises en œuvre :

- Une phase de traitement (ou cycle de production ou fixation) : l'eau brute traverse le lit de résines. Les anions de l'eau sont échangés contre l'anion du régénérant, alors fixé sur la résine, jusqu'à épuisement.
- Une phase de soulèvement avec détassage et élimination des particules fines de la résine. Cette phase n'est pas systématique : tous les 50 cycles, environ dans le procédé Nitracycle.

Elle traite une eau de surface pour le compte du syndicat de l'Horn ($600 \text{ m}^3/\text{h}$).

Après chloration, l'eau de la rivière l'Horn est clarifiée par coagulation-floculation-décantation. Elle est ensuite filtrée sur CAG (filtration, adsorption de certaines matières organiques, élimination du chlore).

Une partie du débit est alors prélevée pour dénitratisation sur résine avec le procédé Azurion, puis mélangée à l'eau non traitée. En faisant varier le débit d'eau percolant sur les résines, il est possible de faire varier la teneur en nitrate dans l'eau finale.

L'eau est ensuite ozonée et le pH de l'eau traitée corrigé par adjonction de chaux.

- Une phase de régénération qui restitue le pouvoir d'échange de la résine par percolation de la saumure régénérante.

- Une phase de rinçage qui élimine toute trace résiduelle de saumure régénérante avant la reprise du traitement.

La durée du cycle est déterminée en fonction de la qualité de l'eau brute, de la fuite en nitrate décidée et du taux de régénération pratiquée.

Ces réactions s'effectuent généralement dans des récipients cylindriques fermés sous pression, à axe vertical, contenant la résine.

3.1.2.2.1. Eau et Résines

Eaux à traiter

[64]

Outre la composition ionique qui peut influencer le choix du régénérant et de la résine, le principe de l'échange d'ions implique certaines limites sur les eaux à traiter.

- * La teneur en MES de l'eau brute doit être inférieure à 1 mg/l afin d'éviter un colmatage des résines. La rétention des MES, dans le cas contraire, entraîne une augmentation importante de la perte de charge, des lavages fréquents et une usure prématurée de la résine.

D'une manière générale avant son passage sur résine, l'eau doit présenter les teneurs les plus faibles possibles en MES, fer, oxydant et matières organiques.

- * Le traitement d'une eau souterraine, non turbide, sans fer susceptible de flocculer ne pose pas de problème particulier.

Dans une installation traitant une eau souterraine dont la minéralisation est relativement constante, l'optimisation des cycles de fonctionnement et de la quantité de réactif régénérant est aisée.

- * Elle est moins facile pour une eau de surface, dont la minéralisation peut subir des variations, accentuées par la variation des taux de traitement liée à la qualité de l'eau brute (turbidité, COT).

En effet, les eaux de surface, avant l'étape de dénitrification par échange d'ions devront être clarifiées. Le taux de coagulant (sulfate d'aluminium) peut varier, donc le taux de sulfate dans l'eau à traiter sur résines aussi.

Choix des résines

Les résines anioniques autorisées sont les suivantes :

SOCIETE	NOM COMMERCIAL	DE LA RESINE
Rohm et Haas	IMAC	HP 441
	IMAC	HP 555
	IMAC	HP494
Dow Chemical	DOWEX	MSA 1
	DOWEX	SBRP
Purolite	PUROLITE	A 400 E
	PUROLITE	A 520 E

Ce sont des résines anioniques fortement basiques de type I, constituées de :

- une matrice en copolymère de styrène et divinyl-benzène
- un site actif porteur d'une charge positive : ammonium quaternaire issu de la triméthylamine.

Les résines de type I (seules autorisées à cet effet) sont plus stables chimiquement que celles du type II, mais elles présentent une capacité moins élevée et un moins bon rendement de régénération.

Utilisées sous forme de chlorure, les résines classiques ont une affinité plus grande pour les sulfates que pour les nitrates selon la règle de sélectivité observée.

Certaines résines macroporeuses (comme IMAC HP 555, Purolite A 520 E) inversent la sélectivité classique, entraînant une rétention préférentielle des nitrates sur la résine aux dépens des sulfates, sans toutefois permettre de gain de capacité des nitrates par rapport aux autres résines. Les causes seraient liées au taux de réticulation et à la nature du site échangeur de la résine [79]. Ces résines présentent un pouvoir d'échange plus faible.

La teneur en sulfate orientera le choix. L'utilisation d'une résine plus sélective se justifie pour toutes les eaux dont le taux de sulfates est tel qu'on va dépasser le taux de chlorure autorisé. Les fabricants de résines conseillent leur emploi à partir d'une proportion molaire supérieure à 1 de sulfate par rapport au nitrate [11].

Pour des eaux comportant très peu de sulfate, la résine de composition conventionnelle présente une capacité d'échange plus élevée, mais une fuite plus importante.

Fuite ionique

Lors de l'échange, la fuite constatée en nitrates est variable. Elle est fonction entre autre du système de régénération et de la quantité de régénérant. Selon la circulaire du 24/07/1985, elle doit être inférieure à 10 mg/l de NO_3 et généralement comprise entre 5 et 8 mg/l NO_3 .

La production de l'échangeur est arrêtée lorsque la résine atteint un niveau de saturation tel que la teneur en nitrate résiduelle dépasse le seuil fixé.

En fonction de l'objectif poursuivi, qui est d'avoir une teneur en nitrate inférieure à 25 mg/l, un mélange de l'eau traitée peut être réalisé avec l'eau non traitée.

Choix du régénérant

Les anions échangeables avec NO_3^- , autorisés par la circulaire du 24/07/1985 sont Cl^- ou HCO_3^- .

Le régénérant, généralement utilisé dans les procédés agréés français, est le chlorure de sodium (NaCl). C'est le plus simple à mettre en œuvre et le plus économique.

Il présente l'inconvénient d'échanger les nitrates, sulfates et une partie des bicarbonates en ions chlorures. L'utilisation de l'échange d'ions sous cette forme doit donc tenir compte des caractéristiques de l'eau brute afin de ne pas dépasser la concentration limite des chlorures dans l'eau potable (200 mg/l).

L'hydrogénocarbonate de sodium (HCO_3Na) pourrait être utilisé quand l'eau brute ne permet pas un fonctionnement en cycle chlorure : teneurs en chlorure trop fortes ou teneurs en nitrates et sulfates supérieures à 7 m.Eq/l. Le procédé allemand CARIX que nous verrons en fin de chapitre fonctionne en cycle carbonate.

Sens de la régénération

[15], [60], [95]

En co-courant du sens de fixation, la solution régénérante rencontre des couches d'échangeurs d'ions en état de saturation décroissante. La régénération s'effectue dans des conditions de plus en plus difficiles.

Au contraire, à contre-courant, le régénérant rencontre d'abord les couches peu concentrées en nitrates dont l'éluion est plus facile. D'autre part, les ions nitrates ne peuvent se fixer de nouveau dans les couches suivantes saturées.

Il y a donc deux avantages à la régénération contre-courant :

- meilleur rendement, donc diminution de la

consommation de réactif pour des capacités d'échange égales et donc limitation de l'augmentation de la salinité des effluents

- meilleure qualité de l'eau traitée, les couches de sortie étant traitées avec un fort excès de réactif.

La régénération à contre-courant impose toutefois les contraintes suivantes :

- nécessité d'un dispositif de blocage de la résine

- nécessité d'un rinçage de la résine à l'eau dénitratée

- nécessité d'un dispositif d'extraction périodique d'une fraction du lit de résine pour l'élimination des fines.

Consommation des réactifs

Elle dépend fortement de la composition de l'eau et en particulier de la teneur en nitrates, en sulfates et en bicarbonates.

3.1.2.2. Technologie des réacteurs

Ces dispositifs consistent dans une première phase à faire circuler l'eau à traiter sur des filtres à résines soit dans le sens descendant pour Azurion et Ecodenit, soit dans le sens ascendant pour Nitracycle, et NCC-SOGEA puis dans une deuxième phase à régénérer les résines par passage à contre-courant d'une saumure concentrée de chlorure de sodium.

Le procédé Nitracycle est schématisé dans la figure 15.

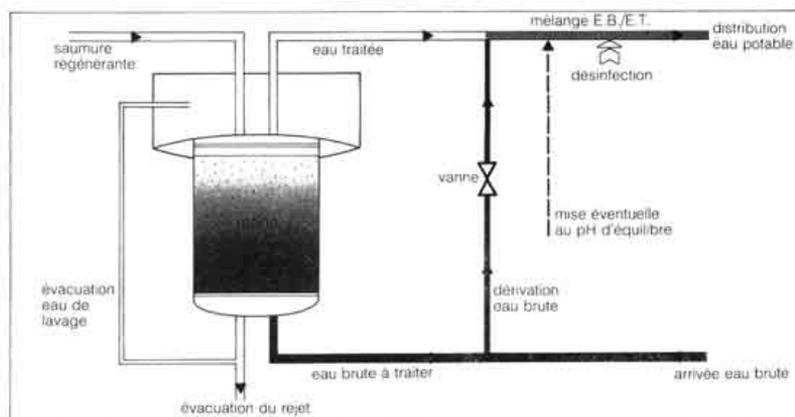


Figure 15 : Procédé Nitracycle (SAUR) : schéma de principe [12]

Le procédé NCC-SOGEA utilise la technique dite des "lits flottants". Un développement particulier de la géométrie de l'échangeur a été étudiée afin d'en obtenir son application spécifique, principalement pour la conception des planchers crépinés par utilisation de buselures spéciales en polyprène [102].

Les procédés Ecodénit et Azurion diffèrent par leur système de blocage.

Dans le procédé Ecodénit, on utilise pendant la phase de régénération, la technique du

blocage à l'air : une injection d'air comprimé à la partie supérieure de l'échangeur permet la formation d'un "couvercle" de résine essorée qui s'oppose à l'expansion du lit de résine sous l'effet du flux régénérant qui circule de bas en haut [43] et (figure 16).

Cette technique entraînerait une réduction de l'ordre de 50 % des volumes de saumure et d'eau de rinçage avec une fuite réduite en nitrates, mais aussi une capacité d'échange de la résine accrue pour un taux de régénération se rapprochant de la stoechiométrie.

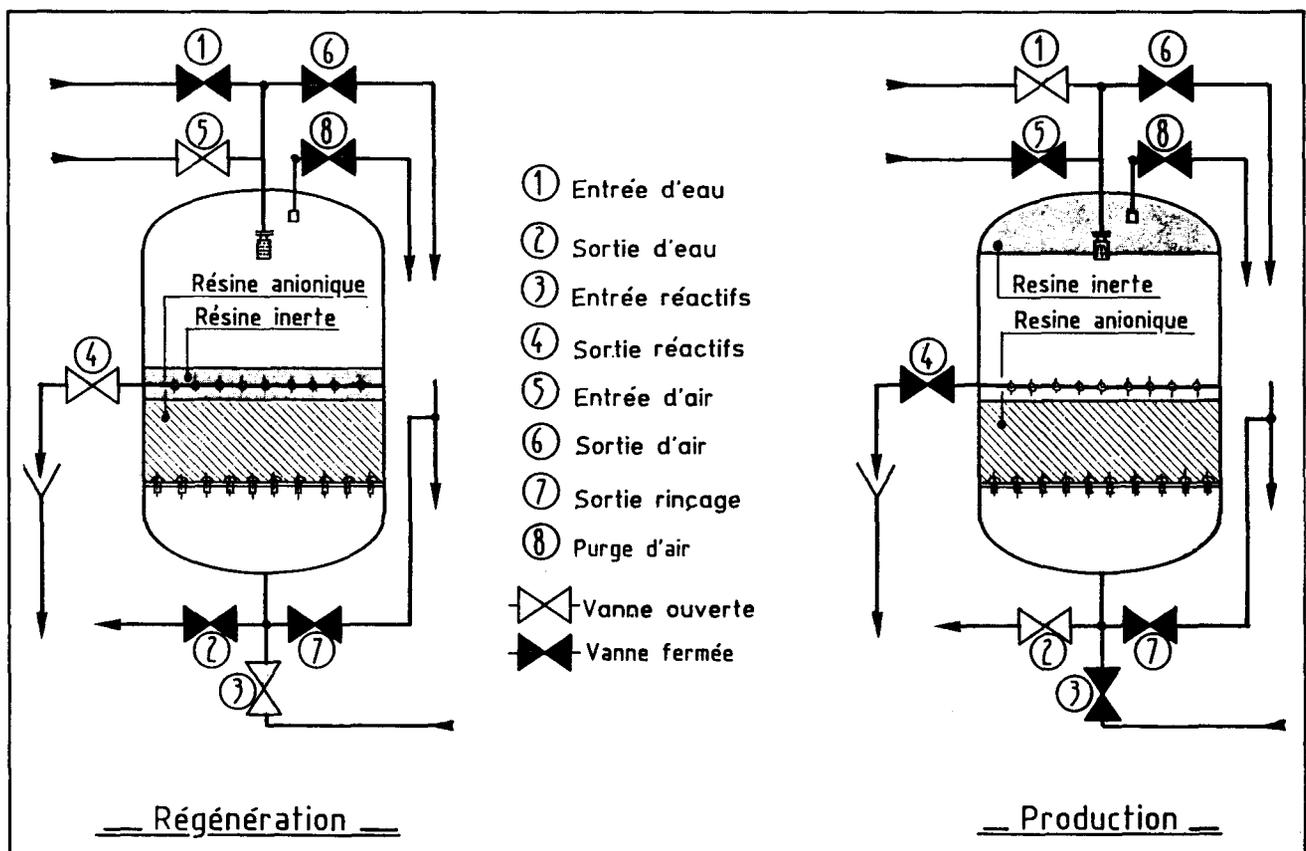


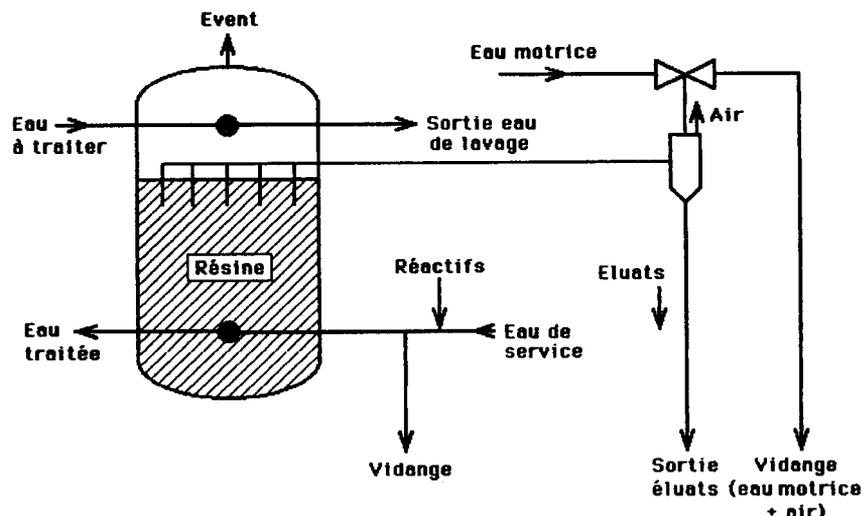
Figure 16 : Ecodénit (OTV) : régénération à contre-courant (blocage à l'air) [43].

Dans le procédé Azurion, la mise en œuvre de la régénération (à courant ascendant) peut se faire selon deux techniques [66], [95] et (figure 17) :

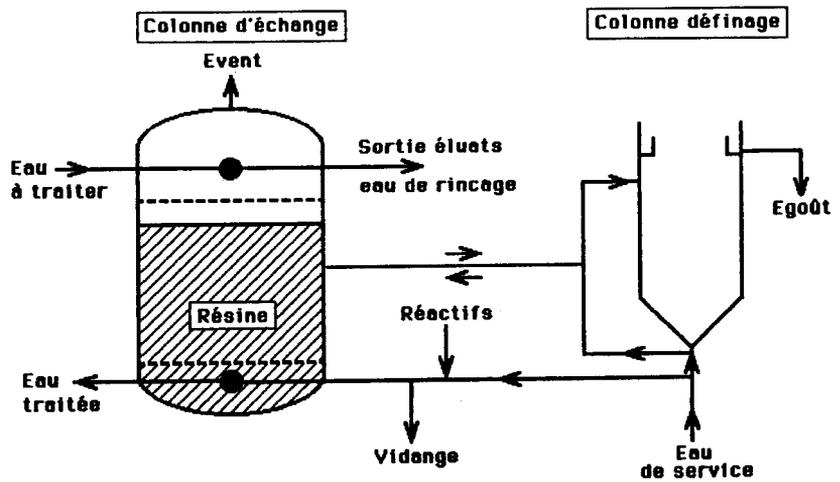
1) Pendant la régénération, l'ensemble du volume de résine est maintenu en place par un **essorage à l'air** de la couche supérieure des résines. Le rinçage et le définage des résines sont réalisés dans la colonne de fixation (cas de l'usine de Plouenan).

2) Les résines sont maintenues en place par un **système mécanique de blocage**. La régénération et le rinçage des résines sont effectués dans la colonne de fixation. Le définage des résines est réalisé dans une colonne réservée à cet effet par transfert hydraulique (technique UFD).

L'opération de définage des résines (élimination des grains de résine décomposés ou fines) est nécessaire deux fois par an, environ.



Régénération à contre-courant.
Blocage par couche essorée.



Régénération à contre-courant.
Procédé UFD.

Figure 17 : Procédé Azurion (Degrémont), [66].

3.1.2.3. Evacuation des éluats

Par le procédé d'échange d'ions, les nitrates éliminés de l'eau brute ne sont pas transformés en azote gazeux, mais concentrés dans les éluats.

Il n'existe pas de solution type pour éliminer les éluats qui représentent en volume 0,5 à 1% du volume d'eau produite et contiennent plusieurs g/l de NO_3^- , SO_4^- , Cl , Na^+ [93].

Leur élimination n'est pas toujours facile à cause de cette forte salinité. Le choix de ce procédé doit toujours prendre en compte la possibilité de rejet dans le milieu environnant.

Dans le tableau 14, on voit que les éluats sont évacués par :

- égout	10 cas
- dilution et rejet dans le milieu naturel	4 cas
- dilution et lagune	1 cas

Rejet en station d'épuration

Les éluats sont stockés, puis pompés à débit constant vers un réseau d'égout urbain. Le volume des éluats est faible comparativement au débit traité et la dilution de ces éluats dans un émissaire ne pose généralement pas de problème technique particulier.

Toutefois, la quantité de sels apportée risque d'entraîner une perturbation du fonctionnement de la station et une corrosion des réseaux.

La dénitrification biologique des éluats dans une station d'épuration suppose :

- que la station ménage une zone anoxique,
- que le rapport DCO/N soit suffisant.

Ces deux conditions ne sont pas toujours réunies.

Des essais ont été menés à Grez-en-Bouère pour un traitement par boues activées, dans une station d'épuration communale, des éluats de régénération issus du procédé Nitracycle. Ils ont permis d'éliminer 70 à 82 % des nitrates des éluats [54].

Dilution et rejet en milieu naturel

Le rejet en mer est une solution pratique quand la station est en zone côtière. Le rejet en rivière peut être réalisé quand la quantité à éliminer est faible.

Un effet de dilution maximum étant recherché pour éviter toute nuisance sur le milieu récepteur, le stockage est calculé pour assurer un étalement du rejet sur une durée correspondant à celle entre deux régénérations.

Dilution après stockage en lagune

Les éluats sont stockés puis pompés en continu en période de hautes eaux pour dilution en rivière. Cette solution peut être choisie en cas de débit traité important en habitat dispersé.

Electrolyse du résidu de régénération

La solution régénérante peut être recyclée ou utilisée comme fertilisant. La production possible de composés indésirables doit toutefois être surveillée.

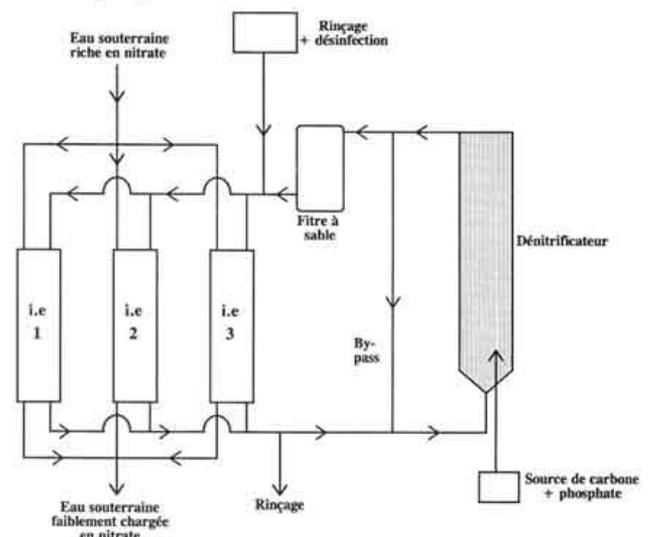
Des expérimentations [55] ont montré que l'électrochloration d'éluats de régénération du procédé Nitracycle ne peut s'appliquer à la production d'hypochlorite, en raison des concentrations élevées en organo-halogénés formés dans la cuve d'électrolyse.

Traitement biologique

[83]

Cette solution, étudiée par une équipe néerlandaise, présente un système qui régénère en circuit fermé la colonne d'échange d'ions. Celle-ci communique avec un réacteur biologique qui, avec un apport de carbone, convertit les nitrates en azote gazeux.

Figure 18 : Schéma d'une station pilote de laboratoire [84].



3.1.2.4. Qualité de l'eau traitée sur résine

Les résultats des nombreux contrôles chimiques, physico-chimiques, bactériologiques et tests cytotoxicologiques et génotoxicologiques effectués au cours des essais-pilotes de Plouenan sont repris dans le rapport d'étude de la société Saunier [88].

L'incidence de l'élimination des nitrates par échange d'ions sur la qualité de l'eau traitée peut être examinée vis-à-vis de la composition

ionique de l'eau traitée, la matière organique, la qualité bactériologique.

Modification anionique due à l'échange d'ions

L'échangeur d'ions retient les ions NO_3^- , SO_4^{2-} et une partie des ions HCO_3^- et en cycle chlorure les remplace par des ions Cl^- . Les eaux traitées sont donc enrichies en ions chlorures. Leur teneur doit rester inférieure à 200 mg/l. L'accroissement est atténué par le mélange avec l'eau brute (tableau 12).

	Eau sortie résine	Eau mélangée
Chlorures (mg/l)	$\text{SA} \times \frac{(\text{SA} - \text{TACEB} \times 35,5)}{5}$	$\frac{q_1 \text{ ESR} + q_2 \text{ EB}}{Q}$
Nitrates	Inférieur à 5 mg/l	"
Sulfates	Inférieur à 5 mg/l	"
TAC	4-5° F à (TACEB + 2 à 3° F)	
pH	Inf. à pH EB à (pH EB + 0,1 à 0,2)	Définir à l'aide du graphique calco-carbonique

Tableau 12 : Composition anionique après passage sur résine, avec le procédé Nitracycle [13].

Légende :

- SA : somme des anions en meq/l x 35,5
- TACEB : TAC de l'eau brute en °F.
- pHEB : pH de l'eau brute,
- ESR : eau sortie résine.
- EB : eau brute,
- q₁ : débit traité sur résine,
- q₂ : débit dérivé,
- Q : débit distribué.

Les résines retenant préférentiellement les nitrates peuvent permettre de limiter les ions Cl^- dans l'eau traitée. La fonction en cycle carbonate pourrait aussi être une solution.

La fixation des ions des bicarbonates par la résine rend l'eau plus agressive pendant la première partie du cycle. A mesure que la résine se sature en ions sulfates et nitrates et relargue les bicarbonates, l'eau redevient légèrement entartrante [43].

La mise à l'équilibre calcocarbonique peut être effectuée si la composition de l'eau traitée le nécessite [64] :

- pour une eau entartrante, par ajout d'acide
- pour une eau agressive
 - par adjonction de réactif alcalin
 - par strippage de CO_2 (barbotage d'air)
 - par filtration sur produits alcalino-terreux

A titre d'exemple, le tableau 13 présente la composition ionique de l'eau traitée avec le procédé Ecodénit sur le site de Binic.

Teneurs observées en	Eau filtrée (mg/l)	Eau traitée (mg/l)	Saumures (g/l)
NO_3^-	70	25	5,5
SO_4^-	50	10	4,7
HCO_3^-	68	58	2,45
Cl^-	50	120	5,8
Na^+	-	-	9,25

Tableau 13 : Performance de la dénitratisation sur résine [82].

Incidence de la matière organique (MO) sur l'eau traitée

Présence des MO dans l'eau brute

L'eau avant passage sur résine doit contenir le moins possible de MO.

Sur résine IMAC HP 441 avec Nitracycle, l'abattement est de 50 % environ tout au long du cycle de traitement et la régénération permet une restitution d'environ 90 % du COT fixé. Pour lutter contre l'encrassement de la résine, on peut avoir recours à une régénération exceptionnelle à la soude suivie d'un nettoyage acide.

La soude permet un gonflement de la résine et une libération de la MO accumulée [13].

Il peut être nécessaire de renouveler le lavage à la soude fréquemment (environ tous les 3 mois). Ce lavage ne permet pas à la longue de retrouver toute la capacité de la résine (Richard Y., cité).

Adsorption des micropolluants

L'étude d'une résine type gel (IRA 400) montre de faibles capacités d'adsorption de la résine vis-à-vis des micropolluants. Ceci n'est pas un avantage pour éliminer les micropolluants organiques, mais permet d'éviter les relargages éventuels importants par désorption, dans le cas où se produiraient de grandes modifications qualitatives et quantitatives de la composition de l'eau à traiter [16].

Relargage des monomères

L'étape du conditionnement préalable à l'emploi des résines anioniques est essentielle pour le traitement des eaux de consommation. Ce conditionnement permet d'éliminer les résiduels de monomère de synthèse, en particulier la triméthylamine [13], [16].

Formation éventuelle de nitrosamines

Des analyses pratiquées sous contrôle du Ministère de la Santé n'ont pu déceler, dans les

conditions opératoires des résines, aucune trace significative de nitrosamine entre l'eau brute et l'eau traitée, les conditions de formation des nitrosamines n'étant pas remplies lors de la mise en place des résines anioniques en dénitration des eaux à potabiliser [16]. Seule la présence de diméthylamine, impureté présente dans la triméthylamine lors de la fabrication pourrait expliquer la formation ultérieure de N-diméthyl nitrosamine en milieu très acide en présence de nitrites [13].

Risque de prolifération bactérienne

Les résines échangeuses d'ions se comportent comme un filtre vis-à-vis des matières en suspension et des microorganismes présents dans l'eau à traiter. Ces derniers peuvent se fixer à la surface des billes et se développent en assimilant les matières organiques dans l'eau. Les fabricants font les recommandations suivantes pour éviter les proliférations [74] :

- régénération fréquente et cycles courts,
- lavage à contre-courant prolongé et efficace, avant chaque régénération,
- immersion de la résine dans une solution de réactif de régénération en cas d'arrêt prolongé.

Tous les contrôles bactériologiques effectués sur l'eau après passage sur résine et avant désinfection au cours des essais de Plouenan n'ont pu montrer aucun accroissement de germes.

En outre, la désinfection finale mise en œuvre après passage sur la résine donne une sécurité identique à celle observée classiquement sur les installations de traitement d'eau. Si un arrêt prolongé de plusieurs jours se produisait, une régénération serait effectuée avant la reprise du traitement, la saumure ayant un effet germicide. Si, toutefois, une prolifération se développait sur la résine, une désinfection de celle-ci serait réalisée avec de l'acide péracétique dilué [13].

3.1.2.5. Réalisations

A ce jour, il existe 17 réalisations industrielles françaises (tableau 14).

Usine Localité (Code départemental) *	Origine de l'eau **	Débit m³/h	Eluat	Date de mise en service	Constructeur
6 PLOUENEVEZ-LOCHRIST (29)	S	48	dilution	1986	S.A.U.R.
7 GREZ EN BOUERE (53)	R	65	égout	1988	S.A.U.R.
8 REIGNAC SUR INDRE (37)	S	140	dilution	1988	S.A.U.R.
9 SOUPPEL SUR LOING (77)	S	120	égout	1989	S.A.U.R.
10 MEZIERES S/S LAVARDIN (72)	S	100	égout	1989	S.A.U.R.
11 BALLEE (53)	S	65	égout	1989	S.A.U.R.
13 BINIC (22)	R	160	égout	1987	O.T.V.
14 HEILTZ L'EVEQUE (51)	S	13	égout	1989	O.T.V.
15 SEMALENS (81)	S	36	égout	1990	O.T.V.
16 St-NICOLAS-DE-LA-GRAVE (82)	S	50	égout	1989	O.T.V.
17 Ste ADRESSE (76)	S	150	dilution	1989	O.T.V.
18 PLOUENAN (29)	R	600	lagune + dilution	1987	DEGREMONT
19 KERNILIS (29)	R	500	égout	1987	DEGREMONT
20 ORMES SUR VOULZIE (77)	S	27	égout	1987	DEGREMONT
21 BESSIERES (31)	S	30	dilution	1989	DEGREMONT
22 LAYRAL-SUR-TARN (31)	S	60	dilution	1990	DEGREMONT
23 TOURC'H (29)	S	25		1988	CISE

* Voir localisation figure 23

** R : eau de rivière

S : eau souterraine

Tableau 14 : Usines de traitement d'élimination des nitrates par voie physico-chimique fonctionnant au 01.01.91 [24], [64 modifié par Monfort].

3.1.3. Description des filières en cycle bicarbonate (CARIX)

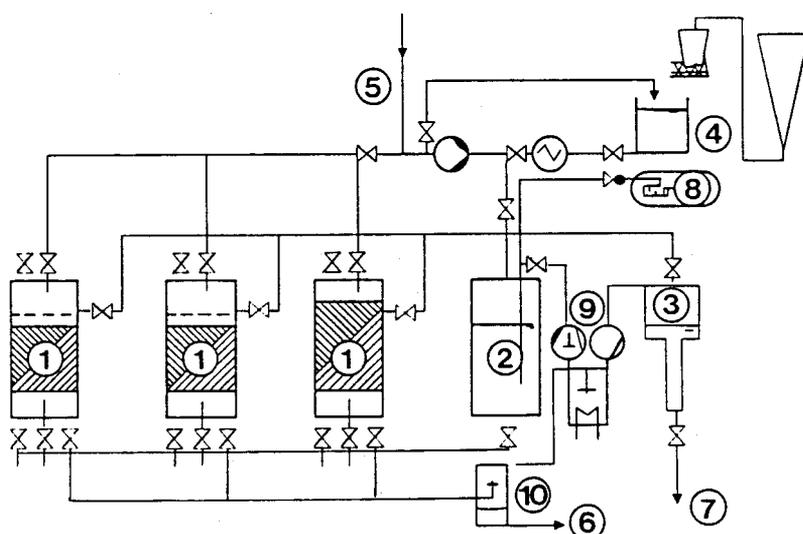
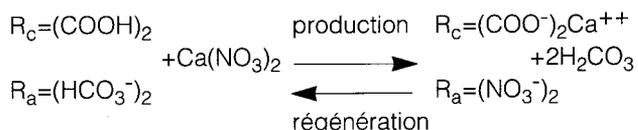
[35], [36], [74], [101]

Des procédés de dénitruration par échange d'ions en cycle bicarbonate ont également été expérimentés ; ainsi un procédé hongrois fonctionne en installation de démonstration [85].

Un autre procédé, plus connu, Carix (Carbon dioxide Regenerated Ion exchange resins), a été développé au Centre de Recherche Nucléaire de Karlsruhe entre 1978 et 1982. Une installation industrielle fonctionne à Bad Rappenau (Allemagne) (figure 19).

Carix combine dénitruration et décarbonatation. Pour cela, il met en œuvre en lit mélangé, une résine anionique sous forme HCO_3^- (IMAC HP 494, résine acrylique fortement basique) et une résine cationique sous forme H^+ (IMAC HP 334, résine carboxylique, faiblement acide).

Une déminéralisation partielle avec régénération à l'acide carbonique est réalisée selon les réactions suivantes :



- | | |
|--|----------------------------------|
| 1. Filtre échangeurs d'ions | 6. Eau purifiée |
| 2. Réservoirs de CO_2 dissous | 7. Rejets |
| 3. Dégazeur | 8. Stock de CO_2 |
| 4. Dosage de CaCO_3 | 9. Récupération de CO_2 |
| 5. Eau à traiter | 10. Dégazeur |

Figure 19 : Schéma simplifié de la première installation industrielle de type Carix [74].

Production

L'eau à traiter traverse la colonne contenant les 2 résines mélangées, puis elle est dirigée vers une tour de dégazage afin d'éliminer le CO_2 produit. Si un bilan économique le justifie, le CO_2 peut être récupéré pour la régénération.

Régénération

La régénération est précédée d'un détassage à l'aide d'eau brute et de CO_2 afin d'éviter le colmatage du lit de résine.

Elle s'effectue à contre-courant à l'aide d'une solution carbonique, préparée sous pression avec l'eau brute et le CO_2 gazeux.

Un second réactif - carbonate de calcium ou de magnésium - peut être ajouté, si nécessaire, pour augmenter l'efficacité de la réaction.

Eluats de régénération

Renfermant l'excès de CO_2 , ils sont traités dans une tour de dégazage avant stockage en bassin et, selon leur teneur en nitrates, ils seront soit réemployés lors de la régénération suivante, soit évacués vers un exutoire autorisé.

Avantages

Ils sont liés à l'utilisation du CO_2 . Contrairement aux procédés vus précédemment et qui fonctionnent en cycle chlorure, ce procédé n'introduit dans l'eau traitée aucun ion étranger.

Les éluats de régénération ne contiennent que les ions retenus par les résines, et présents dans l'eau brute.

Le CO₂ utilisé étant récupéré et réutilisé, il n'y a pas surconsommation de réactif.

Inconvénients

Ce procédé est plus délicat à mettre en œuvre et également plus coûteux (investissement, CO₂). Il y a modification de la qualité ionique de l'eau traitée, de son équilibre carbonique.

3.2. Procédés membranaires

Ces procédés s'étant avérés trop coûteux par rapport aux techniques de dénitrification hétérotrophe et d'échange d'ions, il n'en existe pas de stations à échelle industrielle en France. Nous en décrivons brièvement les principes. [69], [70].

A noter toutefois, dans l'industrie de la boisson, des expériences allemandes signalées au stade industriel pour l'osmose inverse par Marquardt [51] ou au stade pilote pour l'électrodialyse par Kneifel [40].

On utilise les propriétés des membranes spécifiques afin de séparer une solution et un solvant sous l'effet d'une force extérieure ; pour l'osmose inverse : c'est la mise en pression de l'effluent à traiter, pour l'électrodialyse : un champ électrique.

3.2.1. Osmose inverse

L'application d'une pression supérieure à la pression osmotique de l'eau à traiter, riche en nitrates, permet d'obtenir une eau déminéralisée après traversée d'une membrane perméable. Un rejet concentré est évacué devant la membrane. La figure 20 schématise la mise en œuvre d'une installation.

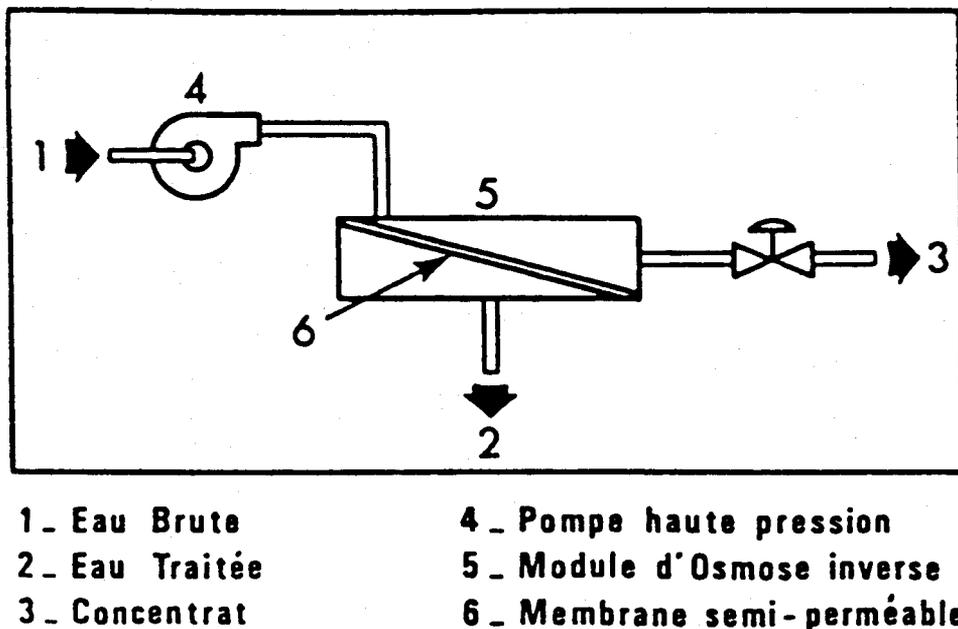


Figure 20 : Schéma du procédé d'osmose inverse [69].

Les membranes (planes ou fibres creuses) sont assemblées en modules.

Le rendement dépend de la pression appliquée, de la concentration du soluté, du flux demandé en eau traitée. Il peut varier de 85 à 95 % (pression 30 à 60 bars).

Les limites d'utilisation du procédé sont les suivantes :

- le traitement n'est pas spécifique ; il modifie la qualité initiale de l'eau,
- un prétraitement est nécessaire, afin d'éviter le colmatage des modules et la précipitation des espèces dissoutes sur les membranes,
- il y a présence de rejets concentrés.

Les avantages sont liés à l'absence de régénération. Par ailleurs, ce procédé pourra peut-être se développer avec l'introduction de nouvelles membranes plus spécifiques.

Cette technique, bien que développée pour le dessalement des eaux de mer ou saumâtres, reste limitée pour la dénitrification.

3.2.2. Electrodialyse

Le principe de l'électrodialyse est l'application d'un courant continu entre les électrodes d'une cellule, constituée par un empilage de membranes semi-perméables et alimentée en eau riche en nitrates.

On obtient dans certains compartiments un rejet concentré en nitrates et dans d'autres de l'eau déminéralisée.

La mise en œuvre nécessite l'utilisation de membranes sélectives (à base de benzyl-4-pyridinium) qui permettent de retenir les nitrates.

Les rendements obtenus pour l'élimination des nitrates peuvent atteindre 40 à 60 %. Ils dépendent de la teneur en sulfate.

Les limites d'utilisation et avantages sont les mêmes que pour l'osmose inverse.

Comparaison technique et économique

4

La comparaison des remèdes applicables à un excès de nitrates dans les eaux d'alimentation, donnée dans l'étude du Ministère de l'Agriculture

de 1984 [89] reste toujours valable (tableau 15). Le traitement est à réserver a priori lorsqu'aucune autre solution n'est envisageable.

Remèdes	Avantages	Inconvénients	Conditions d'emploi	
Nouvelle ressource en eau	Souterraine	<ul style="list-style-type: none"> peut se réaliser assez rapidement. coût peu élevé. 	<ul style="list-style-type: none"> restructuration du réseau existant. qualité de l'eau risque de changer au cours du temps. recherche plus ou moins aléatoire. 	<ul style="list-style-type: none"> disposer de ressources en eau non contaminée par les nitrates. nappes susceptibles d'être convenablement protégées.
	Surface	<ul style="list-style-type: none"> plus de problème de pollution par les nitrates (en général). 	<ul style="list-style-type: none"> coût élevé. soumise aux pollutions accidentelles. mise en place longue. 	<ul style="list-style-type: none"> lorsque tous les remèdes permettant d'utiliser de l'eau souterraine sont épuisés.
Dilution	Approfondissement	<ul style="list-style-type: none"> coût peu élevé. mise en place rapide. aucune restructuration du réseau. 	<ul style="list-style-type: none"> assurer la continuité de l'approvisionnement en eau. qualité de l'eau susceptible d'évoluer avec le temps et avec le pompage contamination possible de la nappe la plus profonde par l'ouvrage. 	<ul style="list-style-type: none"> Conditions hydrogéologiques particulières.
	Recharge de nappe	<ul style="list-style-type: none"> exploitation aisée. pas de restructuration du réseau. utilisation des installations existantes. 		<ul style="list-style-type: none"> limitée aux nappes alluvionnaires. nécessité de disposer d'eau de surface en quantité suffisante. adaptée pour de petites et moyennes installations.
	Mélange dans le réseau	<ul style="list-style-type: none"> installation rapide. 	<ul style="list-style-type: none"> difficultés d'exploitation (liées aux variations des teneurs en nitrates). 	<ul style="list-style-type: none"> nécessité d'une ressource en quantité suffisante.
Interconnexion	<ul style="list-style-type: none"> rapide à mettre en place dans le cas de deux collectivités. 	<ul style="list-style-type: none"> tributaire d'une autre collectivité. 	<ul style="list-style-type: none"> lorsqu'il existe un réseau voisin disposant d'un excédent de ressources à une cote de distribution suffisante. 	
Traitement	<ul style="list-style-type: none"> solution "passe partout" 	<ul style="list-style-type: none"> coût élevé. mise en place longue. boues ou éluats du traitement à évacuer. 	<ul style="list-style-type: none"> à réserver lorsqu'aucune autre solution n'est possible. 	

Tableau 15 : Comparaison des remèdes [89].

4.1. COMPARAISON TECHNIQUE DES DIFFERENTS TRAITEMENTS

Le choix du procédé de traitement et son coût sont liés à :

- l'eau à traiter : son origine et sa composition ionique,
- la population à desservir (m^3/h),
- les possibilités d'évacuation des éluats et les traitements complémentaires.

A défaut de comparaison exhaustive, très difficile d'ailleurs entre les différents traitements qui ont fait l'objet des chapitres précédents, le tableau ci-dessous donne en l'état de l'art actuel en France une comparaison des deux techniques d'élimination des nitrates : biologique - hétérotrophe et échangeur d'ions en cycle chlorure.

	DENITRIFICATION BIOLOGIQUE - NITRAZUR	DENITRATATION ECHANGE D'IONS- AZURION
Coût investissement	Plus important.	
Coût de fonctionnement	Du même ordre de grandeur. Demande une étude cas par cas (Salinité - Concentration).	
Eluats	Pas d'éluats. NO ₃ ⁻ transformés en N ₂ Boues biologiques	Présence d'éluats concentrés salés. NO ₃ ⁻ seulement déplacés.
Equilibre calco-carbonique	Peu d'influence.	Grande influence. Rend l'eau plus agressive.
Automatisme	Plus complexe.	Facilement réalisable.
Salinité de l'eau brute	Peu d'influence.	Impossibilité d'utilisation si trop de chlorures et de sulfates dans l'eau.
MES de l'eau brute		Très sensible aux MES de l'eau à traiter.
Température	Traitement impossible si T trop basse.	Peu d'influence.
Exploitation	Nécessité d'un suivi attentif.	Fonctionnement très stable.

Tableau 16 : Avantages comparés de deux techniques d'élimination des nitrates : biologique - hétérotrophe, échangeur d'ion en cycle chlorure [64].

4.2. ASPECT ÉCONOMIQUE

On distingue :

- les coûts d'investissement : génie civil (bâti-ments d'exploitation, ...), équipement
- les coûts de fonctionnement : main-d'œuvre, réactifs, énergie.

Comparaison du coût des différentes techniques

Les estimations varient selon les études réalisées, leurs auteurs et, peut-être plus générale-ment, selon le pays et le type de traitement qui y a été développé de façon privilégiée. Ces compa-raisons doivent être examinées avec prudence.

LEPRINCE [47], dans une étude économique de 1984, donne des ordres de grandeur pour les coûts d'investissement et d'exploitation des traitements par osmose inverse ou échange d'ions, dénitrification autotrophe ou hétéro-trophe. Il ne tient pas compte du coût du rejet des boues ou de saumures nitratées, ni du surcoût éventuel concernant asservissements et automatisme.

Les coûts d'investissement (figure 21) sont estimés les plus faibles pour l'échange d'ions, suivi par la dénitrification biologique hétéro-trophe. Les coûts d'investissement de la dénitrifi-cation autotrophe (à cause des vitesses de fonctionnement très faibles) apparaissent très élevés et sont du même ordre de grandeur que l'osmose inverse.

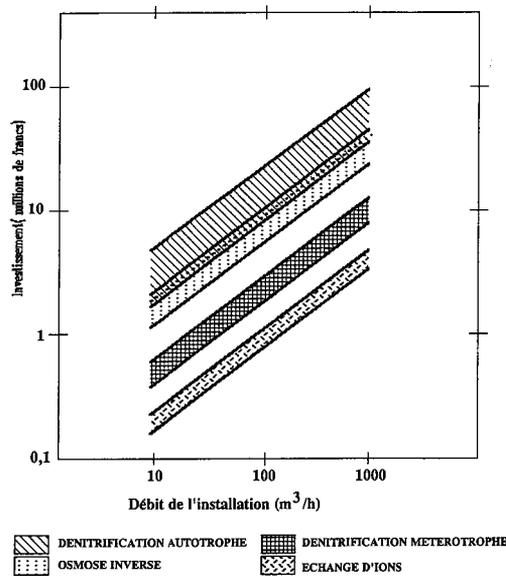


Figure 21 : Coûts d'investissement en fonction du débit [47].

(ordres de grandeur en francs français 1984, ne tenant compte ni du coût des rejets, ni des surcoûts éventuels concernant les asservissements et les automatismes)

En intégrant des coûts estimés de fonctionne-ment (calculs prévisionnels), les coûts totaux

restent toujours plus faibles pour l'échange d'ions et la dénitrification hétérotrophe (tableau 17).

Procédé	Coût de l'investiss.	Coût du réactif	Divers pers. + char.	Total
Echange d'ions	0.1 - 0.15	0.50*	0.1 - 0.2	0.7 - 0.85
Dénitrif. hétéro.	0.2 - 0.35	0.30	0.15 - 0.25	0.65 - 0.90
Dénitrif. auto.	1.0 - 2.80	0.20	0.05 - 0.10	1.25 - 3.10
Osmose inverse	0.7 - 1.20	-	0.3 - 0.5	1.0 - 1.70

Tableau 17 : Coût comparatif (F/M3), [47].

(en francs français 1984, pour une installation de 100 m³/h traitant 100 mg/l de nitrates et un amortissement linéaire sur 10 ans).

(*) : capacité de la résine supposée utilisée à moitié à cause de l'influence des sulfates et des carbonates.

D'autres auteurs proposent des évaluations différentes.

GROS [28] compare les coûts de différents procédés choisis pour essais pilotes dans le canton de Berne. Si le coût d'investissement reste supérieur, le coût total de la dénitrification autotrophe avec le procédé Dénitropur (avec hydrogène) semble du même ordre que celui de l'échange d'ions et inférieur à celui de l'osmose inverse. Les résultats sont donnés pour les paramètres suivants :

- élimination de 25 mg/m³ de nitrate,
- composition TH = 38°F, TAC = 29°F, Cl⁻ = 23 g/m³, SO₄²⁻ = 78 g/m³
- production d'eau dénitrifiée = 500 000 m³/an

Le procédé Denitropur fonctionne à l'échelle industrielle à Mönchengladbach en RFA.

Au contraire, dans l'étude de SONTHEIMER et ROHMANN [80], les coûts totaux des traite-

ments par échange d'ions et osmose inverse sont du même ordre de grandeur. Cette étude comparative tient compte de la quantité et de la qualité de l'eau à traiter.

Comparaison des stations françaises

En France, seuls les 2 procédés de dénitrification biologique hétérotrophe et d'échange d'ions sont utilisés à l'échelle industrielle. Ils sont maintenant bien connus et au point.

Les stations existantes

Les figures 22 et 23 montrent un nombre total de stations existantes relativement faible comparé aux 36.400 communes en France et aux 20.000 unités de distribution. Les stations utilisant le procédé par échange d'ions sont de loin les plus nombreuses; on en constate une augmentation marquée en 1987, 1988 et 1989.

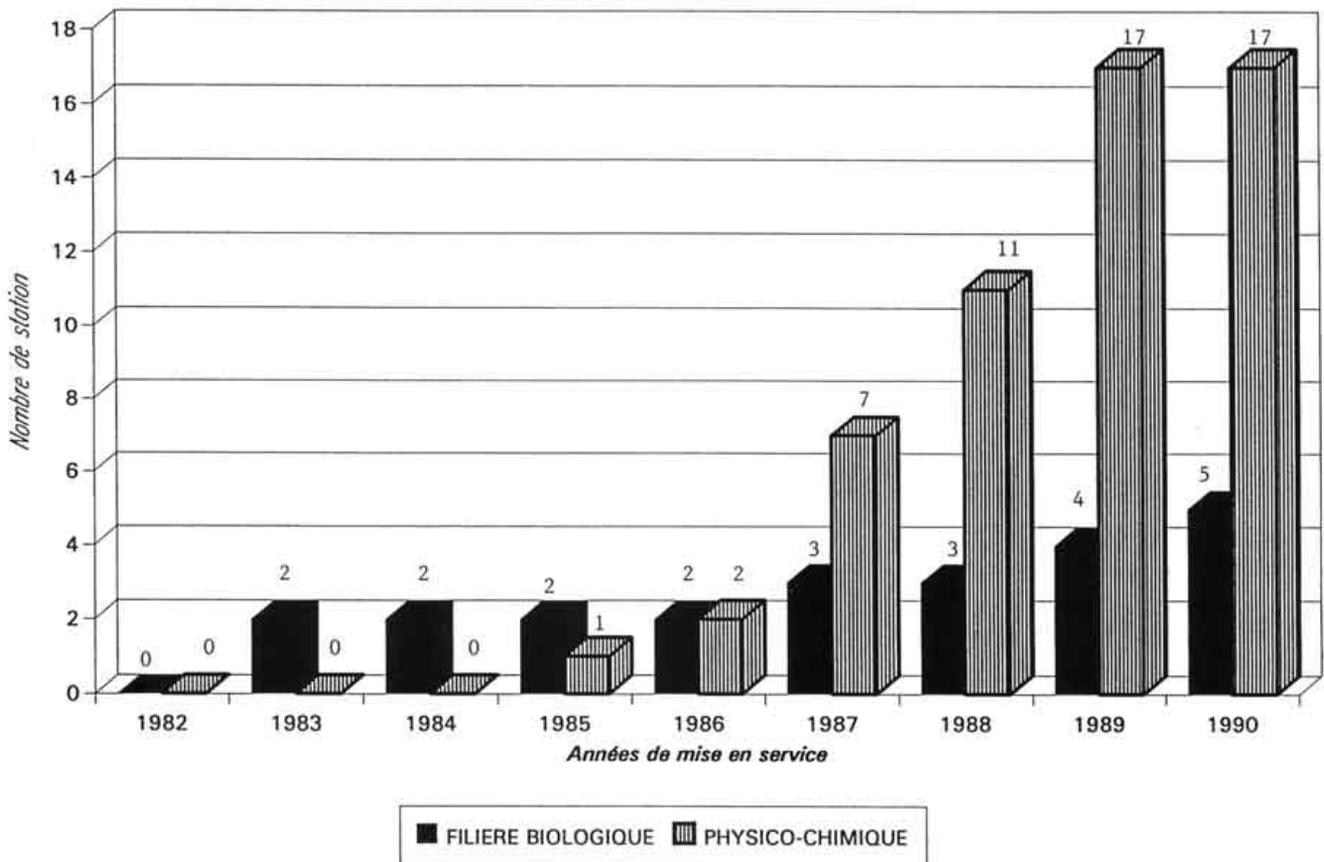
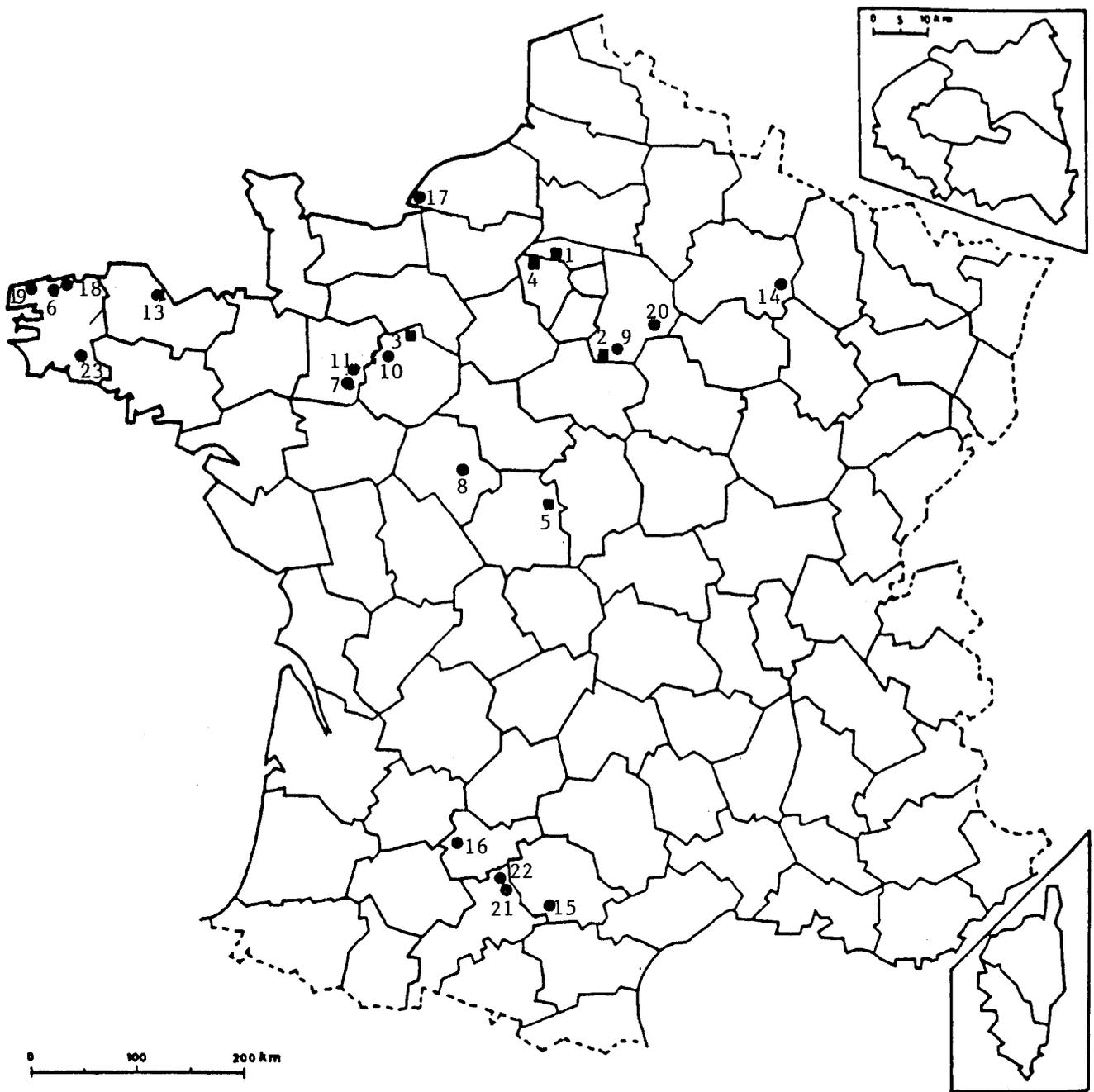


Figure 22 : Evolution du nombre de stations de 1982 à 1990.



- Filière biologique
- Filière échange d'ions

Figure 23 : Répartition géographique des stations [53].

Difficultés d'estimation et de comparaison des coûts

Les stations sont trop peu nombreuses et d'un fonctionnement trop récent pour déduire des généralités. Les coûts d'investissement et d'exploitation ne peuvent donc être donnés précisément qu'en étudiant chaque cas individuellement.

La comparaison des coûts est difficile car ceci dépend des conditions particulières à chaque station :

- l'origine et la qualité de l'eau à traiter,
- la nature du traitement existant,
- la taille de la station,
- les conditions locales d'installation,
- les autres traitements à apporter,
- le traitement des rejets ...

La comparaison doit donc tenir compte des débits et de la quantité de nitrates évacuée.

Si la littérature est abondante pour les aspects techniques des procédés, les études économiques comparatives sur les stations existantes sont plus rares.

BOUREL [8] a comparé les coûts d'investissement et d'exploitation, prenant en compte 4 stations à filière biologique et 6 à filière physico-chimique.

DUBOZ a réalisé une enquête détaillée auprès des DDAFF (questionnaire de NORMAND, cité dans [18]), les critères considérés devant

permettre de comparer entre elles le prix des eaux traitées des différentes stations (résultats à paraître).

MONTFORT [53] a établi une fiche descriptive de chaque station, mais les chiffres ne sont pas toujours comparables. En effet, certains exploitants fournissent le coût de fonctionnement avec les amortissements et d'autres sans. Certains exploitants donnent le coût de fonctionnement sur l'ensemble de la chaîne de traitement et d'autres sur l'unité de dénitrification ou dénitrification seule.

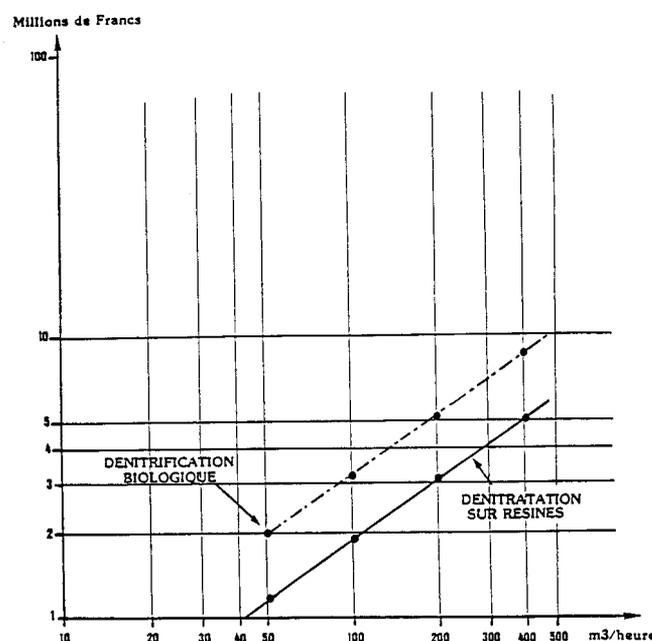
Enfin, une étude du CREATE [24] compare les coûts d'investissement sur 5 stations de dénitrification et 15 stations de dénitratation.

Coûts d'investissement

D'après BOUREL [8], le coût d'investissement pour le traitement biologique est environ 2 fois supérieur au coût du traitement sur résines, et 2,5 à 3 fois supérieur si on tient compte du génie civil (figure 24).

Ces données concernent des installations neuves et s'entendent :

- hors génie civil (qui apporterait un surcoût de 30 à 60 % selon les cas),
- hors pompage eau brute et eau traitée,
- hors canalisations extérieures,
- hors alimentation en énergie électrique.



Ces courbes sont des moyennes pouvant s'écarter de plus ou moins 20 %

Figure 24 : Coût d'investissement en fonction du débit d'eau traitée [8].

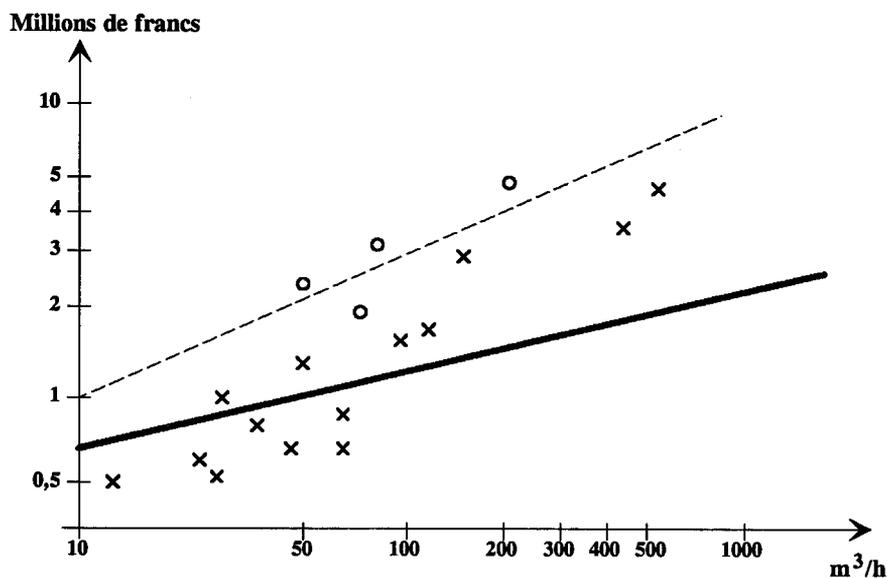
Les résultats de Bourel sont confirmés par ceux du CREATE (tableau 18 et figure 25).

STATION	COÛTS EN FRANCS H.T AU 01/01/89			Débit en m ³ /h
	EQUIPEMENTS	GENIE CIVIL	TOTAL	
BIOLOGIQUE				
Champfleu	1 779 403	1 124 880	2 904 283	33 à 70
Château Landon (*)	2 116 681	1 181 264	3 297 947	30 à 50
Eragny s/Oise	3 030 677	1 847 023	4 877 700	80
Guernes Dennemont	-	-	-	400
Issoudun (*)	4 841 600	1 686 400	6 528 000	200
ECHANGE D'IONS				
Ballée	707 987	524 867	1 232 854	65
Bessières	987 005	214 038	1 201 043	30
Grez en Bouère (**)	893 494	532 995	1 426 489	65
Heiltz l'Evêque	495 992	115 767	611 758	13
Kernilis	3 251 285	800 279	4 051 564	500
Mézières /s Lavardin	1 416 168	511 915	1 928 083	100
Les Ormes s/Voulzie	554 652	382 604	937 256	27
Plouenan	4 148 854	374 077	4 522 931	600
Plounevez Lochrist	706 551	132 316	838 867	48
Reignac s/Indre	1 250 457	977 199	2 227 656	140
Ste Adresse	2 769 660	923 220	3 692 880	150
St Nicolas de la Grave	1 204 908	917 916	2 122 824	50
Semalens	849 559	283 178	1 133 128	36
Souppes s/Loing	1 455 948	2 591 280	4 047 228	120
Tourc'h	593 444	123 035	716 479	25

Tableau 18 : Investissements de traitement réactualisés en francs constants au 01/01/89 [24].

Coûts hors pompage d'hexaure et de reprise, mais traitements secondaires compris (chloration, adoucissement ou autre) et rejet d'éluats sauf pour (*) et (**)

(*) : pompage compris — (**): hors désinfection



----- Traitement biologique
 ————— Traitement sur résines

Figure 25 : Coûts d'investissements (équipement) en fonction du débit, à partir des données du tableau 18.

Paramètres influençant le coût d'investissement

(pour un même débit de production, selon [8], [64])

Dénitrification biologique

- teneur en nitrates de l'eau brute : vitesse de filtration adoptée,
- teneur en nitrates de l'eau traitée : possibilité d'un "by-pass" partiel,
- présence d'ammoniaque : dimensionnement du filtre CAG,
- présence de MES dans l'eau brute (ou eau brute turbide) : nécessité de prétraitement,
- conditions locales de fabrication : chaudronnerie.

Dénitratation physico-chimique

- teneur de l'eau brute en nitrates, sulfates, bicarbonates : volume de résine nécessaire, dimensionnement des corps d'échange, débit des organes de régénération,
- pression de service : qualité du matériel,

- surdimensionnement lié à une prévision d'augmentation de la teneur en nitrates de l'eau brute,

- degré d'automatisme et nature des équipements électriques,

- importance du stockage de saumure et élimination des éluats,

- prétraitement éventuel,

- conditions locales de fabrication : chaudronnerie.

Coûts de fonctionnement

Ils varient aussi en fonction de la qualité de l'eau brute (NO_3^- , SO_4^{2-}) et de la qualité voulue de l'eau traitée.

Des coûts d'exploitation (HT) ont été évalués par BOUREL, pour une eau dont la composition physico-chimique est la suivante :

$\text{SO}_4^{2-} = 75 \text{ mg/l}$, $\text{TAC} = 27^\circ\text{F}$, $\text{CO}_2 \text{ libre} = 32 \text{ mg/l}$, $\text{TH} = 38 \text{ à } 40^\circ\text{F}$, $\text{NO}_3^- = 70 \text{ mg/l}$

et une teneur en nitrates ramenée à 25 mg/l (tableau 19).

	DENITRIFICATION BIOLOGIQUE Fr/m ³	DENITRATATION SUR RESINE Fr/m ³
• Réactifs plus changement de résines (hors chloration)	0,25	0,30 (0,25 à 0,40) selon l'eau à traiter
• Energie électrique (hors pompage d'exhaure sur la base de 0,38 F/kwh)	0,03	0,05
• Main d'œuvre	0,25	0,18
• Frais d'entretien et de renouvellement du matériel et de certains matériaux	0,11	0,11
	0,69 F	0,64 (0,59 à 0,74)

Soit pour une usine de $100 \text{ m}^3/\text{h}$ fonctionnant 350 j/an et $20/24\text{h}$ un montant de :

483.000 F/an en dénitrification biologique.

434.000 F/an en dénitrification sur résines.

Tableau 19 : Coûts d'exploitation HT [8].

Les coûts d'exploitation pour Nitracycle, hors frais de structure, de renouvellement des équipements, sont évalués ainsi :

- 0,70 à 0,90 F/m³ pour un standard 10 m³/h
- 0,30 à 0,50 F/m³ pour un standard 150 m³/h

A titre d'exemple, les tableaux 20 et 21 donnent les coûts d'exploitation de différentes stations.

La mise en place de l'automatisation peut faire diminuer les frais relatifs à la main d'œuvre (cas de Château-Landon, tableau 21)

	1985	1986	1987	1988
Volume livré au réseau m³	258.683	241.788	238.976	245.570
Dépenses	F/m ³	F/m ³	F/m ³	F/m ³
Main d'œuvre	0,50	0,44	0,35	0,33
Energie	0,04	0,04	0,05	0,04
Réactifs	0,26	0,26	0,27	0,25
Charbon actif	-	0,08	-	-
Achat - sous-traitance	0,11	0,15	0,05	0,04
Total dépenses directes :				
- F/m ³	0,91	0,97	0,72	0,66
- F/an	235.401	234.534	172.062	162.076

Tableau 20 : Coût (hors taxe) du traitement mis en œuvre à Château-Landon. Dénitrification biologique [64].

Pour l'année 1988, soit un volume d'eau envoyé sur le réseau de 76 310 m³.

		1988	
		F	F/m³
Dépenses non proportionnelles			
Main d'œuvre, déplacements		6000	
Petites fournitures		1000	
Frais généraux		5800	
		<hr style="width: 50px; margin: 0 auto;"/>	
		12800	0,17
Dépenses proportionnelles			
Réactifs, énergie électrique...		31800	0,42
Total coût de fonctionnement		44600	0,59

Tableau 21 : Coût (HT) du traitement mis en œuvre aux Ormes-sur-Voulzie. Dénitrification par échange d'ions [64].

Estimation des coûts totaux

Quelques estimations globales ont été avancées :

BOUREL estime (avec les réserves d'usage) qu'une installation de 1 million de m³/an (140 m³/h) coûterait génie civil compris :

- investissement :

- 6 à 9 millions de francs avec un traitement biologique
- 3 à 4 millions de francs sur résines

- en frais de fonctionnement 0,70 F/m³ (un peu moins sur résines), non compris les frais financiers, les amortissements, le traitement des rejets, et sans tenir compte du rendement des réseaux.

Selon DUBOZ et suivant les conditions imposées par les contingences locales, le coût réel de la dénitrification se situerait dans une fourchette de 0,80 à 1,00 F/m³ pour l'échange d'ions ; de 1,20 à 1,70 F/m³ pour le procédé biologique.

Le coût du traitement serait en moyenne et pour Biodénit (filière biologique) de 1,50 F/m³ (CGE, 1990). Le procédé Ecodenit (filière échange

d'ions) est plus économique si le problème des saumures est résolu.

A titre d'exemple, le tableau 22 donne les coûts détaillés de trois stations.

1. Plouvenez-Lochrist : procédé physico-chimique
abattement NO₃ de 115 à 25 mg/l,
teneur en SO₄ de 45 mg/l
débit : 400 m³/j
2. Syndicat mixte de l'Horn : procédé physico-chimique
abattement NO₃ de 70 à 25 mg/l, teneur en SO₄ de 70mg/l
débit : 6500m³/j
3. Champfleur : procédé biologique
abattement de 65 à 40 mg/l
débit : 1400m³/j

Durée d'amortissement de l'investissement :
génie civil : 15 ans
app. fixe : 10 ans
pompe à eau : 8 ans
circuit à réactif : 6 ans
pompe à réactif : 4 ans

CATEGORIE	1	2	3
Frais d'exploitation			
Dépenses proportionnelles brutes	0.313	0.427	0.238
Dépenses proportionnelles corrigées (pour abattement normalisé NO ₃ de 80 à 25 mg/l et compte tenu de la teneur en SO ₄ de l'eau brute	0.263	0.442	0.399
Frais fixes	0.242	0.105	0.118
Sous-total des dépenses d'exploitation corrigées	0.505	0.547	0.517
Amortissement de l'installation	0.292	0.151	0.691
TOTAL (F/m³ produit)	0.797	0.698	1.208

Tableau 22 : Coûts détaillés par station en francs 1988 et par m³ [18].

Autres frais

D'après BOUREL [8], les autres frais se résument à :

- pertes en eaux pour régénération ou lavages des filtres,

- analyses du suivi de la qualité de l'eau,
- traitement et évacuation des boues et éluats (important pour le traitement sur résines),
- amortissements et frais financiers.

CONCLUSION

Le traitement biologique présente un coût global plus élevé, par suite de frais d'investissement plus importants, donc d'un amortissement plus lourd de l'installation.

On peut aussi dire que pour des petites ou moyennes installations, le procédé par échange d'ions semble mieux adapté, compte tenu de l'investissement de base important nécessaire à la mise en place du procédé biologique.

Toutefois, le procédé biologique reste le plus satisfaisant à l'exploitation par la transformation des nitrates en azote gazeux et son rejet dans l'atmosphère, alors qu'avec l'autre procédé, on doit trouver un exutoire aux éluats concentrés en sels.

Néanmoins, ainsi qu'il est rappelé, ces procédés d'élimination des nitrates sont très peu utilisés vu leur coût de 1 à 2 F/m³ traité ; on compte seulement 22 stations réalisées de 1980 à 1991 pour l'ensemble de la France ; la préférence va à la recherche préalable d'autres solutions (recherche d'autres ressources, mélange avec des eaux de moindre teneur en nitrates, ...) sans compter les actions à long terme pour la réduction des pollutions par les nitrates.

BIBLIOGRAPHIE

Les documents disponibles à l'O.I. Eau comportent en fin de référence un numéro d'enregistrement , exemple : 66/72329, G 7896, F5647.

- [1] ARDEN T.V., DARDEL F. (de), 1985-1986. Echange d'ions. Extrait des cahiers Techniques de l'ingénieur.
- [2] BALLAY, MARTIN, SEBILLOTTE, 1985. Les nitrates dans l'eau. 37-45. SITE 85, Nitrates dans les eaux, Paris, 22/24 oct. 1985. (In F 5163/1).
- [3] BILLAUDOT F., 1988. La pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. Ann. Voir. Environ., 143, 6, 172-180.
- [4] BITTEL R., 1987. Analyse des risques mutagènes et cancérogènes : nitrates, nitrites, composés N-nitrosés. Confrontation avec les risques radioactifs. Saclay, CEA, 157 P. (G 10152).
- [5] BLECON G., 1985. Dénitrification autotrophique par *Thiobacillus denitrificans* sur soufre. Aspects microbiologiques et mise au point technologique. Thèse, Univ. Rennes 1, UER Sci. Vie et Environ., 229 P. (G 9874).
- [6] BLECON G., GILLET M., MARTIN G., 1983. Procédé de dénitrification biologique autotrophe par *Thiobacillus denitrificans* sur soufre-maërl. Rev. Fr. Sci. Eau, 2, 3, 267-279. (66/43735).
- [7] BLECON G., MARTIN G., CORMIER M., 1985. Conditions de la dénitrification autotrophique par *Thiobacillus denitrificans* sur soufre en traitement d'eau sur lit fixé. 95-98 (7 P.). SITE 85, Nitrates dans les eaux, Paris, 22/24 oct. 1985.(In F 5163/2).
- [8] BOUREL E., 1987. Dénitrification des eaux potables, coût d'investissement et financement. Coût de fonctionnement. GAR Nord-Picardie, 9.04.1987, 7 P.
- [9] BOUWER E.J., CROWE P.B., 1988. Biological processes in drinking water treatment. JAWWA, 9, 82-93. (66/63020).
- [10] CROLL B.T., HAYES C.R., 1988. Nitrate and water supplies in the United Kingdom. Environ. Pollut., 50, 163-187. (66/61282).
- [11] DARDEL F. (de), 1987. Résines échangeuses d'ions et eau potable. Eau Ind. Nuis., 112, 45-47. (66/59016).
- [12] DEGUIN A., 1986. Le procédé Nitracycle. Adour-Garonne, 32, P.15 (In 66/52254).
- [13] DEGUIN A., 1988. Incidence des résines échangeuses d'anions sur la qualité de l'eau traitée selon le procédé Nitracycle. TSM Eau, 83, 4, 231-234. (66/61535).
- [14] DEPAGNE J., SEBILLOTTE J., 1990. La politique française de lutte contre la pollution des eaux par les nitrates. 515-522. "La gestion de l'eau. Paris" coll. européen, 4-6 déc. 90, Presses de l'Ecole Nat. Ponts-et-Chaussées. (G 11441/1).
- [15] DERNAUCOURT J.C., LARMINAT G. (de), RONDEPIERRE J.L., 1987. Une alternative économique pour l'élimination des nitrates dans l'eau potable. Eau Ind. Nuis., 108, 83-85. (66/56711).

- [16] DORE M., SIMON P., DEGUIN A., 1986. Dénitratisation des eaux à potabiliser sur résines échangeuses d'ions. Impact sur la qualité chimique de l'eau traitée. *Wat. Res.*, 20, 2, 221-232. (66/50860).
- [17] DRIES D., LIESENS J., VERSTRAETE W., 1988. Nitrate removal from drinking water by means of hydrogenotrophic denitrifiers in a polyurethane carrier reactor. *Wat. Supply*, 6, 181-192. (In G 1839.24)
- [18] DUBOZ A., 1991. Pollution par les nitrates des eaux destinées à l'alimentation humaine. Causes et conséquences - Traitements possibles. *Cons. Gén. GREF*, Paris. 23 P.
- [19] FOULHOUZE R., 1988. Nitrates et eaux d'alimentation. *TSM-Eau*, 83, 4, 171-176. (66/61540).
- [20] FOULHOUZE R., 1990. Nutriments. De nouvelles formes de pollution apparaissent. *Adour-Garonne*, 45, 3-7. (66/70297).
- [21] FRITSCH P., 1985. Réactivité biologique des nitrates et des nitrites. 179-180 (4 P.). SITE 85, Nitrates dans les eaux, Paris, 22/24 oct. 1985. (In F 5163/2).
- [22] FUSTEC E., HAMON M., 1990. Etude d'un procédé de dénitrification dans les nappes phréatiques. *Adour-Garonne*, 45, 29-31.
- [23] GAHRS H.J., RUTTEN P., SCHNOOR G., 1989. Drinking water treatment with hydrogen. *Wat. Sew. Int.*, 1, 1, 35-39. (66/65418).
- [24] GERGELY P. Rapport sur l'élimination des nitrates de l'eau potable. *CREATE*. A paraître.
- [25] GERMONPRE R., 1988. Etude des diverses possibilités d'élimination des nitrates dans les eaux de surface. *Wat. Supply*, 6, 63-70. (In G 1839/24).
- [26] GERMONPRE R., 1989. Removal of nitrogen pollution. SS5.6-SS5.9 (In G 1839/27).
- [27] GLEIZES C., 1987. Evaluation des teneurs en nitrates des eaux superficielles et profondes quels risques ? 249-261. "La pollution des eaux par les pesticides et les nitrates". ANPP, INA (F 5550).
- [28] GROS H., 1985. Dénitrification d'une eau potable avec des microorganismes oxydant l'hydrogène. 93-94 (4 P.). SITE 85, Nitrates dans les eaux, Paris, 22/24 oct. 1985. (In F 5163/2).
- [29] GROS H., SCHNOOR G., RUTTEN P., 1986. Nitrate removal from groundwater by autotrophic microorganisms. *Wat. Supply*, 4, 11-21. (in G1839.24)
- [30] GUERIN B., CAOUS J.Y., 1990. Faisabilité d'un traitement d'eau de nappe par bassin d'infiltration EPI sur le site de Lille-Emmerin (Nord). 539-544. "La gestion de l'eau. Paris" coll. européen, 4-6 déc. 90, Presses de l'Ecole Nat. Ponts-et-Chaussées. (G 11441/1).
- [31] HAIDER N., MORVAN J., LE CLOIREC P., 1988. Dénitrification en réacteur garni en pyrite de fer : études de laboratoire. *Environ. Technol. Let.*, 9, 5, 411-420. (66/63013).
- [32] HAMON M., 1990. Etude d'un procédé de dénitrification "in situ" des eaux souterraines. Thèse Univ. Toulouse. G 11432.
- [33] HANUS F., BERNARD C., 1988. Dénitrification des eaux potables dans un réacteur biologique à élimination continue de la biomasse en excès : un procédé inédit. *TSM Eau*, 83, 4, 243-246. (66/61537).
- [34] HENIN S., 1980. Rapport du groupe de travail. Activités agricoles et qualité des eaux. *Minist. Agric., Minist. Environ. et Cadre de Vie*. 59 P. (G 6612/1).
- [35] HOLL W., FEUERSTEIN W., 1984. Déminéralisation partielle et dénitratisation de l'eau potable par un nouveau procédé d'échange d'ions. *C.R. Journ. Inf. Eaux, Poitiers*, 1984, 27-28/09, 18 P. (66/45248).

- [36] HOLL W.H., KRETZSCHMAR W., 1988. Combined nitrate and hardness elimination by the CARIX ion exchange process. *Wat. Supply*, 6, 51-55. (In G 1839/24).
- [37] HORNER G., IRMER A., 1989. Untersuchungen zur autotrophen biologischen Denitrifikation mit der Membran-Fliessbett-Technologie mit Wasserstoff als Elektronendonator. *Vom Wasser*, 73, 429-447. (66/70990).
- [38] KAUARK LEITE L.A., 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Noisy-le-Grand, CERGRENE, Mémoire ENPC, 450 P. (G 11609).
- [39] KECK C., 1984. Risques toxiques des nitrates et des nitrites pour les animaux domestiques. *Bull. des G.T.V.*, 3, 43-48.
- [40] KNEIFEL K., LUHRS G., 1988. Nitrate removal by electrodialysis for brewing water. *Desalination*, 68, 2/3, 203-209. (66/60956).
- [41] KRUIHOF J.C., VAN BENNEKOM C.A., DIERX H.A.L., 1988. Nitrate removal from ground water by sulphur/limestone filtration. *Wat. Supply*, 6, 207-217.
- [42] LANDREAU A., LAVERTY J., MARTIN G., 1988. Expérimentations sur un procédé de dénitrification des eaux souterraines en vue de la production d'eau potable à l'usage de petites collectivités. *TSM-Eau*, 83, 4, 247-251. (66/61538).
- [43] LARMINAT G. (de), DEBOVES J.J., CLERET D., 1990. Une unité de dénitrification pour la ville de Sainte-Adresse. *Eau Ind. Nuis.*, 135, 53-56. (66/69221).
- [44] LE CLOIREC P., MARTIN G., 1988. Procédé biologique autotrophe d'élimination totale de l'azote minéral (ammoniacque, nitrites et nitrates). *Wat. Supply*, 6, 151-156. (in G1839/24)
- [45] LE CLOIREC P., MARTIN G., 1990. Couplage de procédés biologiques autotrophes nitrifiants et dénitrifiants pour l'élimination totale de l'azote minéral - études de laboratoire. *Aqua*, 39, 16-23. (66/68505).
- [46] LEBLANC C., 1978. Contribution à l'étude de l'élimination de composés azotés contenus dans les eaux destinées à l'alimentation. Thèse, Univ. Rennes, UER-ENSC, 256 P. (F 3686).
- [47] LEPRINCE A., FIESSINGER F., 1984. Le problème des nitrates dans les eaux potables : efficacité et coût des solutions disponibles. 3. *Fr. Hydrol.*, 15, 3, 279-299. (66/47593).
- [48] LEVESQUE L., 1976. Elimination des nitrates des eaux potables. Rapport de synthèse AFEE, 156 P.
- [49] LEVESQUE L., 1982. Elimination des nitrates des eaux potables. Mise à jour de l'étude de synthèse AFEE, 266 P.
- [50] MARIOTTI A., 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse, Paris, Univ. P. et M. Curie, 510 P. (G 8938).
- [51] MARQUARDT O.K., 1987. Reverse osmosis process for removing nitrate from water. *Aqua*, 1, 39-44. (66/57263).
- [52] MARTIN G., 1979. Le problème de l'azote dans les eaux. *Technique et Documentation*, Paris, 279 P. (F 3960).
- [53] MONFORT O., 1991. Recensement des stations de dénitrification et de dénitrification de l'eau potable. *Minist. Env.*
- [54] NAULEAU F., 1990. Traitement par boues activées des éluats de régénération issus du procédé Nitracyle dans une station d'épuration communale. *Eau Ind. Nuis.*, 140, 75-79 (3 P). (66/71983).

- [55] NAULEAU F., DEGUIN A., TRANCART M., 1989. Désinfection de l'eau potable par électrochloration. Application du procédé à la réutilisation d'éluats de régénération. *Eau Ind. Nuis.*, 126, 44-48. (66/65184).
- [56] PARTOS J., RICHARD Y., 1985. Traitement de l'eau souterraine polluée par les nitrates. *Wat. Supply*, 3, 1, 75-92. (66/48750).
- [57] PHILIPOT J.M., 1982. Dénitrification des eaux de consommation. Une réalisation en cours en région parisienne : Eragny. *Eau Ind. Nuis.*, 69, 27-33. (66/36430).
- [58] PHILIPOT J.M., 1985. Technologie de mise en œuvre de la dénitrification biologique. 84-87 (7 P.). SITE 85, Nitrates dans les eaux, Paris, 22/24 oct. 1985. (In F 5163/2).
- [59] PHILIPOT J.M., CHAFFANGE F., PASCAL O., 1985. Dénitrification biologique : le point sur un an de fonctionnement de la station d'Eragny. *Wat. Supply*, 3, 1, 93-98. (66/48751).
- [60] PHILIPOT J.M., SIBONY J., DERNAUCOURT J.C., 1986. L'élimination des nitrates dans les eaux potables. Rome Extrait du 16^e Cong. Intern. & Expo. Distr. d'Eau, 3-7 Nov., 5 P. (G 1839/18).
- [61] PHILIPOT J.M., SIBONY J., MARTIN G., 1983. Réduction des teneurs en nitrates dans les eaux de consommation : le point sur les traitements biologiques. *Aqua*, 2, 61-67. (66/39897)
- [62] RAVARINI P., COUTTELLE J., DAMEZ F. 1988. L'usine de Dennemont. Une unité de dénitrification-nitrification à grande échelle. *TSM-Eau*, 83, 4, 235-240. (66/61536).
- [63] RICHARD Y., 1989. Operating experiences of full-scale biological and ion-exchange denitrification plants in France. *JIWEN*, 3, 154-167. (66/65782).
- [64] RICHARD Y., 1990. Le point sur l'élimination des nitrates en eau potable. Paris, col. "Nitrates, agriculture, eau", novembre, 13 P. (In F 6371).
- [65] RICHARD Y., 1990. Le procédé Nitrazur. *Trib. Eau*, 43, 546/547, 23-25 (66/72229).
- [66] RICHARD Y., BURRIAT J., 1988. Elimination des nitrates par résines échangeuses d'ions. *TSM Eau*, 83, 4, 227-230. (66/61534).
- [67] RICHARD Y., FAUP G.M., 1982. Elimination des composés azotés par cultures fixées en lit ascendant. (In G 1839/8).
- [68] RICHARD Y., LEPRINCE A. (1980) L'azote dans le traitement des eaux potables. Les traitements biologiques. *TSM-L'Eau*, 75, 4, 167-181 (66/23721).
- [69] RICHARD Y., LEPRINCE A., 1982. Pollution par les nitrates : traitements disponibles. *Trib. Cebedeau*, 458, 35, 21-33. (66/33023).
- [70] RICHARD Y., OZANNE F., BUFFLE J.P., 1987. Vade-mecum du chef d'usine de traitement d'eau destinée à la consommation. Paris, Tech. Doc/AGHTM, 144 P. (F 5552).
- [71] RICHARD Y., PARTOS J., 1986. Elimination biologique des nitrates en vue de la production d'eau potable. Bilan de fonctionnement de deux installations industrielles. *TSM Eau*, 81, 3, 141-147.
- [72] RICHAUD O., BOISSONNADE G., BERNARD C., 1991. Clarification des eaux dénitrifiées par microfiltration tangentielle. *Eau Ind. Nuis.*, 144, 40-42.
- [73] RICHAUD-PATILLON O., 1990. La microfiltration tangentielle dans le traitement des eaux potables. Application au cas d'une eau dénitrifiée. Thèse, Toulouse, 210 P.
- [74] ROHM, HAAS, 1990. CARIX. *Trib. Eau*, 43, 546/547, 48-49 (66/72229).
- [75] SCHIPPERS J.C., KRUIHOF J.C., MULDER F.G., 1987. Removal of nitrate by slow sulphur/limestone filtration. *Aqua*, 5, 274-280. (66/61350).

- [76] SCHOLTES M., 1991. Nitrates et cancers : pas de relation évidente. *Le Quotidien du Médecin*, 4739, 29 avril, P. 19.
- [77] SELENKA F., DRESSLER R., 1990. Microbiological and chemical investigations on a biological, autotrophic denitrification plant using hydrogen as an energy source. *Aqua*, 39, 2, 107-116. (66/69322).
- [78] SEROPIAN J.C., VERGNE C., MORO A., 1989. La dénitrification biologique d'eau à potabiliser par lit fluide. *TSM-Eau*, 84, 10, 527-532. (66/67225).
- [79] SIMON P., 1985. Elimination des nitrates sur résines échangeuses d'ions dans les eaux de consommation : capacité et sélectivité des résines anioniques fortes et impact sur la qualité chimique de l'eau traitée. Univ. Poitiers, UER Sci. Fond. et Appl., Thèse, 125 P. (G 9071).
- [80] SONTHEIMER H., ROHMANN U., 1986. Elimination des nitrates. Rome Extrait du 16^e Cong. Intern. & Expo. Distr. d'Eau, 3-7 Nov., 4 P. (G 1839/18).
- [81] TAUREAU J.C., 1987. Estimation comparative des risques d'enrichissement en nitrates des eaux sous divers systèmes agricoles. 281-299. "La pollution des eaux par les pesticides et les nitrates". ANPP, INA (F 5550).
- [82] TRANCART J.L., 1990. Les traitements des pollutions d'origine agricole dans les eaux potables. *Point Sci. et Tech.*, 1, 1, 9-12
- [83] VAN DER HOEK J.P., KLAPWIJK A., 1987. Nitrate removal from ground water. *Wat. Res.*, 21, 8, 989-997. (66/59150).
- [84] VAN DER HOEK J.P., VAN DER VEN P.J.M., KLAPWIJK A., 1988. Combined ion exchange/biological denitrification for nitrate removal from ground water under different process conditions. *Wat. Res.*, 22, 6, 679-684. (66/62679).
- [85] VASVARI A., ENDREY G., TARJAN T. 1986. La dénitrification de l'eau potable par échange d'anions en cycle bicarbonate. *Wat. Supply*, 4, 185-196. (In G 1839/20).
- [86] VIAL J., 1985. Conséquences de l'ingestion de nitrates et de nitrites sur la santé des consommateurs. 112-122. Colloque sur la pollution par les nitrates quels responsables ? Causes et préventions, 23-24 oct. 84, Assoc. Intern. Entretien Ecolog. (G 8883/2).
- [87] X..., 1981. L'eau, la recherche, l'environnement. 4^{ème} Journées Scientifiques Techniques. Paris, Minist. Env., Mission des Etudes et de la Recherche, 13-14-15 oct 1981. Collec. Recherche Environnement n°17.
- [88] X..., 1984. Dénitrification des eaux potables. Essais-pilotes de Plouéan. St-Grégoire, Sté Saunier Eau et Environ. 231 P. (G 8517/1).
- [89] X..., 1984. Expérience acquise de la mise en oeuvre de procédés de lutte contre les nitrates. Minist. Agric., Paris, 108 P. (66/44899).
- [90] X..., 1985. Health hazards from nitrates in drinking-water., Copenhague, OMS; Proc. Conf., 1984, 5-9/03, Environ. Health 1, 102 P. (F 5058).
- [91] X..., 1988. Les actions entreprises en vue de la réduction de la pollution des eaux par les nitrates provenant des activités agricoles. *Bull. Liaison CSP*, 52/53, 19-23. (66/63065).
- [92] X..., 1988. Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine en 1985-1986-1987. Paris, Minist. Santé., 150 P. (G 10625).
- [93] X..., 1989. Eaux-nitrates. Toulouse, CR Cong., 19-21 avril 89, Paris IPEE, 190 P. (G 11076).
- [94] X..., 1989. Le cancer et les nitrates dans l'eau de boisson. *Travaux de l'Unité INSERM 146*, Contact Santé, 34, 5, P. 8.

- [95] X..., 1989. Mémento technique de l'eau. Degrémont, 9^e édition, 2 tomes, environ 1500 P
- [96] X..., 1990. Eau 2000. Les actes du colloque. AFBRM, Vittel, 10-11 oct.90, 380 P. (G 11602).
- [97] X..., 1990. Notre eau, notre santé. Penser globalement, agir localement. DRASS Lorraine, DDASS Nord-Est, 25 P. environ.
- [98] X..., 1991. Enquêtes sur d'éventuelles corrélations entre cancers gastriques et eaux à teneur élevée en nitrates. Réponse à question écrite n°10090. J. O. Sénat Débats parlementaires, questions, 21.03.91.
- [99] Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, NOR : ENVX9100061L, JO du 04.01.92.
- [100] X..., SD . IMAC HP. Tableau synoptique. Résines échangeuses d'ions de haute pureté.
- [101] X..., SD. Fonctionnement du procédé CARIX. Cie Franç. Büttner. 4 P.
- [102] X..., SD.. Notice descriptive de l'Unité de TOURC'H. CISE. 17 P.
- [103] N.D.L., 1991. Nitrates dans l'eau de boisson : pas de lien avec le nombre de cancers gastriques. Le Quotidien du Médecin, 4743, 7 mai, P 16.

LISTE DES DOCUMENTS TECHNIQUES F.N.D.A.E.

n° 1	– Exploitation des lagunages naturels	1985	disponible
n° 2	– Définition des caractéristiques techniques de fonctionnement et domaine d'emploi des appareils de désinfection	1986	disponible
n° 3	– Manuel pratique pour le renforcement de l'étanchéité des réservoirs d'eau potable	1986	disponible
n° 4	– Plan de secours pour l'alimentation en eau potable	1986	disponible
n° 5	– Les stations d'épuration adaptées aux petites collectivités	1986	disponible
n°5 bis	Les stations d'épuration - Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation	1992	disponible
n°6 –	Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement	1988	disponible
n° 7	– Le Génie Civil des Bassins de lagunage naturel	1990	disponible
n° 8	– Guide technique sur le foisonnement des boues activées	1990	disponible
n° 9	– Les systèmes de traitement des boues des petites collectivités	1990	disponible
n° 10	– Élimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités	1990	disponible
n° 11	– L'eau potable en zone rurale - Adaptation et modernisation des filières de traitement	1992	disponible
n° 12	– Application de l'énergie photovoltaïque à l'alimentation en eau potable des zones rurales	1992	disponible au 2 ^{ème} semestre 1992

DOCUMENTS HORS-SÉRIE

– La gestion des Services d'eau potable - Guide à l'usage des maires des communes rurales	1987	disponible
– Situation de l'alimentation en eau potable des communes rurales en 1985	1987	disponible
– Réseaux d'assainissement urbain : guide technique pour la réalisation d'épreuves à l'eau	1992	disponible
– Élimination des nitrates de l'eau potable	1992	disponible au 2 ^{ème} semestre 1992
– Les eaux pluviales en milieu urbain	1992	disponible au 2 ^{ème} semestre 1992

L'ensemble de ces documents est disponible au Ministère de l'Agriculture et de la Forêt – Bureau des Infrastructures Rurales – 19, avenue du Maine, 75032 Paris Cedex 15 – Téléphone : (1) 49.55.54.83

Par ailleurs, les documents portant les numéros 7 - 8 - 9 - 10 peuvent être commandés au CEMAGREF DICOVA – BP 22, 92162 Antony Cedex – Téléphone : (1) 40.96.61.32

