

**MINISTERE DE L'AGRICULTURE, DE
L'ALIMENTATION, DE LA PECHE ET
DES AFFAIRES RURALES**

**Direction de l'Espace Rural et de la
Forêt**

DOCUMENT TECHNIQUE

FNDAE

HORS SERIE N°4

ELIMINATION DES NITRATES DES EAUX POTABLES

**Rédigé par MARIE-ODILE RATEL
Mis à jour par CELINE DEBRIEU**

**FONDS NATIONAL POUR LE
DEVELOPPEMENT DES
ADDUCTIONS D'EAU**



**Office International de l'Eau
SNIDE**

SOMMAIRE

SOMMAIRE	1
INTRODUCTION	3
GENERALITES SUR LES NITRATES	5
1.1. Cycle de l'azote	5
1.2. Nitrates et risques sanitaires	5
1.2.1. Métabolisme des nitrates chez l'homme	6
1.2.2. Nitrosamines-nitrosamides.....	8
1.3. Origine des nitrates dans les eaux	8
1.4. Réglementation	11
1.4.1. Teneurs limites	11
1.4.2. Attitude à suivre selon la teneur en nitrates dans l'eau distribuée.....	11
1.4.3. Procédés de traitement agréés	12
1.4.4. Les textes de référence	13
1.5. Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine en France	13
1.6. Actions préventives et curatives.....	15
1.6.1. Mesures préventives.....	15
1.6.2. Mesures curatives	15
1.6.3. Mesures palliatives	17
2. TRAITEMENTS BIOLOGIQUES	18
2.1. Dénitrification hétérotrophe	18
2.1.1. Principe	18
2.1.2. Description des filières en fonctionnement en France.....	19
2.1.2.1. Filière type de dénitrification.....	19
2.1.2.2. Schémas des filières	20
2.1.2.2.1. Filière de traitement du procédé	20
2.1.2.2.2. Filière de traitement du procédé Biodénit (OTV)	20
2.1.2.2.3. Filière de traitement du procédé Nitraflux (SAUR).....	21
2.1.2.3. Réacteurs de dénitrification.....	22
2.1.2.3.1. Bactéries et matériau support.....	22
2.1.2.3.2. Substrat et réactifs complémentaires.....	24
2.1.2.3.3. Technologie des réacteurs	25
2.1.2.4. Post-traitement d'affinage avant distribution	25
2.1.2.5. Eaux de lavage	26
2.1.3. Autres procédés : en cours d'études ou en fonctionnement à l'étranger	27
2.1.3.1. Procédé SOGEA.....	27
2.1.3.2. Procédés à lit fluidisé	28
2.1.3.3. Dénitrification in « situ »	31
2.1.3.3.1. Procédé BRGM/SAFEGE.....	31
2.1.3.3.2. Procédé BURGEAP	32
2.1.3.3.3. Autre procédé de dénitrification "in situ".....	32
2.2. Dénitrification autotrophe	34
2.2.1. Dénitrification à l'hydrogène	34
2.2.1.1. Principe	34
2.2.1.2. Expériences	34
2.2.2. Dénitrification sur support soufré.....	35
2.2.2.1. Principe	35
2.2.2.2. Expériences	36
2.2.3. Dénitrification par le fer métallique	36
2.2.3.1. Principe	36
3. Traitements physico-chimiques.....	38
3.1. Echange d'ions.....	38
3.1.1. Principe de l'échange d'ions.....	38
3.1.2. Description des filières en cycle chlorure, en fonctionnement en France	39
3.1.2.1. Filières types	39

3.1.2.2. Réacteurs en cycle chlorure.....	40
3.1.2.2.1. Eaux et Résines.....	41
3.1.2.2.2. Technologie des réacteurs.....	43
3.1.2.3. Evacuation des éluats.....	46
3.1.2.4. Qualité de l'eau traitée sur résine.....	48
3.1.3. Description des filières en cycle bicarbonate (CARIX).....	51
3.2. Procèdes membranaires.....	52
3.2.1. Osmose inverse.....	52
3.2.2. Electrodialyse.....	53
4. COMPARAISON TECHNIQUE ET ECONOMIQUE.....	55
4.1. Stations existantes.....	56
4.2. Comparaison technique des différents traitements.....	57
4.3. Aspect économique.....	57
5. ETUDES DE CAS.....	64
5.1. CAS DE CHARNY.....	64
5.1.1. CONTEXTE.....	64
5.1.2. DESCRIPTION DE L'USINE.....	64
5.1.3. RETOUR D'EXPERIENCES.....	65
5.2. CAS DE HEILTZ L'EVEQUE.....	66
5.2.1. CONTEXTE.....	66
5.2.2. DESCRIPTION.....	66
5.2.3. RETOUR D'EXPERIENCE.....	67
CONCLUSION	68
BIBLIOGRAPHIE	69

e

INTRODUCTION

La teneur en nitrates des eaux est en augmentation continue ces dernières années. Des mesures préventives de lutte contre la pollution azotée sont mises en place, en particulier en matière de pollution diffuse agricole. Toutefois, la limitation des apports en surface n'aura un effet sur les teneurs dans les nappes qu'avec un retard correspondant au temps de transfert des nitrates, or celui-ci est souvent long. Des solutions curatives doivent donc être proposées aux populations concernées. En 1995, 1 400 000 habitants recevaient une eau à concentration moyenne supérieure à 50 mg/l, teneur maximale autorisée. Parmi les unités de distribution concernées, certaines ont opté pour le traitement des nitrates. Il existait une quarantaine d'usines d'élimination des nitrates en France.

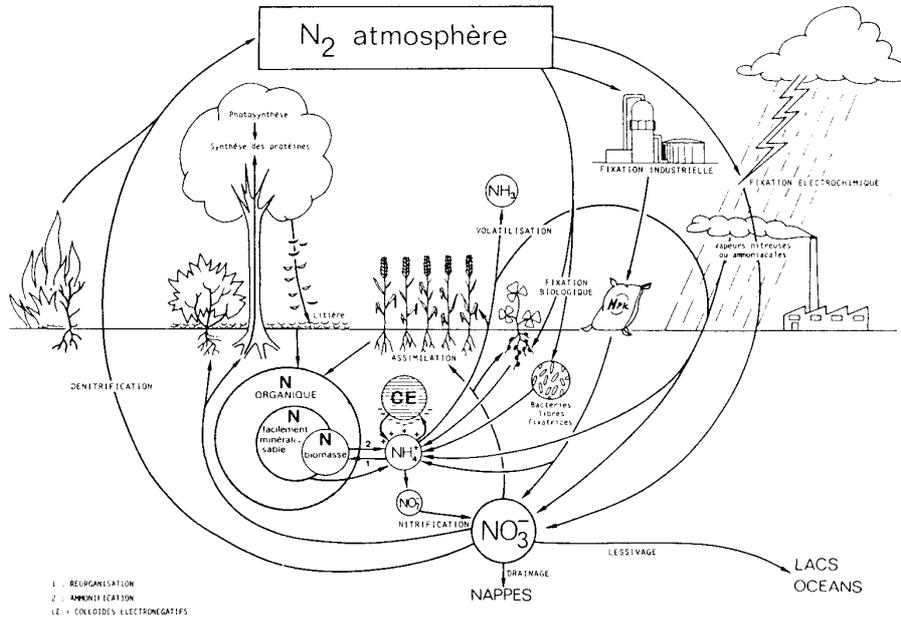
L'élimination des nitrates peut être réalisée soit par traitements biologiques : dénitrification hétérotrophe ou autotrophe, soit par traitements physico-chimiques : échanges d'ions, procédés membranaires. Cette étude est une synthèse bibliographique de ces différents moyens de traitement. Elle fait suite à une étude réalisée par l'OIEau en 1992 et permet de la compléter sur le plan législatif, réglementaire, technologique et économique.

Un aperçu général sur les nitrates en rappellera l'origine, les risques sanitaires, la législation, les teneurs des eaux potables et les divers remèdes.

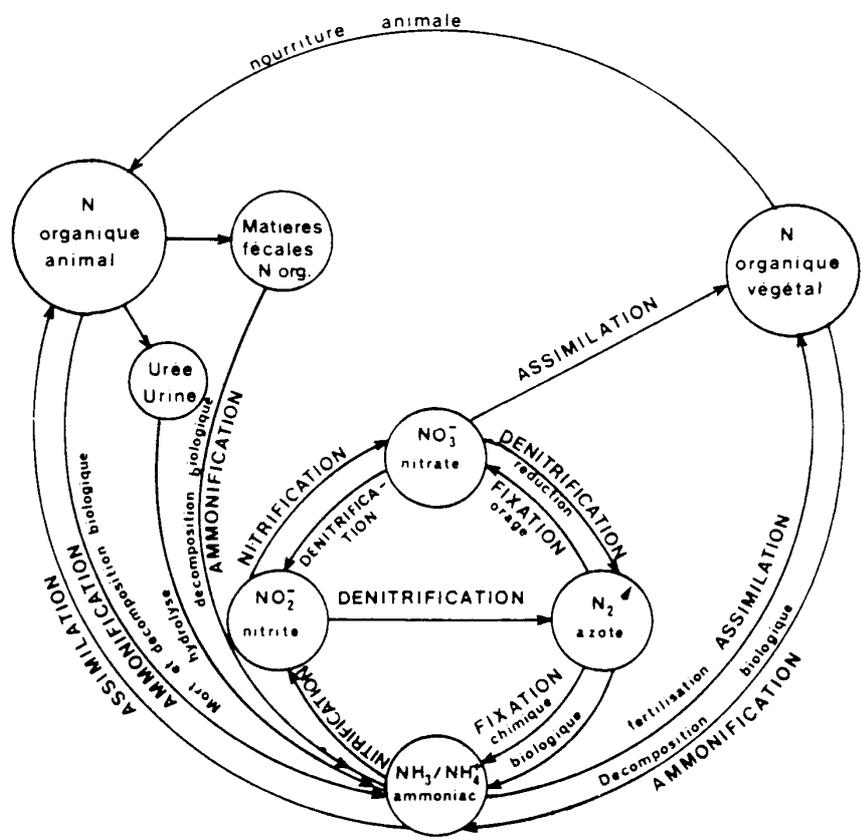
Les différents procédés de traitement seront ensuite abordés, en insistant sur ceux actuellement utilisés en France à l'échelle industrielle : la dénitrification hétérotrophe et l'échange d'ions. Une comparaison des techniques et de leur coût sera donnée.

Enfin, cette mise à jour propose des études de cas, permettant de mesurer le retour d'expériences de ces dernières années d'utilisation des différents procédés de traitement des nitrates.

Figure 1 : Le cycle de l'azote Source : Mariotti, 1980



A



B

1. GENERALITES SUR LES NITRATES

1.1. Cycle de l'azote

L'azote est un élément chimique très répandu dans la nature. Il constitue 78 % de l'atmosphère. C'est un élément essentiel de la matière vivante. Il est indispensable à la vie de l'homme. Dans l'eau, l'azote se trouve en solution sous forme combinée : nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), azote ammoniacal (NH_3 , NH_4^+), azote organique.

Les principales étapes du cycle de l'azote sont la fixation, l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (figure 1).

La fixation correspond au passage de l'azote atmosphérique (N_2) en azote combiné sous l'action de certains organismes.

L'assimilation est la transformation de matière azotée minérale ou organique inerte en matière vivante.

L'ammonification est la libération d'ammoniac à partir de matières azotées organiques.

La nitrification est l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate par l'intermédiaire de bactéries nitrifiantes.

La dénitrification est la réduction des nitrates en azote gazeux par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes.

Les nitrates présentent certaines caractéristiques qui permettent de mieux comprendre l'évolution des teneurs dans les nappes qui sont observées ces dernières années :

- Les nitrates sont très stables et très solubles dans l'eau.
- La pénétration dans les sols est lente. La vitesse de migration serait environ de 1 m par an. La teneur en nitrate dans les nappes est donc influencée par les variations des apports avec un retard correspondant au temps de transfert.

1.2. Nitrates et risques sanitaires

Les nitrates ne sont pas toxiques en eux-mêmes. C'est leur transformation en nitrites et composés nitrosés (nitrosamines et nitrosamides) qui peut provoquer des troubles caractéristiques. Un rapport de l'OMS de 1985 et de 1993 fait le point sur les risques sanitaires liés aux nitrates dans l'eau de boisson.

L'alimentation et la boisson sont les principales sources de nitrates et nitrites pour l'homme. Les légumes (carottes, épinards, betteraves, radis, courgettes, pommes de terre, ...), les aliments carnés, les charcuteries présentent des concentrations importantes en nitrates. En fait, l'eau du robinet entre

pour 20 % des apports journaliers, sauf chez l'enfant où elle peut représenter jusqu'à la moitié de la dose ingérée. Lorsque la teneur en NO_3 de l'eau atteint 25 mg/l, la part de l'eau dans l'apport global peut devenir prépondérante. Cet apport est encore plus significatif pour le nourrisson en raison de la quantité d'eau ingérée par rapport au poids.

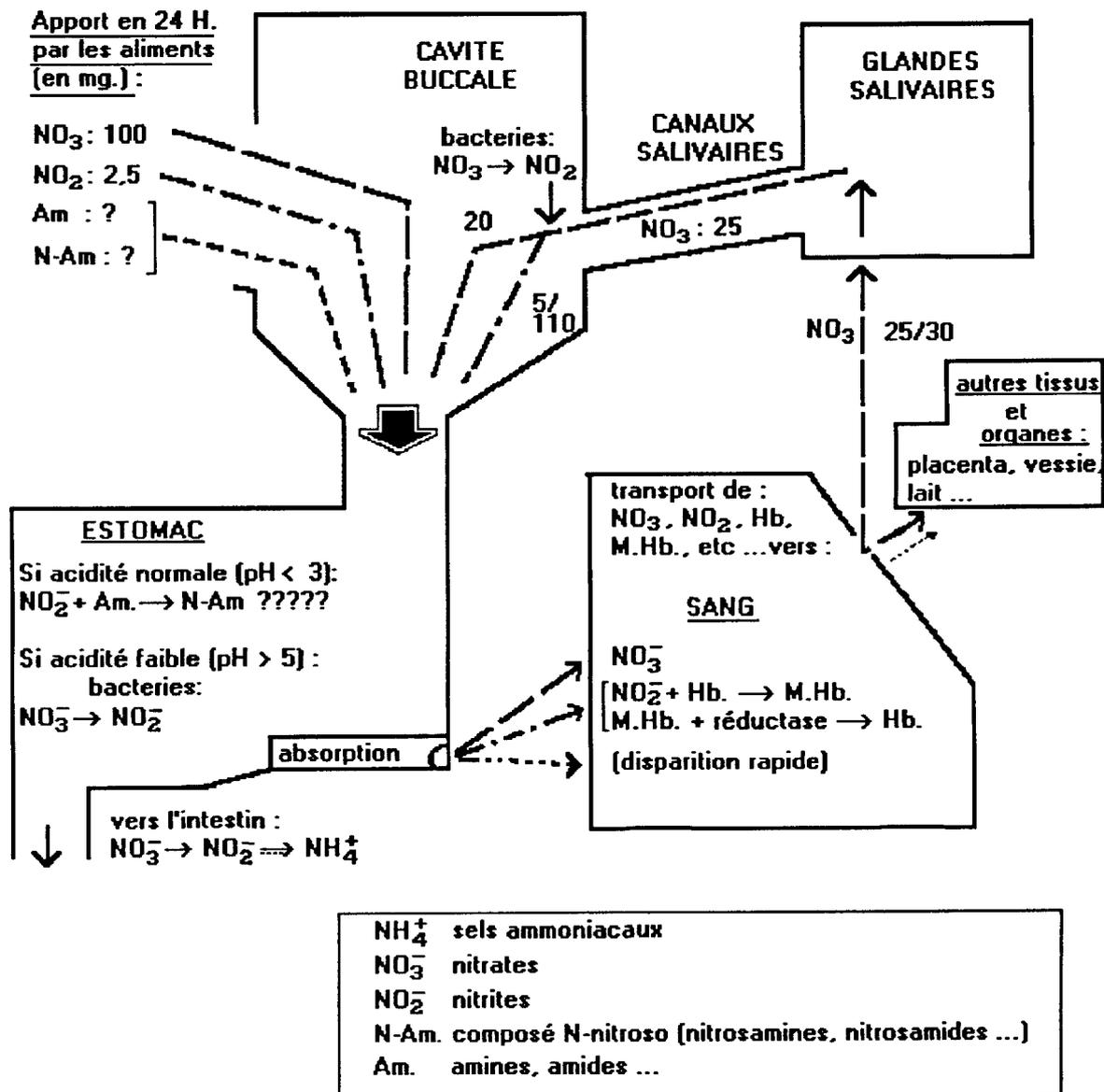
L'OMS a fixé la Dose de nitrates Journalière Admissible en fonction des risques mesurés ou supposés, DJA = 3,65 mg/kg de poids corporel. La limite maximale autorisée à **50 mg de nitrates par litre** dans les adductions d'eau potable a été précisée en fonction des recommandations suivantes :

- le seuil d'ingestion de nitrates par l'homme est fixé à 3,65 mg/kg de poids corporel (dose journalière admissible), soit un seuil de 250 mg/jour pour un poids moyen de 70 kg
- la quantité moyenne de nitrates ingérée est évaluée dans une alimentation de type occidental à 175 mg/jour
- on estime la consommation quotidienne moyenne en eau à 1,5 litres, ce qui permet alors de préciser la norme suivante :
 - 75 mg de nitrates pour 1,5 litres d'eau **soit 50 mg/l**.

1.2.1. Métabolisme des nitrates chez l'homme

Les nitrates ingérés sont soit excrétés par l'organisme, soit transformés en nitrites (dans l'estomac ou dans la salive), soit absorbés (figure 2). Les nitrites peuvent alors entraîner la formation de méthémoglobine ou de composés N-nitrosés.

Figure 2 : Devenir des nitrates, nitrites et composés N-nitroso dans l'organisme (source : Ratel, 1992)



1.2.2 – Méthémoglobinémie

Les nitrites résultant de la réduction des nitrates oxydent les ions ferreux de l'hémoglobine en ions ferriques. L'hémoglobine se transforme alors en méthémoglobine, incapable de céder l'oxygène aux tissus. Au-delà d'un certain taux de méthémoglobine, différents symptômes apparaissent d'une cyanose légère à des troubles de conscience pouvant évoluer vers la mort par anoxie cellulaire.

Les nourrissons sont plus sensibles :

- contrairement à l'adulte, leur estomac faiblement acide contient une flore bactérienne capable de transformer les nitrates en nitrites,
- ils présentent une déficience en enzyme transformant la méthémoglobine en hémoglobine,

- l'hémoglobine fœtale se transforme assez facilement en méthémoglobine,
- ils boivent, relativement à leur poids, plus d'eau que les adultes.

Des conditions de prédisposition à la méthémoglobinémie ou cyanose du nourrisson semblent exister pour les nourrissons dont la mère a consommé régulièrement des eaux à fortes teneurs en nitrates.

Il semble que, dans leur majorité, les cas de méthémoglobinémie surviennent quand les taux de nitrates dans l'eau de consommation dépasse 100 mg/l. En France et plus généralement en Europe de l'Ouest, les données disponibles en matière de morbidité n'ont pas signalé de cas de méthémoglobinémie liée à l'eau au cours de ces dernières années.

1.2.2. Nitrosamines-nitrosamides

Les nitrosamines peuvent se former in vivo par réaction de nitrites à pH inférieur à 3 (et donc de leurs précurseurs, les nitrates) sur les aminés secondaires ou tertiaires présentes dans les denrées alimentaires et dans divers médicaments.

On possède peu de renseignements sur le métabolisme des nitrosamines chez l'homme. Il a été établi chez toute une gamme d'espèces animales que les composés nitrosés sont cancérigènes. Chez l'homme, de nombreuses études ont recherché d'éventuelles corrélations entre le taux de nitrates dans l'eau de boisson et la survenue de cancers, digestifs essentiellement. Leurs résultats ne permettent pas de conclusions définitives,

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France précise en 1985 et en 1995 que, pour les teneurs rencontrées actuellement en France, le risque de cancer pour l'homme n'a pas été démontré, malgré la mobilisation d'efforts de recherche.

Chez les animaux, des intoxications aiguës peuvent se manifester (méthémoglobinémie). A un stade chronique, des troubles de la reproduction, effets endocriniens, vitaminiques... apparaissent. Les ruminants sont les plus sensibles, mais c'est davantage l'ingestion de végétaux qui est responsable. Chez le cheval, le porc, les volailles, l'eau peut être en cause.

1.3. Origine des nitrates dans les eaux

Les nitrates existent dans les eaux à l'état naturel en absence de pollution. Leur concentration, alors, n'excède en général pas 3 mg/l à 5 mg/l dans les eaux superficielles et quelques mg/l dans les eaux souterraines.

Les teneurs en nitrates sont en augmentation ces dernières années. La progression dans les eaux souterraines est couramment de 0,5 à 1 mg/l/an et peut atteindre 2 mg voire plus. Une situation voisine se rencontre dans les eaux superficielles.

L'augmentation des teneurs des composés azotés traduit une pollution de la ressource liée aux activités humaines (figure 3) et en particulier aux activités de surfaces (figure 4).

Figure 3 : Principales origines des NO_3^- , NO_2^- , NH_4^- dans l'environnement (source : Ratel, 1992)

Eaux	Composés azotés concernés	Type de pollution	Source de pollution
Eaux superficielles des rivières, canaux, lacs, étangs	<ul style="list-style-type: none"> • Ammonium • Ammoniaque dissous • Azote organique 	Ponctuelle	<ul style="list-style-type: none"> • Rejets industriels et domestiques • Rejets d'effluents d'élevage
	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrates • Nitrites 	Ponctuelle et diffuse	<ul style="list-style-type: none"> • Alimentation des eaux superficielle par des nappes polluées •
Eaux souterraines		Diffuse	<ul style="list-style-type: none"> • « Fuites » des zones industrielles et habitées • Activités agricoles intensives
	<ul style="list-style-type: none"> • NO_3^- presque uniquement 	Macroponctuelle ou macrodiffuse	<ul style="list-style-type: none"> • Même source que ci-dessus • Rejets industriels, domestiques de l'agriculture ou des élevages

Figure 4 : Teneurs en nitrates et activités ou occupation du sol (source : Ratel, 1992)

TENEURS	ACTIVITES ET OCCUPATION DES SOLS
Très élevées et croissantes	Occupation urbaine et industrielle dense et/ou agriculture intensive.
Moyennes	Agriculture traditionnelle moyennement intensive, habitat rural dispersé
Faibles	Forêt et zone d'élevage intensif avec des prairies permanentes peu fertilisées.

Le CORPEN précise que les estimations proposées sur les flux de pollution nitraté pourraient être les suivants (en milliers de tonnes de NO_3) :

- Transferts domestiques : 240 à 280,
- Sols cultivés : 1 300 à 1500,
- Industriels : 70 à 100.

Les concentrations en nitrates dans les nappes sont généralement d'autant plus élevées que celles-ci sont sensibles, peu protégées, influencées par l'urbanisation, les sites industriels et l'agriculture ou l'élevage intensif (figure 5). Ces concentrations varient aussi avec la vitesse de circulation-renouvellement des eaux dans les nappes.

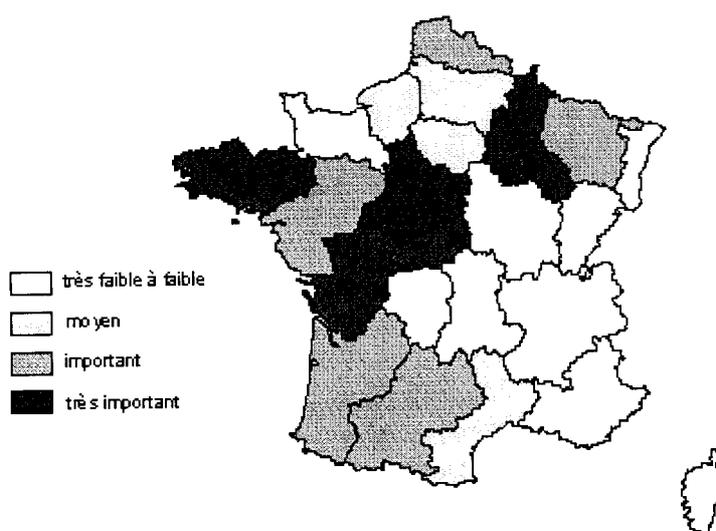


Figure 5 : Forts excédents azotés en Bretagne, Poitou-Charentes, Centre et Champagne-Ardennes – excédents azotés d'après le bilan 1997 de l'azote agricole (source : Agreste et Corpen)

En 1980, le rapport « Activités agricoles et qualité des eaux » du professeur Hénin concluait à l'interaction de plusieurs origines et mettait déjà en évidence le rôle des activités agricoles intensives dans l'accroissement de la teneur en azote des eaux.

En France, l'agriculture représenterait environ les deux tiers des grandes causes de pollution par les nitrates, les usages domestiques deux neuvièmes et l'industrie un neuvième. Les apports d'azote dus à l'eau des rejets domestiques et industriels sont estimés à 340 000 t/an à 10 % près, tandis que les diverses activités agricoles en apportent 720 000 t/an, à 15 % près,

La contribution de la pollution atmosphérique par les pluies est considérée comme plus ou moins faible selon les auteurs et selon les pays. Le CIPEL indique une concentration moyenne de 1,25 mg/l sur le bassin du Lac Léman.

De nombreuses recherches et bilans des activités agricoles ont été réalisés ces dernières années afin de comprendre les mécanismes entraînant cette augmentation continue dans les eaux, L'utilisation d'engrais minéraux n'est pas l'unique source de nitrates. Mais c'est l'ensemble du système de culture et la dynamique du cycle de l'azote qui déterminent le risque d'entraînement des nitrates dans les nappes. Les risques de fuites des nitrates sont liés aux facteurs suivants, dans l'ordre :

- le type de sol et la quantité d'eau drainante,
- la durée d'occupation du sol, la rotation pratiquée,
- la sur-fertilisation azotée.

1.4. Réglementation

1.4.1. Teneurs limites

Faisant suite aux directives européennes n° 75/440/CEE, 79/869/CEE et 80/778/CEE, le décret n°89-3 du 3 janvier 1989 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles, fixe les normes de qualité auxquelles doivent répondre ces eaux. Il est modifié par le décret n°90-330 du 10 avril 1990 et par le décret n°91-257 du 7 mars 1991. Les nitrates apparaissent dans la catégorie des « substances indésirables » avec un niveau guide de 25 mg/l et une concentration maximale admissible (CMA) de 50 mg/l. Le décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 indiquent les nouvelles limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine. (figure 6)

Figure 6 : Normes relatives aux composés azotés (source : Ratel, 1992)

		NIVEAU GUIDE (mg/l) CEE	CONCENTRATION MAXIMALE (mg/l) France
Ammonium	(NH ₄ ⁺)	0.05	4
Nitrites	(NO ₂ ⁻)	-	0,10
Nitrates	(NO ₃ ⁻)	25	50
Azote Kjeldahl	(N)	-	1

La recommandation OMS est de 44 mg/l

Dans une circulaire interministérielle, datée du 2 août 2002 (circulaire DGS/DE/DERF n°2002-438), non publiée au Journal Officiel, les ministres de la Santé, de l'Agriculture et de l'Ecologie et du Développement Durable précisent les modalités de mise en œuvre de plans de gestion en vue de la restauration de la qualité des eaux brutes superficielles destinées à la consommation humaine, lorsque la qualité des eaux brutes excède les limites de qualité, exprimées ci-dessus.

1.4.2. Attitude à suivre selon la teneur en nitrates dans l'eau distribuée

La circulaire du Ministre de la Santé du 9 juillet 1990 sur les « teneurs en nitrates dans les eaux destinées à la consommation humaine » précise les conduites à tenir en vue de la mise en œuvre du décret du 3 janvier 1989 modifié. Ces dispositions sont pour l'heure inchangées.

La consommation d'eau, n'est pas admise dans les cas suivants :

- au-delà de 50 mg/l, eau déconseillée aux nourrissons et femmes enceintes,
- au-delà de 100 mg/l, eau déconseillée pour toutes les catégories de population.

Des dérogations temporaires peuvent être accordées en cas de situation météorologique exceptionnelle si les teneurs ne sont pas susceptibles d'entraîner un risque pour la santé publique, en cas de circonstances accidentelles graves et lorsque l'approvisionnement en eau ne peut être assumé d'aucune autre façon.

Un suivi analytique de l'évolution de la qualité des eaux distribuées, à des fréquences d'échantillonnage plus contraignantes que celles prévues par la réglementation en vigueur, doit être organisé :

- dans le cas des teneurs supérieures à 50 mg/l,
- lorsqu'il est noté une augmentation régulière des teneurs en nitrates, notamment pour des valeurs supérieures à 25 mg/l de nitrates.

Les intervenants sanitaires seront expressément informés de la situation.

Une information systématique et périodique de la population doit être réalisée sur la base des précédentes recommandations sanitaires. Elle doit également être avertie des dangers, qu'il y a à utiliser, comme moyen de substitution au réseau, des puits particuliers, qui n'ont pas fait l'objet d'une vérification récente de qualité. Des doses en nitrates équivalentes, voire supérieures à celles du réseau, peuvent y être rencontrées ; par ailleurs, l'eau peut y être contaminée du point de vue microbiologique.

De plus, le décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales, fixe les limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau, au point de vue physique, chimique et microbiologique. L'article 28 précise que l'utilisation d'une eau superficielle de qualité inférieure à celle fixée en son annexe III, peut être exceptionnellement autorisée :

- s'il est employé un traitement approprié, y compris le mélange, permettant de ramener les caractéristiques de qualité distribuée à un niveau conforme aux exigences limites de qualité,
- et si un plan de gestion des ressources en eau est mis en œuvre à l'intérieur de la zone concernée.

Actuellement, on constate une absence des plans de gestion de la ressource en eau en cas de dépassement de la limite de qualité des eaux utilisées pour la production d'eau de consommation humaine.

1.4.3. Procédés de traitement agréés

Le Ministère de la Santé autorise les procédés de dénitrification biologique et d'échange d'ions.

A ce jour, les différents procédés agréés de dénitrification biologique hétérotrophe sont (circulaires du 24/07/1985, du 07/05/1990 et en 1996) :

- le procédé diffusé par la société Dégremont utilisant de l'acide acétique,
- le procédé diffusé par la société Dégremont utilisant de l'éthanol,
- le procédé diffusé par la société OTV utilisant de l'éthanol,
- le procédé diffusé par la société SAUR, utilisant de l'éthanol.

Un procédé de dénitrification autotrophe sur soufre diffusé par la société OTV est agréé depuis 1985. Le procédé de dénitrification autotrophe par le fer métallique est en cours d'agrément et a déjà reçu l'avis favorable du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France.

Depuis 1985, l'élimination des nitrates par les résines échangeuses d'ions est autorisée. Trois procédés sont homologués et sont diffusés par les sociétés OTV, Dégremont et SAUR. Toutefois, cette circulaire du 23/07/1985 ne concerne que les résines et rappelle les résines utilisables. Cet aspect sera précisé dans la circulaire du 7 mai 1990.

1.4.4. Les textes de référence

La figure 7 synthétise les principaux textes de référence :

Figure 7 : textes de référence (source : Debrieu, 2002)

- **Directive 75/440/CEE du Conseil du 16 juin 1975 modifiée**, concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats membres.
- **Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001**, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.
- **Arrêté du 11 mars 1991**, relatif aux modalités administratives d'information de la Commission des Communautés Européennes en cas d'application des articles 3,17 et 18 du décret n°89-3 du 3 janvier 1989, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles.
- **Arrêté du 26 juillet 2002**, relatif à la constitution des dossiers mentionnés aux articles 5, 10, 28 et 44 du décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 concernant les eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Pour mémoire, deux directives européennes impactent sur la réglementation en vigueur, concernant les nitrates dans les eaux potables : la directive Nitrates du 14 juin 1991 et la directive Eaux Résiduaires Urbaines du 21 mai 1991.

1.5. Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine en France

Les services extérieurs du Ministère chargé de la Santé ont constaté, dès 1975, une augmentation des teneurs en nitrates dans les ressources en eau.

La Direction Générale de la Santé a réalisé une enquête sur les teneurs en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine. Un premier bilan publié en 1982 porte sur les années 1979 à 1981, un second publié en 1988 sur les années 1985 à 1987 et un troisième publié en 1997 sur les années 1993 à 1996.

Au cours des années 1985-1986, environ 1,4 millions d'habitants, soit 2,5 % de la population, ont consommé une eau dont la teneur moyenne a dépassé 40 mg/l ou dont la teneur maximale a dépassé 50 mg/l. Ce constat est le même pour les années 1995-1996.

La cartographie des unités de distribution considérées comme non conformes à la fin de l'année 1995 montre que la moitié Nord du pays est principalement affectée avec les bassins Loire-Bretagne, Seine-Normandie et Artois-Picardie (figure 8).

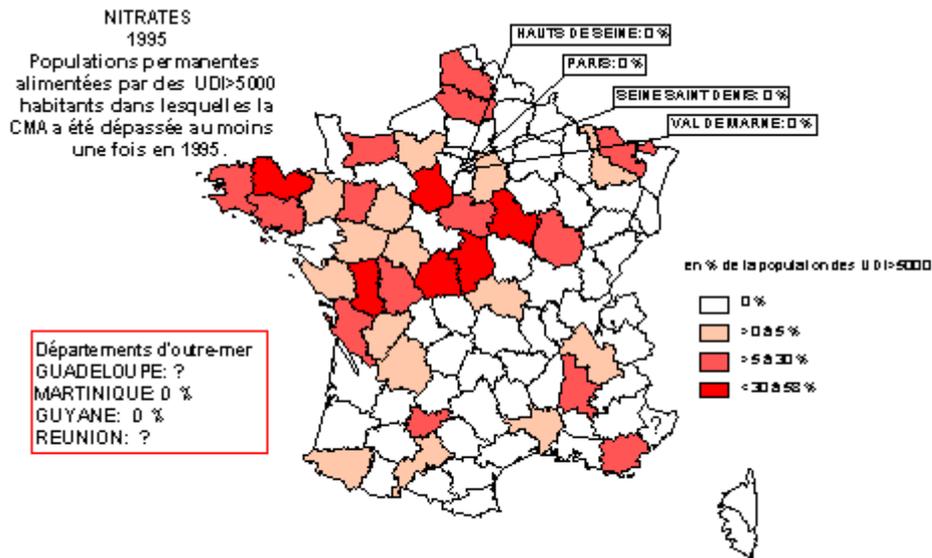


Figure 8 : populations permanentes alimentées par des UDI > 5000 habitants dans lesquelles la CMA a été dépassée au moins une fois en 1995. (source : DDASS – DGS – SISE – EAUX, 1996)

Cette enquête souligne le caractère rural de la pollution azotée. La plupart des Unités de Distribution (U.D.) exposées à des teneurs élevées en nitrates (+ 50 mg/l) :

- sont alimentées par des eaux souterraines.
- sont de petite taille (95 % des U.D. concernées desservent pour chacune d'entre elles moins de 5000 habitants ; près de 70 %, regroupant 14 % de la population exposée, desservent chacune moins de 1000 habitants),
- appartiennent à des communes rurales (90 % des U.D. concernées sont entièrement situées dans des communes rurales, alors qu'environ 40 % de la population exposée vit dans des communes urbaines).

La petite taille des communes concernées peut expliquer la difficulté à mettre en œuvre des solutions techniques dont le coût peut être lourd pour ces collectivités.

Le nombre des U.D. comportant des risques augmente et la teneur moyenne en nitrates s'est dans 60 % environ des cas.

Cependant, on note une diminution de 20 à 25 % des populations exposées à des teneurs élevées en nitrates et la disparition de la plupart des U.D. délivrant des eaux contenant plus de 100 mg/l.

Selon le Ministère de la Santé, le nombre de captages incriminés ira croissant.

Pour information, les DDASS sont équipés d'une base de données SISE-EAUX, qui leur permet de gérer un système d'informations de données administratives, techniques et analytiques de la distribution d'eau potable en France. Cet outil permet :

- de suivre les tendances et une intervention en temps utile,
- de répondre aux situations de crise,
- de simuler les conséquences d'évolutions réglementaires,
- de fournir aux acteurs du domaine de l'eau des informations synthétiques.

1.6. Actions préventives et curatives

La recherche des parades peut s'orienter selon trois voies : prévention, dépollution et évitement.

1.6.1. Mesures préventives

Une action préventive consiste à éviter les risques de pollution ponctuelle ou diffuse, en résolvant le problème à sa source. Il s'agit en particulier de protéger les captages par la mise en place de périmètres dans lesquels les activités humaines potentielles sont réglementées. La protection des eaux souterraines était un des thèmes de réflexion du séminaire de Fontainebleau sur l'utilisation des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable et du colloque de Vittel « Eau 2000 ».

Il s'agit aussi d'organiser une modification des pratiques par une gestion adaptée des rejets ou apports. En 1984, le Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates et les phosphates provenant des activités agricoles (CORPEN) et la Mission Eau-Nitrates ont été mis en place par les Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement. Leur programme d'action concerne l'ensemble des angles d'attaque possibles : recherche, information, formation, amélioration de pratiques agricoles, lutte contre les pollutions ponctuelle. Par exemple le programme « FERTI-MIEUX », associant le CORPEN et l'Association Nationale pour le Développement Agricole, octroie un label aux opérations locales, de façon à promouvoir les méthodes adaptées.

De la même façon, la définition de zones sensibles et de zones vulnérables ou le changement de procédé de fabrication d'un industriel participent aux actions de prévention

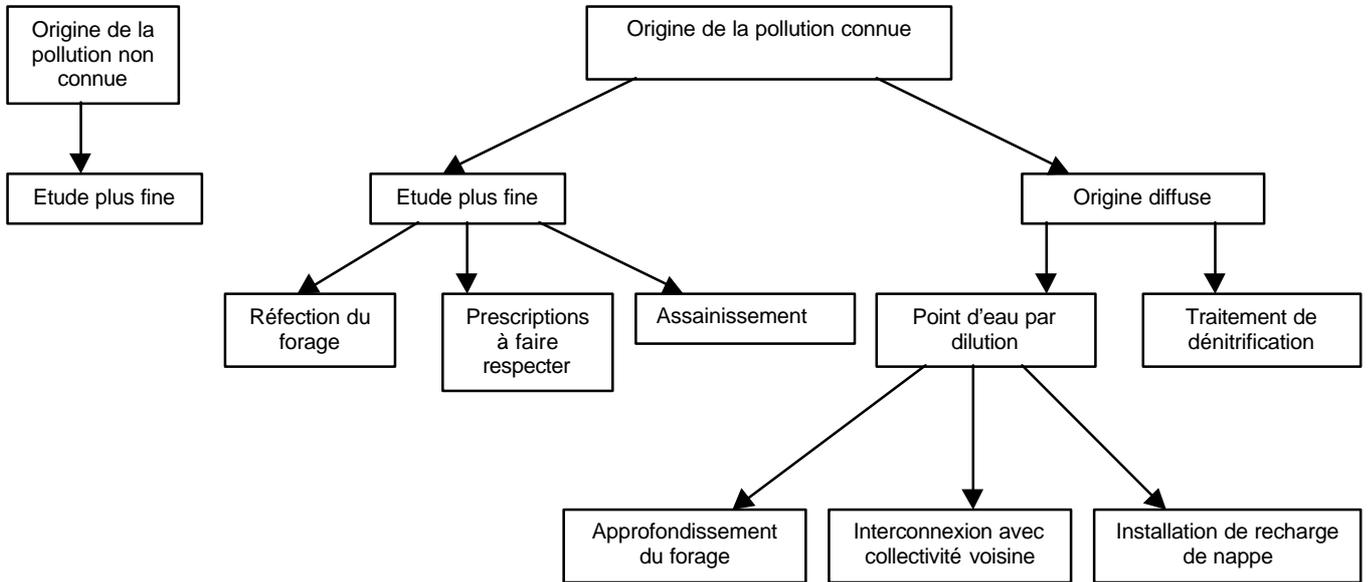
Par ailleurs une action spécifique est entreprise en zone d'élevage dans le but de mieux gérer les déjections animales (capacité de stockage plus importante, recherche de solution pour supprimer les excédents structurels...). Une réglementation plus rigoureuse tant au niveau des stockages que des épandages, renforce l'efficacité du dispositif.

1.6.2. Mesures curatives

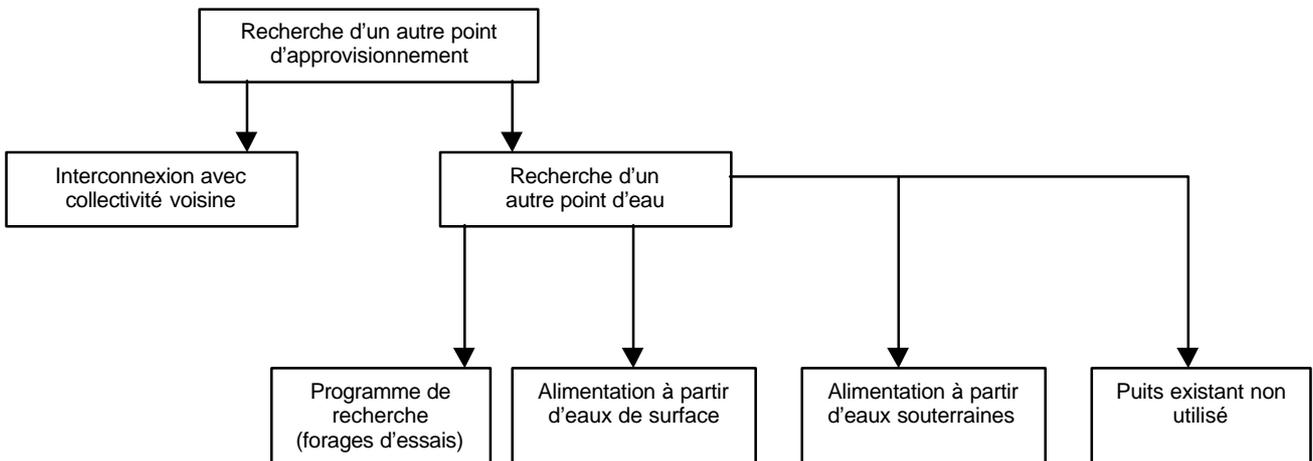
La figure 9 récapitule les différentes solutions possibles.

Figure 9 : Les solutions proposées à court terme (source : Ratel, 1992)

MAINTIEN DU POINT D'EAU :



ABANDON DU POINT D'EAU :



Les techniques curatives mises en œuvre rapportées à la population concernée se répartissent de façon suivante :

• aménagement de captages, protection	7 %
• raccordement à d'autres réseaux	47 %
• nouveaux captages ou forages	23 %
• usines de traitement de dénitrification	13 %
• autres solutions	10 %
	100 %

La réalisation de ces investissements a été encouragée par l'affectation sur les crédits du Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau, de dotations spéciales destinées au financement des travaux pour la qualité de l'eau.

En ce qui concerne le traitement de dénitrification, la figure 10 résume l'ensemble des techniques utilisables.

Figure 10 : Techniques d'élimination des nitrates (source : Debrieu, 2000)

VOIE UTILISEE	PROCEDE	NOMBRE D'INSTALLATIONS	
		France	Europe
BIOLOGIQUE	* hétérotrophe * autotrophe - sur soufre - avec hydrogène	14	5
PHYSICO-CHIMIQUE	* échanges d'ions : - cycle chlorure - cycle bicarbonate - gaz carbonique * osmose inverse * électrodialyse	25	3

(Le nombre d'installations indiquées pour l'Europe est à considérer avec quelques réserves)

1.6.3. Mesures palliatives

Lorsqu'ils existent d'autres ressources non polluées disponibles en quantité suffisante à proximité du captage contaminé, les solutions palliatives peuvent être utilisées. D'une manière générale, elles consistent à diluer les eaux polluées du captage avec d'autres à faible teneur.

Ces solutions ne permettent pas de traiter la pollution, mais de l'éviter souvent temporairement.

Lorsque les mesures palliatives ou préventives ne sont pas envisageables, un traitement d'élimination des nitrates pourra être mis en œuvre. Ces différents procédés de traitements biologiques (dénitrification) ou physico-chimiques (dénitratation) vont être développés dans les chapitres suivants.

2. TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

Les traitements biologiques occupent une place importante parmi les procédés mis en place pour éliminer les nitrates.

La dénitrification biologique permet l'élimination des nitrates par leur réduction en azote gazeux.

Lors de la dénitrification au sens strict (respiration des nitrates, ou réduction véritable) le nitrate joue le rôle d'accepteur d'électrons dans l'oxydation de composés oxydables sous des conditions anaérobies. Le produit ultime de la réduction est l'azote gazeux.

Les bactéries hétérotrophes utilisent comme source de carbone et d'énergie un substrat carboné organique,

Les bactéries autotrophes utilisent une source de carbone minérale et tirent leur énergie de l'oxydation d'un substrat inorganique, hydrogène ou soufre.

2.1. Dénitrification hétérotrophe

Les premières installations françaises d'élimination des nitrates en eau potable ont mis en œuvre la réaction de dénitrification hétérotrophe.

Après une présentation du principe, nous étudierons les procédés agréés utilisés dans les installations existant en France et nous aborderons ensuite les procédés encore à l'étude ou en fonctionnement à l'étranger et leurs particularités face aux premiers.

2.1.1. Principe

La dénitrification hétérotrophe est la réaction la plus utilisée dans les procédés biologiques mis en œuvre à l'échelle industrielle. La réaction peut se schématiser ainsi :



Il existe une vingtaine d'espèces de bactéries strictement dénitrifiantes. Généralement non sporulées, à Gram négatif et anaérobies facultatives, elles appartiennent notamment aux genres *Bacillus*, *Paracoccus* et *Pseudomonas* (*P. denitrificans*, *P. Stutzeri*, *B. Licheniformis*).

Ces bactéries peuvent oxyder un grand nombre de substrats carbonés. Le substrat carboné fournit à la fois l'énergie et le carbone nécessaire au métabolisme et aux synthèses cellulaires. Pour un même nombre d'atomes de carbone, plus le substrat sera réduit, plus grand sera le nombre d'électrons libérés, et plus la chaîne sera courte, plus rapide sera sa dégradation, En dénitrification des eaux potables, le substrat doit bien sûr ne présenter aucune toxicité. Le Ministère Chargé de la Santé a autorisé l'utilisation de l'éthanol et de l'acide acétique.

L'utilisation de l'éthanol ou de l'acide acétique peut être effectuée selon deux voies :

- Par voie énergétique (dégradation du substrat-transfert d'électron)
- Par voie synthétique (élaboration de synthèse bactérienne)

Si on compare les rapports stœchiométriques théoriques, on constate une meilleure utilisation du substrat alcool ($C/N = 0.86$) que du substrat acide ($C/N = 2.24$). La consommation théorique du substrat serait de 3.2 mg de NO_3 éliminé (à moduler en particulier en fonction de la concentration en oxygène dissous).

Les paramètres essentiels jouant sur la vitesse de dénitrification sont les suivants :

- L'oxygène dissous, qui doit être présent en concentration suffisamment faible pour ne pas entraver l'activité des micro-organismes, la dénitrification étant un processus anaérobie,
- Le pH, qui se situe optimalement entre 7 et 8,5,
- La température, qui se situe optimalement entre 15°C et 20°C,
- Le rapport carbone/nitrate (la taux de dénitrification augmente avec la concentration en carbone jusqu'à une valeur maximale à partir de laquelle l'augmentation des concentrations en carbone n'affecte plus la dénitrification),
- Le phosphate, qui est nécessaire à la croissance bactérienne (environ 0,5 mg/l de PO_4)

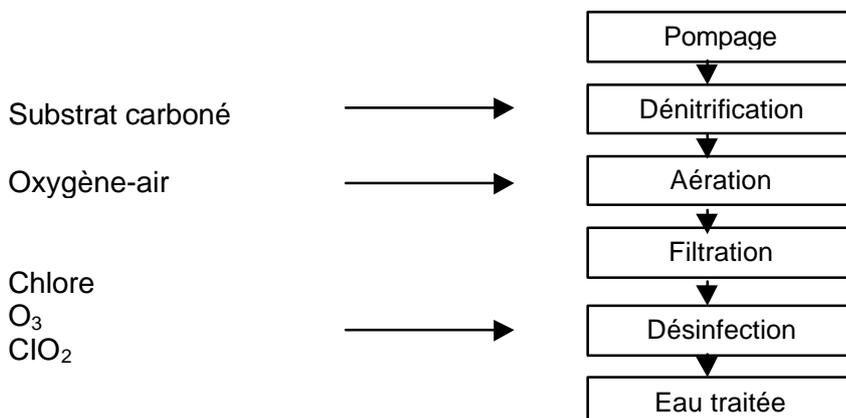
2.1.2. Description des filières en fonctionnement en France

Après une description de la filière type, nous comparerons les procédés de dénitrification actuellement agréés soit Nitrazur de la société Degremont et Biodénit de la société OTV.

Ces agréments sont l'aboutissement d'essais pilotes réalisés soit sur le site d'Elisabethville (78) pour les procédés Degremont, soit sur le site d'Eragny (95) pour le procédé OTV.

2.1.2.1. Filière type de dénitrification

Quel que soit le procédé utilisé, la filière type de dénitrification peut être schématisée de la façon suivante:



L'eau brute traverse un réacteur où la biomasse microbienne réalise la dénitrification.
Des post-traitements (aération, filtration, désinfection) sont réalisés avant la distribution.

2.1.2.2. Schémas des filières

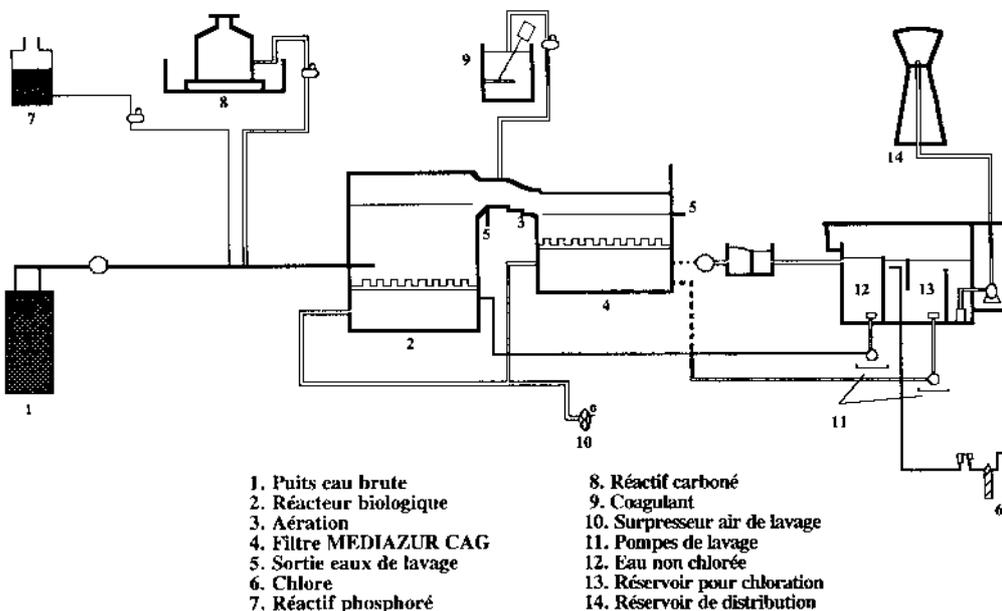
2.1.2.2.1. Filière de traitement du procédé

Le procédé Nitrazur se caractérise par (figure 11) :

- le réacteur de dénitrification , garni de Biolite,
- la cascade d'aération ,
- la filtration sur charbon actif granulé,
- la bache de stockage de l'eau traitée.

Une coagulation sur filtre par injection de chlorure ferrique pourrait être réalisée, l'expérience montre qu'elle n'est pas nécessaire.

Figure 11 : Schéma général du procédé NITRAZUR D (source : TSM)



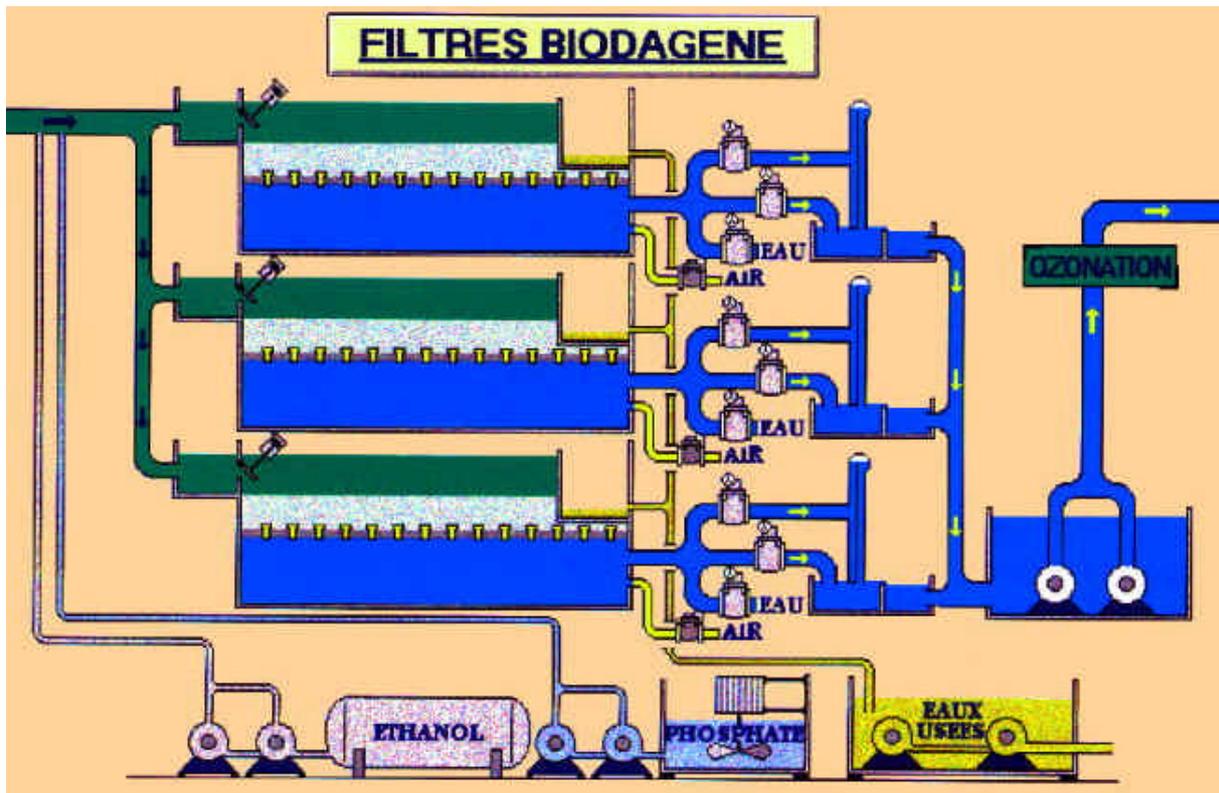
2.1.2.2.2. Filière de traitement du procédé Biodénit (OTV)

La filière comprend (figure 12) :

- un dispositif d'injection d'éthanol éventuellement enrichi en phosphate,

- un filtre biologique anoxique immergé,
- le filtre Biocarbone bicouche charbon actif-sablé,
- une désinfection par le chlore ou tout autre produit oxydant,
- un dispositif de décolmatage du filtre dénitrificateur et du filtre Biocarbone,
- un dispositif d'injection d'air

Figure 12 : Schéma simplifié du procédé Biodénit (Source : site académie d'Orléans-Tours - <http://www.ac-orleans-tours.fr/>)



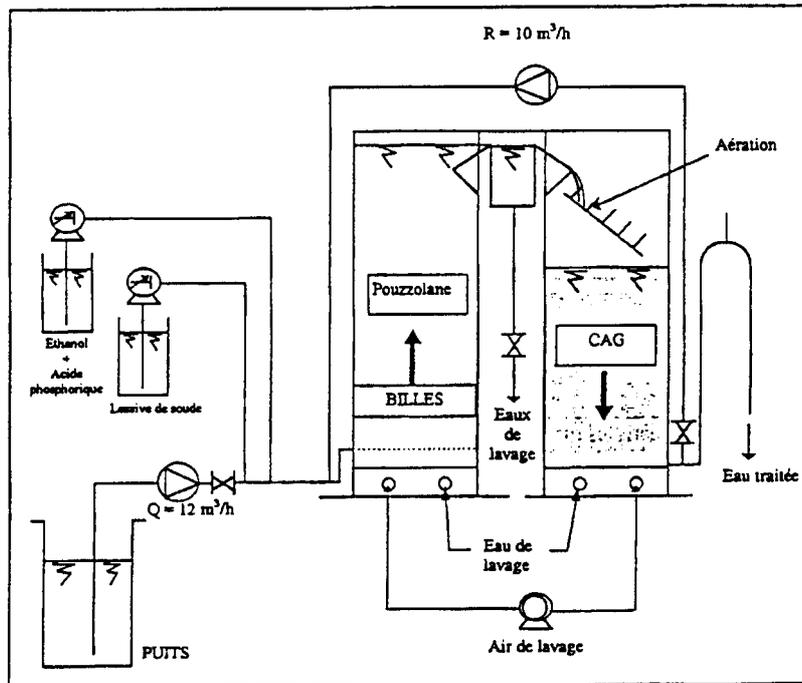
2.1.2.3. Filière de traitement du procédé Nitraflux (SAUR)

Ce procédé (figure 13) utilise un biofiltre à flux ascendant avec la pouzzolane, comme support bactérien. La principale originalité de ce système est le réacteur, muni d'un système de double plancher, dont :

- un premier plancher, muni de buselures, permettant une bonne répartition de l'air et de l'eau de lavage,
- un deuxième plancher, reposant sur un lit de billes de verre, assurant une bonne répartition du flux à traiter,
- un espace muni d'un trou d'homme, séparant ces deux planchers.

L'eau à traiter circule en flux ascendant. Le biofiltre fonctionne à ciel ouvert, permettant ainsi le dégazage de l'azote. L'eau dénitrifiée passe en surverse dans la trémie d'eau sale, puis atteint une cascade, qui permet la réoxygénation et le dégazage éventuel de composés volatils. L'eau est ensuite filtrée sur du charbon actif en grains et chlorée avant distribution.

Figure 13 : Schéma simplifié du procédé Nitraflux (source : eau, industrie et nuisances)



Les procédés sont caractérisés par le type de réacteur, le matériau support des microorganismes, le substrat carboné apporté, le sens du flux dans le réacteur, les post-traitements avant distribution, les lavages, le traitement des eaux de lavage.

2.1.2.3. Réacteurs de dénitrification

2.1.2.3.1. Bactéries et matériau support

- Souche bactérienne

Un ensemencement par inoculum (apport massif de bactéries) est réalisé. Les bactéries dénitrifiantes sont des bactéries banales, présentes dans le milieu naturel. Elles sont donc aussi présentes dans l'eau brute. Sans inoculum, l'ensemencement pourrait être possible, mais beaucoup plus long.

Dans les premières installations de chaque filière (Eragny pour OTV, Château-Landon pour Degrémont, Vauculay pour SAUR), l'inoculum a été préparé à partir des eaux de lavage des filtres pilotes, progressivement concentré par ajout de nitrates et d'une solution nutritive. Pour les installations suivantes, ce sont les eaux de lavage des stations existantes qui sont utilisées.

L'ensemencement est réalisé en 7 à 10 jours à faible débit, après 1 à 3 jours de macération avec l'inoculum. La première mise en route nécessite environ un mois pendant lequel l'eau est rejetée à l'égout.

• **Fixation des bactéries**

Si les stations d'épuration utilisent généralement des systèmes à bactéries libres, les stations de dénitrification en eau potable fonctionnent selon des systèmes à bactéries fixées. Ces dernières, comparativement, présentent l'avantage d'un très haut niveau de concentration de la biomasse, donc d'un rendement meilleur, et ne nécessitent pas de clarificateur.

La fixation sur support minéral peut être établie dans un réacteur biologique soit sur lit granulaire mobile (lit fluidisé), soit sur lit granulaire fixe (biofiltration),

En lit fluide, la taille des particules minérales est inférieure à 1 mm et le flux d'eau à traiter est ascendant avec une vitesse telle que la fluidisation est obtenue. L'avantage d'une granulométrie fine, donc d'une surface de biofilm, par unité de volume, élevée est une concentration très grande de bactéries dénitrifiantes donc des rendements de dénitrification intéressants. Les problèmes de colmatage sont également évités.

En lit fixe, la taille des particules minérales est supérieure à 1 mm, le flux d'eau est ascendant mais à une vitesse telle qu'il n'y a pas fluidisation ou à flux descendant. La biomasse produite reste stockée dans les interstices du matériau. Cette technique présente une plus grande simplicité de mise en œuvre.

Comparés au lit fixe, les inconvénients du lit fluidisé sont :

un maintien du lit en expansion délicat et s'accommodant mal d'un fonctionnement discontinu, limitant son utilisation à la dénitrification des eaux peu polluées (eau de surface).

une fuite des matières en suspension, les boues produites issues de la croissance bactérienne étant éliminées avec l'eau traitée, d'où la nécessité d'un traitement de clarification en aval.

Les procédés Biodénit, Nitrazur et Nitraflux fonctionnent par biofiltration, nous verrons plus loin des expériences sur lits fluidisés.

• **Matériau support**

Le matériau support doit posséder une grande surface spécifique, une macroporosité importante, une faible densité et une résistance élevée à l'abrasion. Les bactéries se fixent préférentiellement sur les argiles, leur structure en feuillet leur donne des propriétés de surface qui permettent l'accrochage bactérien,

Le réacteur Biodénit est garni de Biodagène argile étudiée pour favoriser l'accrochage des bactéries dénitrifiantes, Le réacteur Nitrazur est garni de Biolite, argile extrudée, comportant une multitude de microporosités de surface servant de sites d'ensemencement. Le réacteur Nitraflux est garni de Pouzzolane, roche minérale d'origine volcanique, qui présente une grande surface spécifique, une macroporosité importante et une forte résistance à l'abrasion.

Le choix de la granulométrie est un compromis, sachant que des matériaux de petite taille permettront un meilleur rendement, mais conduiront à un colmatage plus rapide d'interstices libres. La granulométrie varie entre 3 et 6 mm pour le matériau Biodagène de Biodénit, entre 1,7 et 2,7 mm pour la Biolite de Nitrazur.

La quantité de nitrate éliminée va dépendre d temps de contact, qu'il est possible de faire varier en modifiant la charge hydraulique(vitesse de filtration pour un filtre donné) ou la hauteur de garnissage.

Dans les réacteurs Nitrazur, la hauteur de couche du support est de 2 à 4 m pour une vitesse de 8 à 10 m³/m²/h pour une élimination de 25 mg/l d'azote nitrique avec un rapport C₂H₅OH/N constant.

La hauteur de la couche support du réacteur Biodénit, pour une même élimination, est de :

- 1 m pour une vitesse de 5 à 6 m³/m²/h
- 1 m 50 pour 8 m³/m²/h
- 2 m 50 pour 10 m³/m²/h

Pour le réacteur Nitraflux, les performances observées sont récapitulées dans le tableau suivant :

PERFORMANCES	SITE DE VAUCULAY
Concentration de nitrates moyenne sur eau brute (mg/l)	80
Concentration de nitrates moyenne sur eau traitée (mg/l)	16
Vitesse (m/h)	12
Durée des cycles (h)	48
Charge appliquée (kg N-NO₃ / m³ de matériau)	1,75
Charge éliminée (kg N-NO₃ / m³ de matériau)	1,4
Rendement de dénitrification (%)	80
Taux de traitement en éthanol (g/m³)	36
Ratio (g d'éthanol/ g de nitrates éliminés)	0,56

2.1.2.3.2. Substrat et réactifs complémentaires

• Nature ou substrat carboné

Les filières OTV et SAUR utilisent l'éthanol comme substrat carboné.

La filière Degrémont peut utiliser l'acide acétique ou l'éthanol. Toutefois dans le cas d'eau peu minéralisée, il est nécessaire d'utiliser l'éthanol et non pas l'acide acétique (baisse importante du pH). Le choix premier de l'acide acétique par Degrémont au départ (agrément de 1981) a des raisons économiques, l'acide acétique étant alors moins cher. Ainsi, l'installation de Château-Landon fonctionna 18 mois d'abord à l'acide acétique. Actuellement, toutes les installations existantes fonctionnent avec de l'éthanol. La production de boues est moindre avec le substrat éthanol qu'avec le substrat acide acétique.

L'acide acétique doit être de qualité alimentaire, l'éthanol également mais dénaturé. La dose de substrat carboné à introduire est fonction de la quantité de nitrates à éliminer (circulaire du 24/07/1985).

Un apport de phosphate peut être nécessaire. Une injection de phosphate de qualité alimentaire (teneur de l'ordre de 0,5 mg/l) est alors effectuée.

2.1.2.3.3. Technologie des réacteurs

Le sens du passage de l'eau dans le réacteur peut être ascendant (et alors à co-courant de l'azote libéré) ou descendant.

Le procédé OTV utilise un flux descendant dans un biofiltre fermé, sous légère pression et les procédés Degrémont et SAUR un flux ascendant.

Avec un courant ascendant, l'azote gazeux libéré ne s'accumule pas au sein de la masse filtrante. Les bulles d'azote sont entraînées vers le haut. Au contraire à courant descendant, des précautions sont à prendre quant à la granulométrie pour limiter les risques d'accumulation gazeuse.

Mais le courant descendant présente l'avantage d'un système plus simple à réaliser.

2.1.2.4. Post-traitement d'affinage avant distribution

A la sortie du filtre de dénitrification, la qualité de l'eau produite n'est pas satisfaisante en ce qui concerne les critères oxygène dissous, turbidité, teneur en carbone organique total.

Il est donc nécessaire de réaliser plusieurs traitements avant la distribution : aération, filtration, désinfection.

Dans la filière Degrémont [64], il y a aération en cascade, filtration sur CAG (Charbon Actif Granulaire) et chloration. L'aération va permettre la réoxygénation de l'effluent saturé en azote.

La filtration sur charbon actif va permettre :

- l'élimination biologique du résiduel de carbone organique,
- la rétention des floccs résiduels s'échappant du réacteur,
- l'élimination des mauvais goûts et de certains micropolluants présents dans l'eau brute
- l'élimination de nitrites éventuellement présents.
- La chloration est l'étape finale de désinfection.

Si des nitrites apparaissent en cours de dénitrification, ils seront éliminés au cours de l'étape de filtration sur CAG par oxydation, c'est-à-dire nitrification par biomasse autotrophe nitrifiante.

Dans la filière OTV, une filtration sur charbon actif aéré est réalisée selon le procédé Biocarbone, couplant les deux premières étapes (aération, filtration).

Le filtre aéré Biocarbone est bicouche :

- une couche de charbon actif aéré dans la masse permet :
- la réoxygénation de l'eau dénitrifiée la dégradation de la fraction biodégradable du COT (Carbone Organique Total) par la biomasse hétérotrophe développée et fixée sur le charbon actif, soit directement par adsorption sur la membrane biologique, soit après adsorption sur charbon actif
- l'élimination de tout excès d'éthanol

- la nitrification par une biomasse autotrophe nitrifiante permettant l'élimination de l'ammoniac en excès dans l'eau brute et l'oxydation par nitratisation des nitrites éventuellement présents
- une couche de sable de fine granulométrie retient la totalité des MES.

La filière SAUR utilise aussi une filtration sur charbon actif.

L'ensemble de ces procédés a une phase de chloration, étape de désinfection finale.

SOGEA et l'IFTS étudient actuellement la faisabilité de l'utilisation de la microfiltration tangentielle après un réacteur de dénitrification biologique. La seule opération de microfiltration tangentielle remplacerait alors les étapes de filtration dans la masse et désinfection.

2.1.2.5. Eaux de lavage

• Description de l'eau de lavage des filtres

Dans **le réacteur**, la dénitrification entraîne une production de boues, due à la croissance bactérienne. L'enrobage progressif du support provoque le colmatage du réacteur. La quantité de boues dépend de la teneur en nitrate à éliminer, de la nature du substrat carboné et de la concentration en oxygène dissous de l'eau brute. La biomasse bactérienne en excès doit être évacuée par lavage, tout en gardant suffisamment de sites d'ensemencement dans les microporosités pour le redémarrage.

Il est également nécessaire d'éliminer les MES retenues par le **filtre CAG**, lors du post-traitement.

Les lavages se font par détassage avec faible courant d'air, puis air et eau, élimination des boues par un courant d'eau seul. L'eau utilisée pour le lavage est une partie de l'eau traitée avant la chloration. Le décapage complet du matériau n'étant pas recherché, les pertes en eau sont réduites au minimum (3 à 6 % pour le lavage du réacteur et du filtre CAG à Champfleur selon le débit).

La fréquence des lavages est déterminée pour chaque installation : 24 ou 48 heures pour le réacteur et 1 à 2 fois par semaine pour le filtre CAG dans le cas de la filière Degrémont.

Un lavage efficace et régulier du réacteur est nécessaire, sa fiabilité étant liée à l'efficacité du décolmatage. Un cycle trop long provoque le vieillissement des boues. Cela peut conduire à l'apparition de nitrites dans l'eau qui sort du réacteur : un excès de biomasse provoque des passages préférentiels, des temps de séjour trop courts et un déséquilibre dans la répartition des espèces bactériennes (concurrence des bactéries strictement dénitrifiantes par des Entérobactéries).

En ce qui concerne la reprise de dénitrification, malgré l'oxygène dissous introduit par le lavage, le rendement nominal est obtenu au bout de 40 minutes environ.

• Elimination de l'eau de lavage des filtres

Après le traitement biologique, les nitrates sont réduits en azote gazeux relâché dans l'atmosphère.

Toutefois, nous venons de voir qu'il y a production de boues et qu'il est donc nécessaire d'évacuer les eaux de lavage du réacteur et du filtre.

Les eaux de lavage sont dirigées la plupart du temps vers la station d'épuration. Dans le cas du procédé Nitraflux, une valorisation agricole est possible.

Les réalisations existantes sont recensées dans le chapitre 4, paragraphe 4.1.

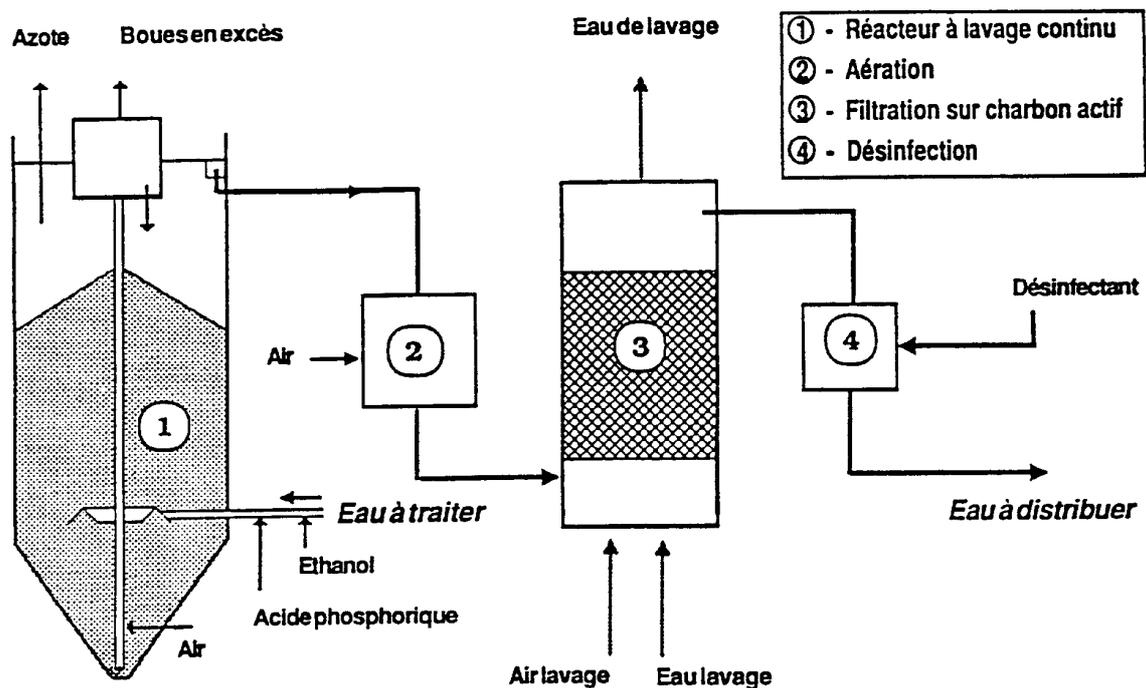
2.1.3. Autres procédés : en cours d'études ou en fonctionnement à l'étranger

2.1.3.1. Procédé SOGEA

La société SOGEA a mis au point un procédé breveté de dénitrification hétérotrophe. Des expérimentations ont été menées au Centre de Recherche de Maxéville et une installation semi-industrielle réalisée.

Si la ligne de traitement SOGEA (figure 14) suit toujours la filière type de dénitrification décrite plus haut, elle se distingue des procédés OTV et Degrémont par un réacteur à élimination continue de la biomasse en excès.

Figure 14 : Filière de traitement du procédé SOGEA (source : TSM)



L'eau brute, additionnée d'éthanol et d'acide phosphorique, est introduite dans le réacteur à flux ascendant, elle traverse un lit de sable, support de la biomasse dénitrifiante.

L'élimination de la biomasse en excès est réalisée par :

- prélèvement en continu du sable, à la base du lit et au moyen d'un éjecteur pneumatique (airlift),

- lavage dans un dispositif situé à l'extérieur du lit,
- réintroduction dans la partie supérieure du lit.

Le sable traverse donc le réacteur de haut en bas, à contre-courant des eaux traitées. Une faible vitesse de circulation du sable (quelques mm/mn) permet des durées de cycles de quelques heures.

La charge hydraulique appliquée étant comprise entre 5 et 20 m³/m²/h, le lit se comporte comme un lit fixe tant sur le plan hydraulique que pour la capacité de rétention de la biomasse.

Selon les auteurs, les avantages de ce procédé sont de maintenir constants les paramètres physiques et biologiques du réacteur (perte de charge, rendement) et de fonctionner à très fortes charges en nitrates.

2.1.3.2. Procédés à lit fluidisé

Actuellement, les installations françaises fonctionnent selon des procédés à lits immergés immobiles. Dans le réacteur SOGEA, le lit se comporte également comme un lit fixé. Toutefois, des expériences ont déjà été menées sur lits fluidisés (figure 15).

Figure 15 : Expériences avec procédés biologiques pour l'élimination des nitrates (source : Ratel, 1992)

Procédé	Localisation	Concentration en mg NO ₃ -NL à l'entrée	Pourcentage de réduction
Filtre biologique			
- Grandeur réelle	Eragny-France	13.5	50
- Grandeur réelle	Eragny-France	37.9	94
- Pilote	Grande-Bretagne	NC*	78-100
Lits fluidisés			
Pilote ((26-45 mg methanol/L)	Bucklesham – Grande Bretagne	14	100
Grandeur réelle	Stevenage – Grande-Bretagne	15	63
Pilote	Elisabethville – France	34 mg/l	85
Disque biologique rotatif			
Grandeur réelle (méthanol CN = 2.6l)	La Verne – Californie	60-80	91-93
Traitement par le sol			
- Grandeur réelle (infiltration sur dune)	Castricum – Pays-Bas	22.5	72
- Grandeur réelle (infiltration sur berge)	Rhine River – Allemagne	NC*	75
Dénitrification autotrophe			
- Pilote	France	18.1	90-100
- Pilote	Eragny – France	109-168	78-85
- Pilote	Pays-Bas	65-70	>90

NC : Non connu

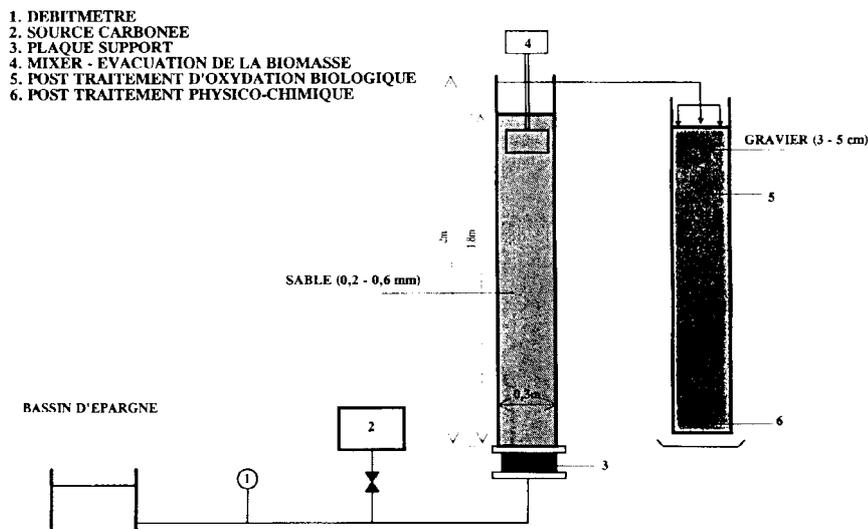
Les avantages et les inconvénients de ces systèmes sont liés à la granulométrie du matériau support. Le figure 16 compare les différents procédés de dénitrification et en particulier, pour les procédés hétérotrophes, les lits fixés et les lits fluidisés.

Figure 16 : Représentation de l'unité de dénitrification biologique (source : Ratel, 1992)

Paramètres	Procédés hétérotrophes		Procédé autotrophe Avec H ₂ donneur d'électron (H. Gros et al 1987)
	Lit fluidisé	Lit fixe	
Type d'eau	Eau de surface	Eau souterraine	Eau souterraine
Vitesse filtration	22 m/h	8 m/h	50
Temps de rétention	13 min.	15 min.	60 min.
Biomasse	15 g/l	5g/l	>
Support	Sable 0.3 à 0.5 mm	Schistes 3 à 6 mm	Supp. Tridimensionnel
Principe de filtration	Flux ascendant	Flux descendant sous 1 bar de pression	Flux ascendant sous 4 à 6 bars de pression
Hauteur du lit	4 m évoluant vers 5 m	2 m	4 réacteurs de 5 m de hauteur
Rendement NO ₃ ⁻ /m ³ j	A 2°C 6.5 kg O ₂ /m ³ 8.75 kg NO ₃ ⁻ /m ³ j	À 10°C - 6 à 7 kg NO ₃ ⁻ /m ³ d	A 10°C - 13 kg NO ₃ ⁻ /m ³ (valeur moyenne)
Elimination de la biomasse	Séparation mécanique de la biomasse et du sable	Lavage à contre courant	Lavage de bas en haut
Source carbonée	Méthanol	Ethanol	CO ₂ +HCO ₃ ⁻
Traitement final	Aération Floculation Filtration sur sable et charbon actif Désinfection	Filtre bio-carbone + Sable Désinfection	Aération Filtre double couche Désinfection

La technique à lit fluidisé a été retenue, entre autre, pour la dénitrification dans le centre de production d'eau du Blankaart en Belgique. Une installation industrielle est aujourd'hui en production en Belgique. La ligne de dénitrification est résumée dans la figure 17.

Figure 17 : Représentation de l'unité de dénitrification biologique (source : TSM)



Actuellement en France, l'unité de recherche Traitement Biologique des Eaux de l'INSA de Toulouse et sa cellule de valorisation (IDE Environnement) mène des essais de dénitrification en lit fluide avec un nouveau matériau OSBG (Optimized Support for Biological Growth). Après 4 mois d'expérimentation, le procédé permet d'éliminer 3 kg N.NO₃-7m³/j. Une très bonne stabilité du processus est observée, ainsi qu'aucune perte de particule. Toutefois, une accumulation importante de nitrites est signalée et pourrait provenir d'une étape limitante au niveau de la cinétique enzymatique et/ou d'une inhibition par un taux important de nitrates (150 mg NO₃-/l). La figure 18 donne les caractéristiques, conditions de fonctionnement et résultats obtenus sur cette unité de lit fluidisé OSBG et sur trois autres unités fonctionnant avec Nitrazur ou Biodénit ou Nitraflux.

Figure 18 : Comparaison des performances du procédé en lit fluide OSBG et deux procédés en lit immergé (source : Debrieu, 2000)

	NITRAZUR CHATEAU LANDON (PARTOS 1986)	NITRAZUR CHAMFLEUR (RICHARD 1986)	BIODENIT ERAGNY (PHILIPPOT 1986)	UT FLUIDE
CARACTERISTIQUES DES REACTEURS DE DENITRIFICATION				
Débit (m ³ /h)	30 à 50	35 ou 70	80	2. 10-2 et 3. 10-2
Surface (m ²)	64	8.5	4/9	8. 10-2
Matériau	Biolite L	Biolite L	Biocamine	OSBG
Hauteur du matériau	3	3	2.1	1
Flux	Ascendant	Ascendant	Descendant	Ascendant
CARACTERISTIQUES DE L'EAU A TRAITER (mg/l)				
NO ₃	87.5	72	62-67	150
NO ₂	0-0.5	0	< 0.02	0
NH ₄	0	0	< 0.05	-
PO ₄	-	-	0.05	-
COT	-	-	1.5-1.8	-
O ₂	6.8	5.6	-	6-8
REACTIF				
Substrat carboné	Ac. Acétique (40-70 mg/l)	Ethanol (20 à 30 mg/l)	Ethanol (33 mg/l)	Acétate de sodium (60 mg/l)
Additifs	H ₃ PO ₄ (0.5 mg/l)	H ₃ PO ₄ (0.5 mg/l)	NaH ₂ PO ₄ (1.4 mg PO ₄ /l)	NaH ₂ PO ₄ (2 mg P.PO ₄ /l) NH ₄ Cl (3 MG N.NH ₄ /l)
BILANS				
Charges appliquées (kg N.NO ₃ /m ³ .l)	1	0.54	2.71	2.3 (à 20 l/h) 3 (à 30 l/h)
Charges éliminées (kg N.NO ₃ /m ³ .l)	0.64	0.22	2.71	2.1 (à 20 l/h) 2.8 (à 30 l/h)
Charges en COT consommées (kg COT/m ³ .l)	1.1	0.4	3.2	2.5 (à 20 l/h) 2.45 (à 30 l/h)
Rapport COT consommé /N.NO ₃ éliminé	1.7	1.8	1.2	1.2 1.13
PRODUCTION DE BOUES				
Substrat de synthèse	AC. Acétique	Ethanol	Ethanol	Acétate de sodium
Bilan réthorique (g de boue produite/g de N.NO ₃ éliminé)	2.37	0.42	0.42	2.37
Bilan expérimental (g de boue produite/g de N.NO ₃ éliminé)	0.46	0.75-0.8	0.6	0.5 (à 20 l/h) 0.65 (à 30 l/h)
STABILITE DU PROCEDE				
Durée du cycle	24 à 48 h	24 à 48 h	84 h	Une semaine à un mois
Temps de	1 h	1 h	1 h	10 min

2.1.3.3. Dénitrification in « situ »

Parallèlement aux procédés de dénitrification biologique « hors-sol », des procédés d'élimination des nitrates sont étudiés au niveau du puits de captage. Procédés dits « rustiques », ils seraient applicables surtout aux petites unités de distribution (- de 5 000 à - de 10 000 habitants),

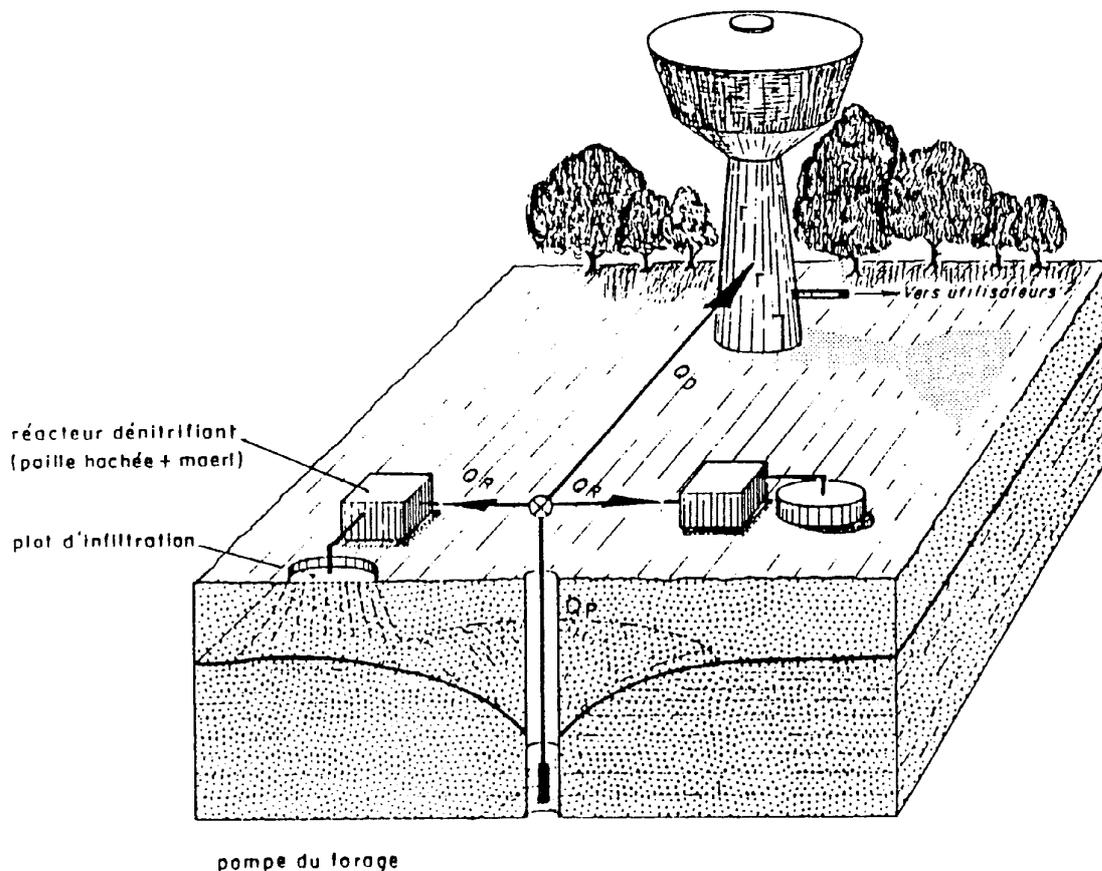
Plusieurs procédés ont été expérimentés ou sont en cours d'étude.

2.1.3.3.1. Procédé BRGM/SAFEGE

La réduction des nitrates avec consommation d'un substrat hydrocarboné et production d'azote est réalisée dans un filtre. Cette procédure exploite des bactéries hétérotrophes fixées. Le substrat hydrocarboné est de la paille ou de la cellulose, A ce matériau sont associés des phosphates et un support minéral tampon. L'eau à la sortie du filtre réacteur est réinjecté dans la nappe.

Breveté en 1983, ce procédé a été expérimenté en pilote industriel sur les sites de Messac (Ille-et-Vilaine) et de Breuilpont (Eure). La figure 19 résume ce procédé : une partie de l'eau brute pompée dans le forage passe dans le réacteur rempli d'un « mélange dénitrifiant » puis retourne par le sol et le sous-sol vers le forage.

Figure 19 : Principe de procédé BRGM/SAFEGE (source : BRGM)



2.1.3.3.2. Procédé BURGEAP

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 nitratée de la nappe à hauteur de 44mg/l.

2.1.3.3.3. Autre procédé de dénitrification "in situ"

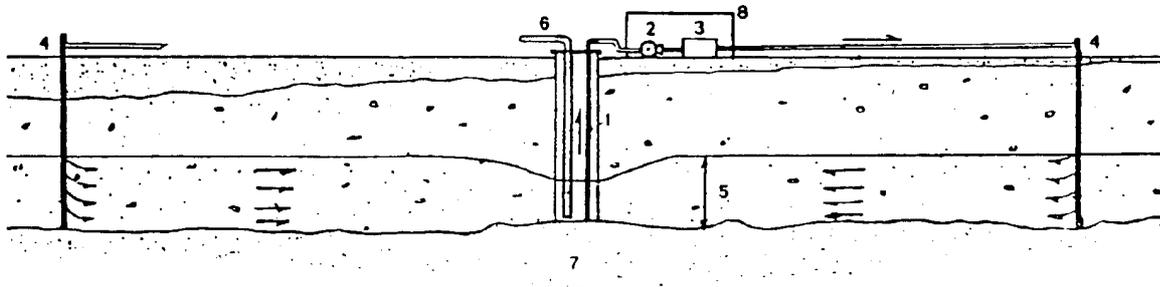
Le principe du procédé consiste à injecter dans la nappe, à proximité d'un puits de captage d'eau potable un composé organique dans l'aquifère afin de stimuler le développement d'une flore bactérienne dénitrifiante.

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 20 résume ce procédé.

Figure 20 : Schéma du réacteur « in situ » (source : CNRS)



- | | |
|---|--|
| 1 - Tuyau d'aspiration d'eau de nappe | 5 - Epaisseur de la nappe souterraine |
| 2 - Pompe d'injection du système | 6 - Tuyau principal d'alimentation de la ville |
| 3 - Cuve de substrat carboné | 7 - Marnes imperméables |
| 4 - Puits d'injection de la solution carbonée | 8 - Cabane de chantier |

Une expérience analogue par le CEMAGREF Bordeaux / CNRS / Université de Bordeaux I a été effectuée sur des eaux de drainage agricole, durant les années 2000-2001.

2.2. Dénitrification autotrophe

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

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.

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 nitrates en azote gazeux. Le pH de l'eau augmente au cours de la réaction. En pratique, 9g d'H₂ sont nécessaires pour éliminer 100 g de nitrate.

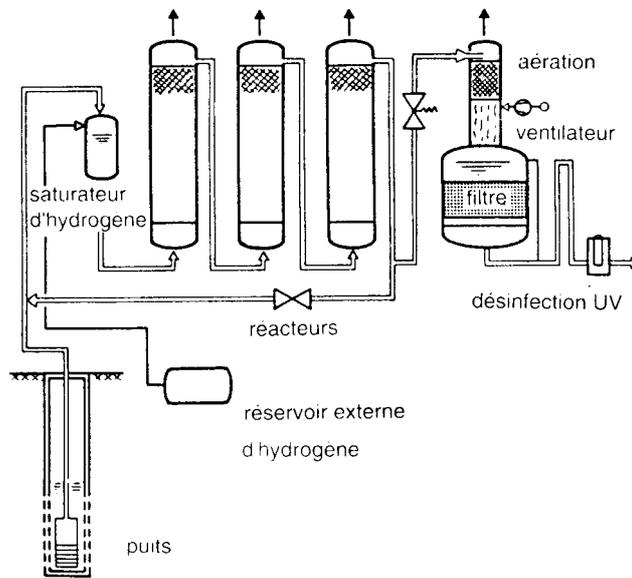
2.2.1.2. Expériences

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

A un stade industriel, l'installation de Rasseln (Service des Eaux de Mönchengladbach) en RFA fonctionne avec Denitropur, procédé développé par une équipe suisse et allemande (Société Sulzer). Des installations en Suisse utilisent aussi ce procédé.

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 21 schématise la filière de traitement.

Figure 21 : Schéma de l'installation industrielle de Mönchengladbach



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.

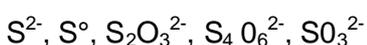
2.2.2. Dénitrification sur support soufré

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. Expériences

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.

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, phosphates, bicarbonates et ammoniacale 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.

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

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.

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**. 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.

2.2.3. Dénitrification par le fer métallique

2.2.3.1. Principe

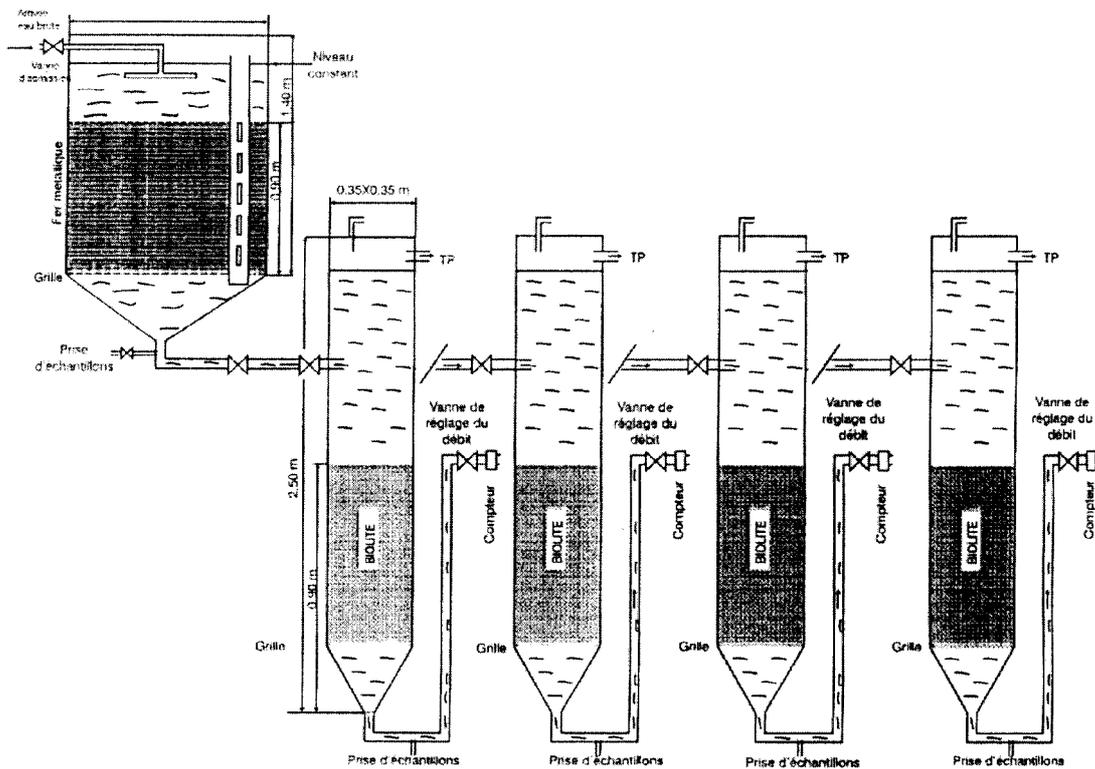
Le principe de ce procédé se base sur la dénitrification autotrophe, avec pour accepteur d'électrons le fer métallique.

Les différents processus rédox pouvant se produire en milieu naturel montrent que la dénitrification d'eaux pauvres en matières organiques est également possible en présence de fer ferreux. La SAGEP a donc essayé de reproduire ce phénomène en faisant passer l'eau dans un réacteur contenant du fer métallique, puis sur un filtre à sable pour éliminer nitrites, ammoniacque et fer générés lors de la dénitrification. Des copeaux de fonte ont été ici retenus pour l'expérience.

2.2.3.2 - Expériences

Le synoptique du pilote de recherche est le suivant (figure 22) :

Figure 22 : pilote SENEQUE de la SAGEP (source : AESN)



L'efficacité du système a été prouvée (50 % d'abattement pour un temps de contact de 1h30), mais les copeaux de fonte se colmatent par un précipité de CaCO_3 . Un système de décarbonatation par microélectrolyse (ERCA2), installé en amont, est couplé avec le procédé de dénitrification ; ce qui permet d'adoucir et de dénitrifier l'eau.

Les coûts énergétiques ne permettent pas une exploitation industrielle. Toutefois, ce procédé sera installé à Dreux avec une acidification au CO_2 , moins chère que ERCA2.

3. Traitements physico-chimiques

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).

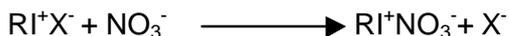
3.1.1. Principe de l'échange d'ions

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 la société OTV),
- NCC-SOGEA (déNitrification Contre Courant de la société SOGEA).
- Dénitrasaur, puis Nitracycle (de la société SAUR),

3.1.2.1. Filières types

- Cas de l'eau de forage

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

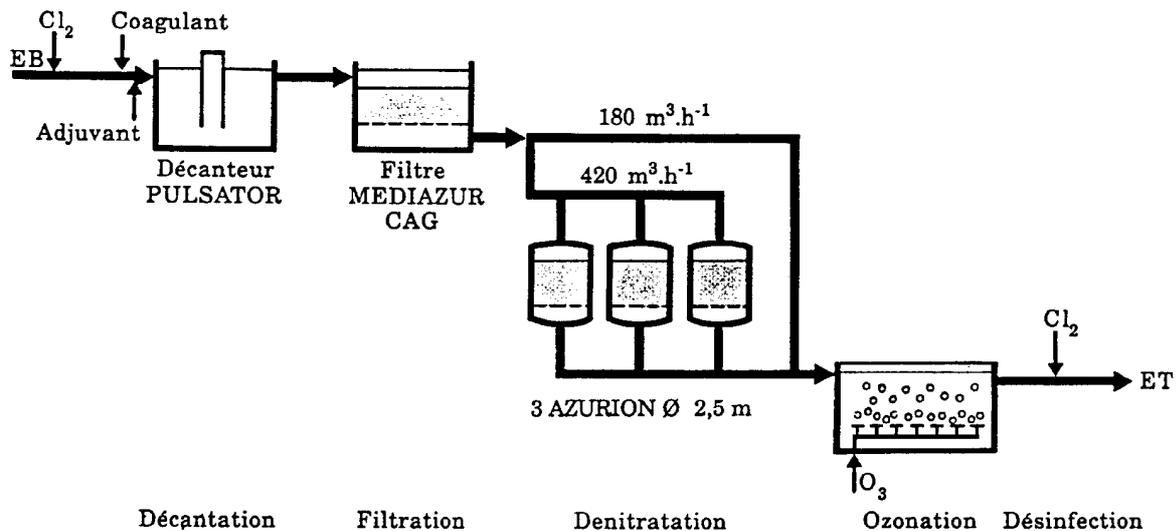
- Cas de l'eau de surface (figure 23)

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.

Figure 23 : Schéma de principe d'Azurion (source : TSM)



Elle traite une eau de surface.

Après chloration, l'eau de la rivière 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 dénitruration 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.

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.
- 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. *Eaux et Résines*

• **Eaux à traiter**

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	HP 494
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 latriméthylamine.

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. 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.

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

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'élution 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

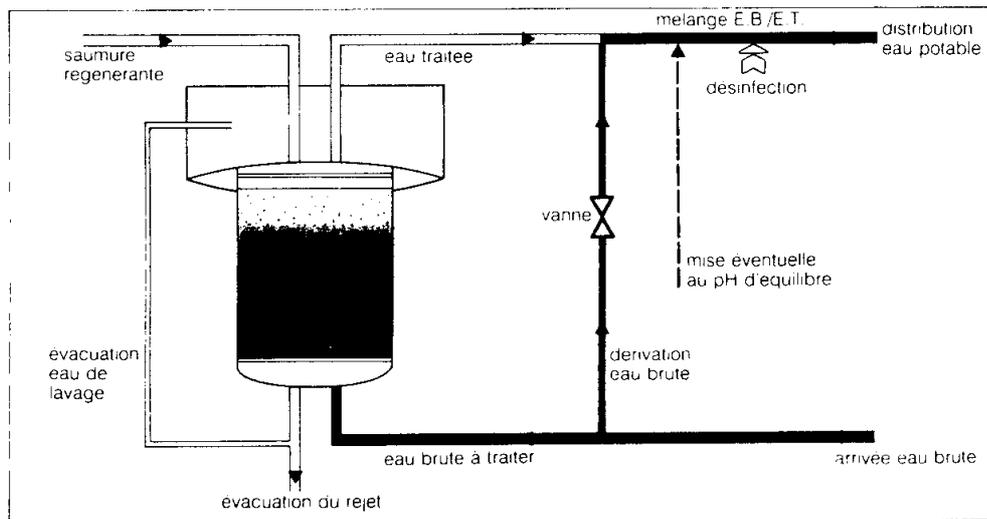
Elle dépend fortement de la composition de l'eau et en particulier de la teneur en nitrates, en sulfates et en bicarbonates.

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 Dénitrasaur, 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 24.

Figure 24 : Procédé Nitracycle (SAUR) : schéma de principe (source : eau, industries et nuisances)



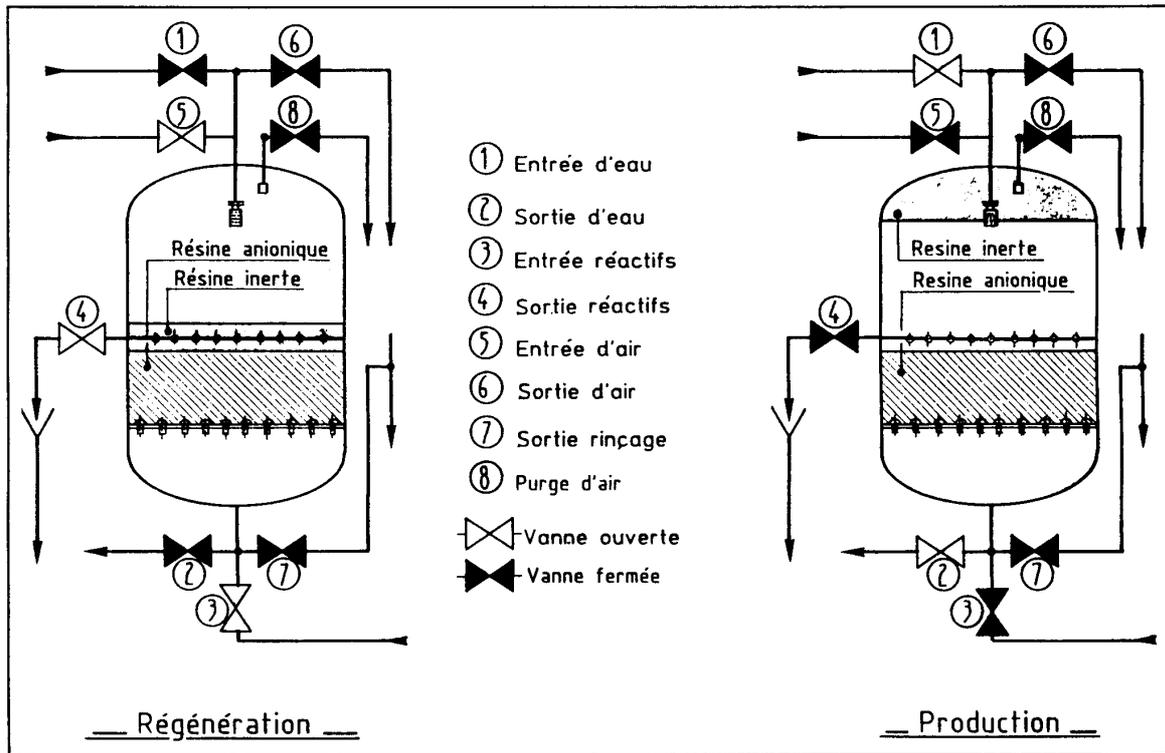
Le procédé NCC-SOGEA utilise la technique dite des « lits flottants ». Un développement particulier de la géométrie de l'échangeur a été étudié afin d'en obtenir son application spécifique, principalement pour la conception des planchers crépines par utilisation de buselures spéciales en polyprène,

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 (figure 25).

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 stœchiométrie.

Figure 25 : Ecodenit (OTV) : régénération à contre-courant (blocage à l'air) (source : OTV)

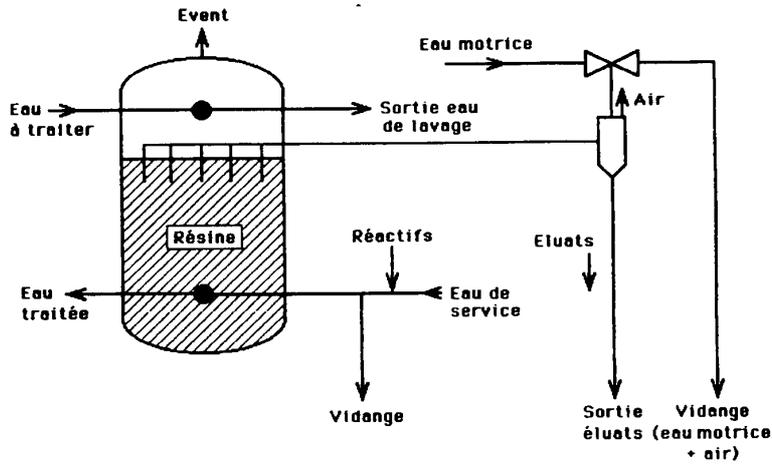


Dans le procédé Azurion, la mise en œuvre de la régénération (à courant ascendant) peut se faire selon deux techniques (figures 23 et 26) :

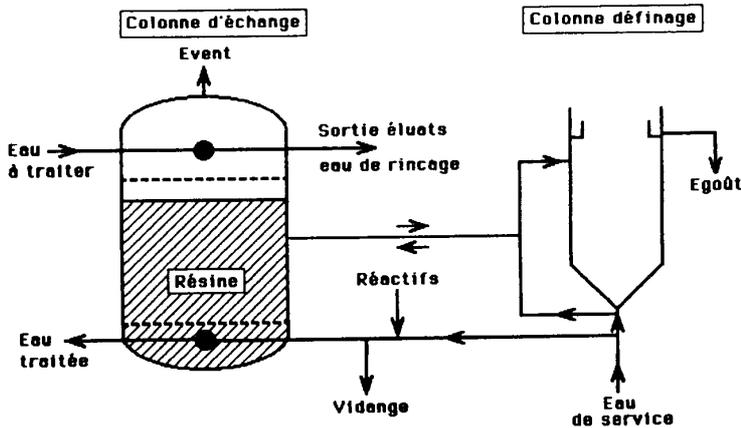
- 1) Pendant la régénération, l'ensemble du volume de résine est maintenu en place par **un essorage à l'air** de la couche supérieure des résines. Le rinçage et le défilage des résines sont réalisés dans la colonne de fixation (cas de l'usine de Plouenan).
- 2) Les résines sont maintenues en place par **un système mécanique de blocage**. La régénération et le rinçage des résines sont effectués dans la colonne de fixation. Le défilage des résines est réalisé dans une colonne réservée à cet effet par transfert hydraulique (technique UFD),

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

Figure 26 : Procédé Azurion (source : Degremont)



Régénération à contre-courant.
Blocage par couche essorée.



Régénération à contre-courant.
Procédé UFD.

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^+ .

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.

• 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

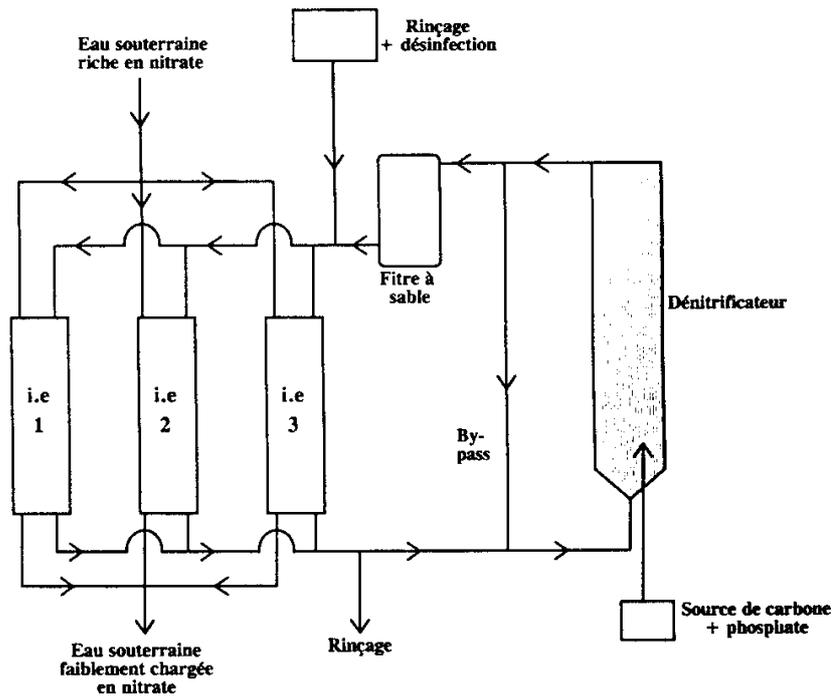
La solution régénérante peut être recyclée ou utilisée comme fertilisant. La production possible de composés indésirables doit toutefois être surveillée.

Des expérimentations 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

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 27 : Schéma d'une station pilote de laboratoire (source : Ratel)



3.1.2.4. Qualité de l'eau traitée sur résine

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

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 le 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 (figure 28).

Figure 28 : Composition anionique après passage sur résine, avec le procédé Nitracycle (source : SAUR)

	Eau sortie résine	Eau mélangée
Chlorures (mg/l)	SA à (SA – TACEB X 35.5) 5	Q ₁ ESR + q ₂ 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

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.

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

- pour une eau entartrante, par ajout d'acide
- pour une eau agressive
 - par adjonction de réactif alcalin
 - par strippage de CO₂ (barbotage d'air)
 - par filtration sur produits alcalino-terreux

A titre d'exemple, le figure 29 présente la composition ionique de l'eau traitée avec le procédé Ecodénit sur le site de Binic.

Figure 29 : Performance de la dénitrification sur résine

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

• 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.

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.

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.

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.

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 dénitratation des eaux à potabiliser. 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.

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 :

- 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.

Les réalisations existantes sont recensées dans le chapitre 4, paragraphe 4.1.

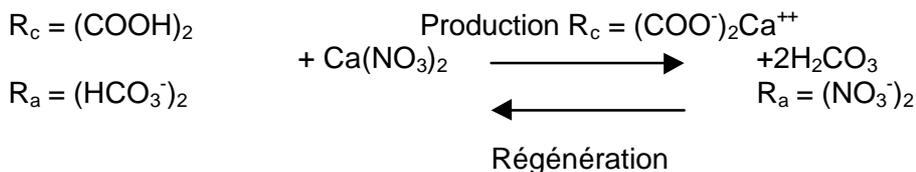
3.1.3. Description des filières en cycle bicarbonate (CARIX)

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

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 dénitrification 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 :



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 CO_2 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, CO_2). Il y a modification de la qualité ionique de l'eau traitée, de son équilibre carbonique.

Ce procédé est actuellement exploité en Allemagne (3 installations industrielles).

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.

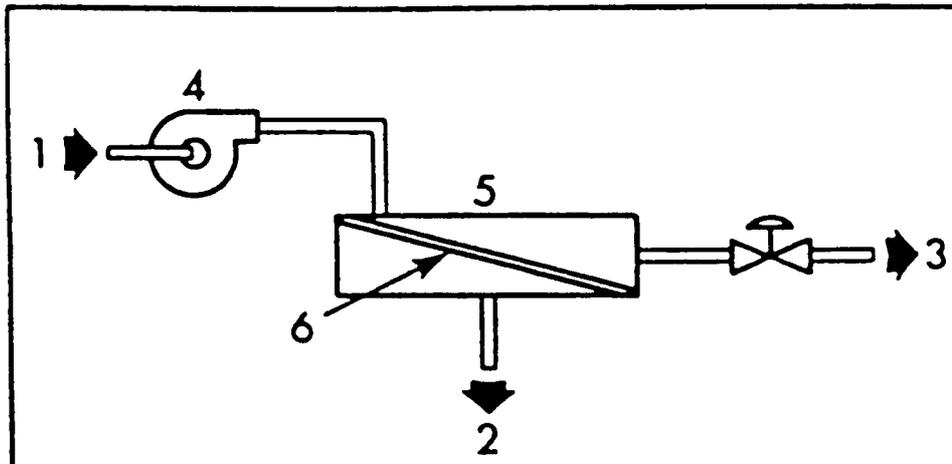
A noter toutefois, dans l'industrie de la boisson, des expériences allemandes signalées au stade industriel pour l'osmose inverse par Marquardt ou au stade pilote pour électro-dialyse par Kneifel.

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 permet d'obtenir une eau déminéralisée sélective. Un rejet concentré est évacué devant la membrane. La figure 30 schématise la mise en œuvre d'une installation.

Figure 30 : schéma du procédé d'osmose inverse (source : Ratel)



- | | |
|------------------------|------------------------------------|
| 1 - Eau Brute | 4 - Pompe haute pression |
| 2 - Eau Traitée | 5 - Module d'Osmose inverse |
| 3 - Concentrat | 6 - Membrane semi-perméable |

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 et pourrait provoquer à dire d'experts certains troubles intestinaux plus ou moins graves,
- 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 dénitratisation.

Pour information, les teneurs obtenues en nitrates sont inférieures à 10 mg/l.

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.

Pour information, un programme de recherche mené par le CNRS, l'Université de Montpellier, ENSC de Montpellier et la société EURODIA a permis d'aboutir à un procédé, associant l'extraction des nitrates par électrodialyse et leur destruction au moyen d'un bio-réacteur à membrane. Les teneurs en nitrates de l'eau potable, après ce traitement, atteignent des valeurs bien inférieures à 20 milligrammes par litre. Dans le rejet final à la sortie du bioréacteur, cette teneur est nulle. L'avantage de ce procédé est qu'il conserve toute son efficacité quels que soient la teneur initiale en nitrates, la température ou le débit de l'eau. Ce procédé est en cours d'expérimentation.

4. COMPARAISON TECHNIQUE ET ECONOMIQUE

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 reste toujours valable (figure 31). Le traitement est à réserver a priori lorsque aucune autre solution n'est envisageable.

Figure 31 : Comparaison des remèdes (source : MAP)

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"> - A réserver lorsqu'aucune autre solution n'est possible.

4.1. Stations existantes

La figure 32 inventorie quelques usines de déazotation en France et permet de distinguer le constructeur et les coordonnées de l'usine.

Figure 32 : quelques usines de déazotation (source : Sise-eaux et AESN)

Usine	Département	Débit moyen en m3/j	Constructeur
Traitement biologique			
Bourg-Lés-Valence	26	6 000	Dégremont
Champfleury	72	2 500	Dégremont
Château-Landon	77	1 500	Dégremont
Charny	89	2 000	
Dreux	28	2 382	Dégremont
Eragny	95	5 600	OTV
Guernes-Dennemont	78	4 500	OTV
Issoudun	36	4 745	Dégremont
Leves - Chartres	28	5 000	OTV
Montcresson	45	548	
Niort	79	6 000	Dégremont
Saint Victor	03	1 400	
Saint Loup de Gonois	45	500	SAUR
SIE Tarn et Girou-Montjoire	31	2 400	OTV
Thouars	79	2 000	Dégremont
Vernoy	89	4 000	OTV
Traitement physico-chimique			
Ambleville	95	350	SAUR
Ballée	53	1 000	SAUR
Bierry les Belles Fontaines	89	2 500	Dégremont
Bessières	31	1 100	Dégremont
Binic	22	1 800	OTV
Bromuhel-en-Plouhinec	29	4 200	OTV
Fontaine – La – Mallet	76	3 200	OTV
Grez-en-bouère	53	1 400	SAUR
Heiltz l'Evêque	51	264	OTV
Kernilis	29	12 000	Dégremont
L'Arguanon-Penthièvre	22	15 000	OTV
Mézières sous Lavardin	72	1 400	SAUR
Mery-sur-Seine	10	400	Dégremont
Les Ormes sur Voulzie	77	800	Dégremont
Pézarches	77	1 000	
Plouenan	29	9 000	Dégremont
Plouvenez Lochrist	29	3 250	SAUR
Reignac sur Indre	37	1 200	SAUR
Sainte Adresse	76	850	
Saint Clair sur Epte	95	1 200	Dégremont
Saint Nicolas de la Grave	82	950	OTV
Semalens	81	1 100	OTV
SIE Rive droite Tarn	31	2 600	Dégremont
Souppes sur Loing	77	2 000	SAUR
Tourc'h	29	450	SAUR

4.2. Comparaison technique des différents 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
- 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, la figure 33 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.

Figure 33 : avantages comparés des deux principaux procédés (source : INRA, 1997)

	Dénitrification	Dénitratation
Caractéristiques de l'eau brute		
- Salinité	Peu d'influence	Utilisation impossible si trop de chlorures et de sulfates
- Matière en suspension	Peu d'influence	Très sensible au MES
- Variation de débit	Peu adaptable	Peu affectée
- Température	Impossible si température trop basse (1)	Peu d'influence
Contraintes de Fonctionnement		
- Exploitation	Nécessité d'un suivi attentif	Fonctionnement très stable
- Automatisation	Complexe	Facilement réalisable
Nature de l'eau Traitée		
- Equilibre calco-carbonique	Peu d'influence	Grosse d'influence (eau agressive)
- Teneur en chlorure	Pas de changement	Plus élevée

4.3. Aspect économique

On distingue :

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

• **Eléments de réponse sur l'estimation des coûts engagés**

Notre étude a mis en évidence que ces procédés étaient efficaces en terme de résultats, mais exigeants en savoir-faire.

L'incidence économique est supportée par le contribuable et le consommateur. En fait, une grande partie de ce coût est répercutée sur le prix de l'eau.

Malgré des aides de l'Etat et des Agences de l'Eau, nous allons voir, que le niveau d'investissement est parfois très élevé et les coûts de fonctionnement très difficile à évaluer et à maîtriser

• **Coûts engagés pour la dénitrification biologique**

Ces informations proviennent de l'étude interagence sur les coûts d'investissements des usines de production d'eau potable (1999). Ces indications permettent d'évaluer sur un échantillon de quelques usines les coûts engagés pour les équipements et le génie civil.

Figure 34 : coût des équipements

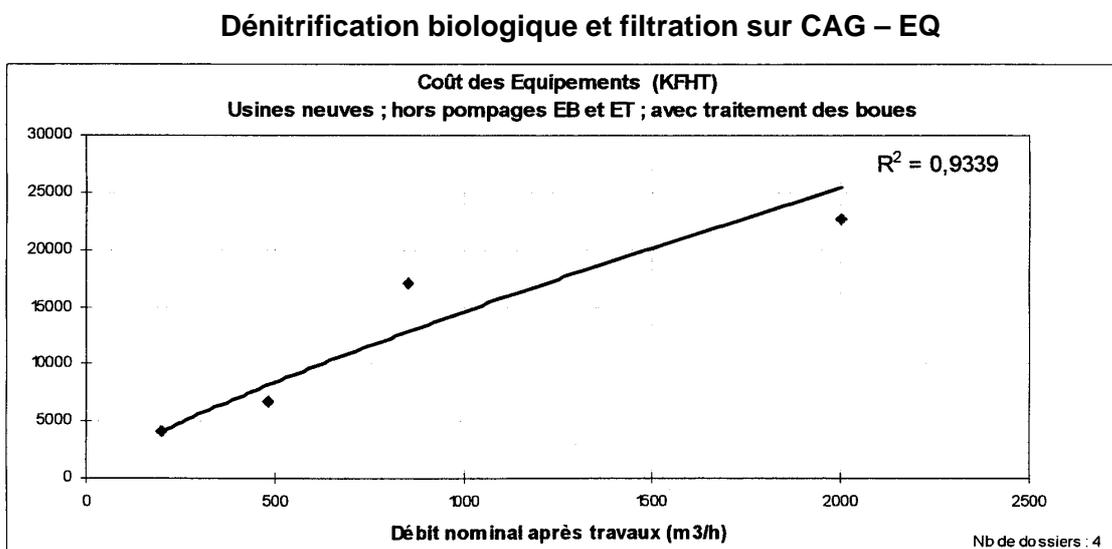


Figure 35 : coût du génie civil

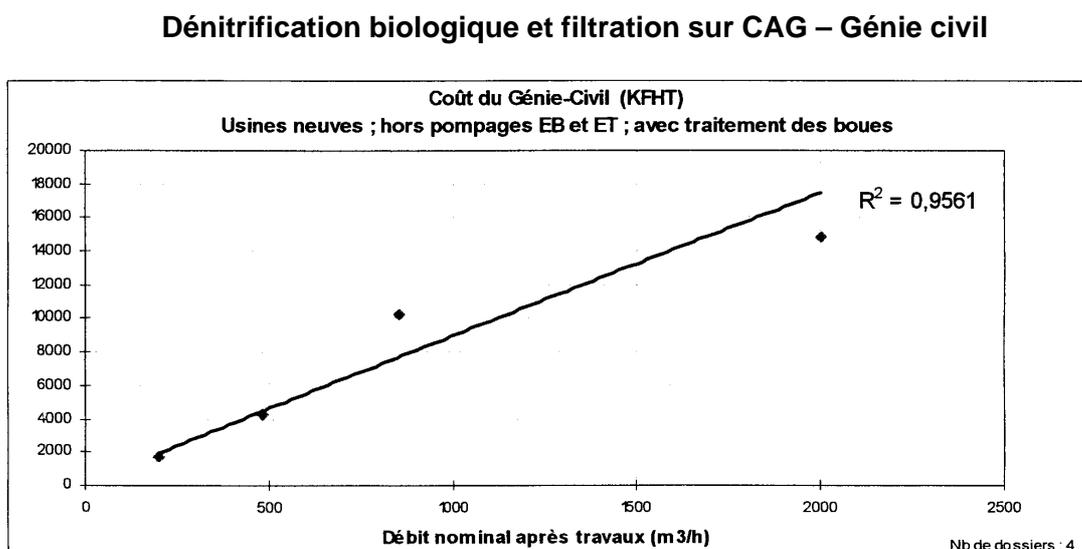
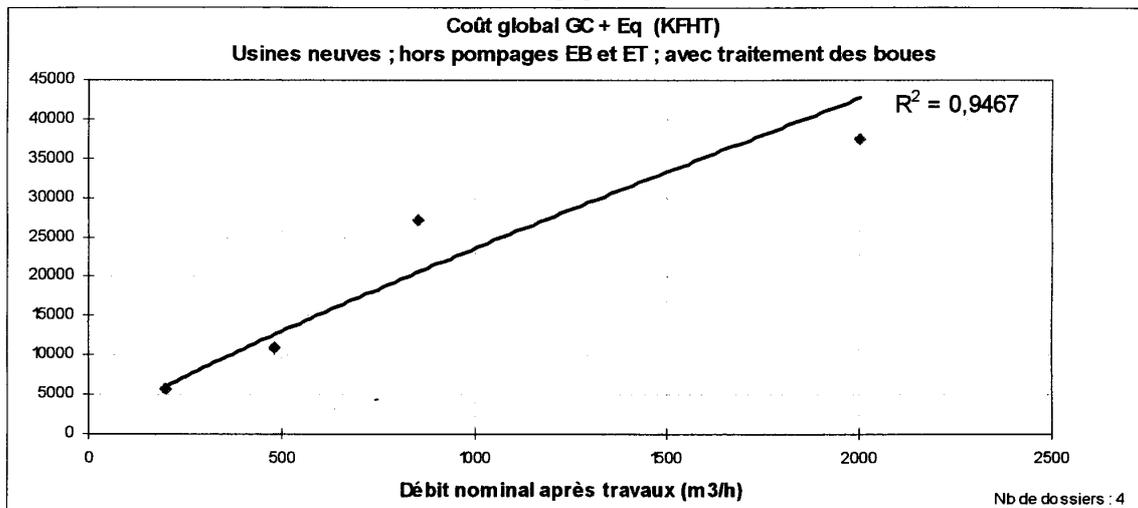


Figure 36 : coût total d'une biodénitrification

Dénitrification biologique et filtration sur CAG – GC et eq



• Coûts engagés pour la dénitrification

Ces informations proviennent de l'étude interagence sur les coûts d'investissements des usines de production d'eau potable. Ces indications permettent d'évaluer sur un échantillon de quelques usines les coûts engagés pour les équipements et le génie civil.

Figure 37 : coût des équipements

Traitement de dénitrification – Equipement

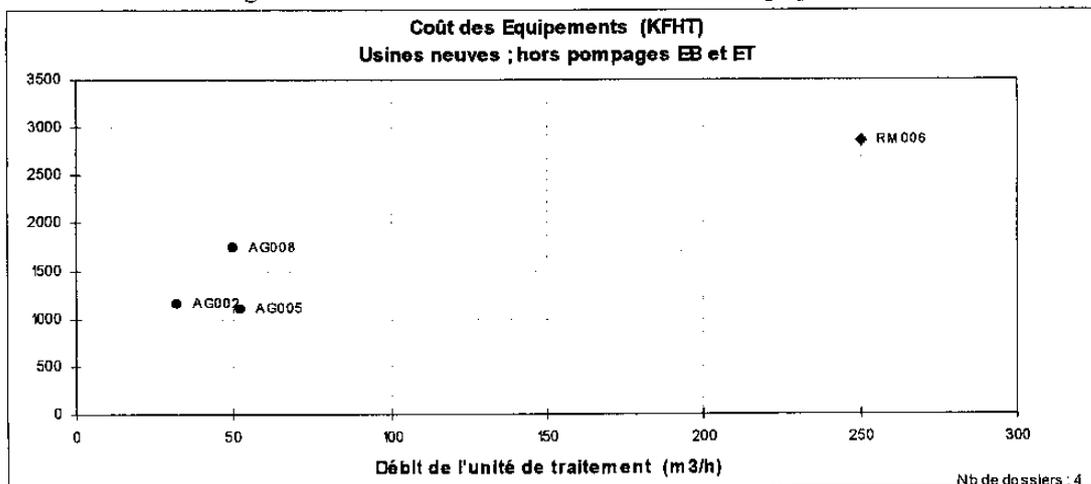


Figure 38 : coût du génie civil

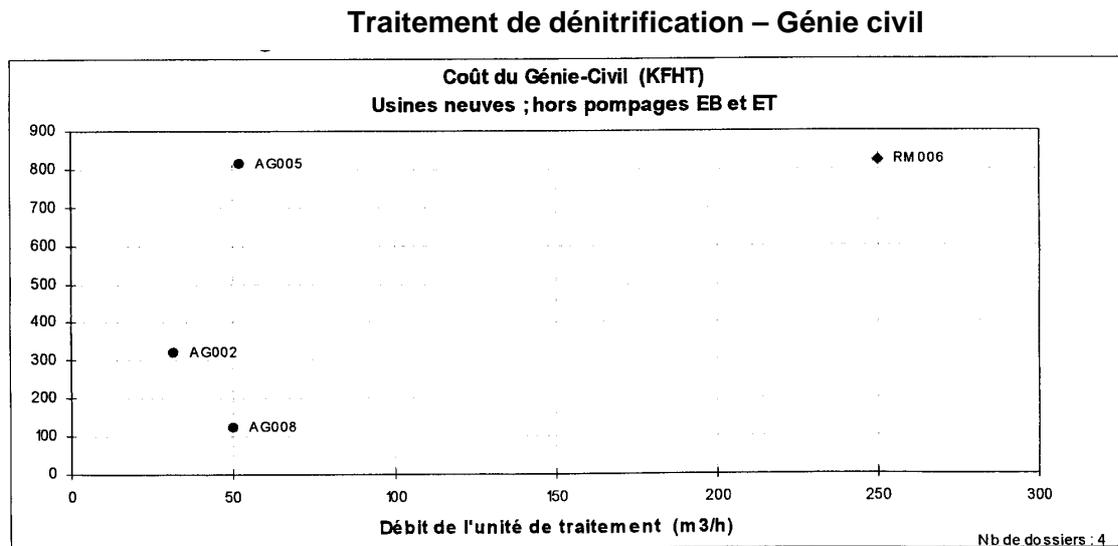
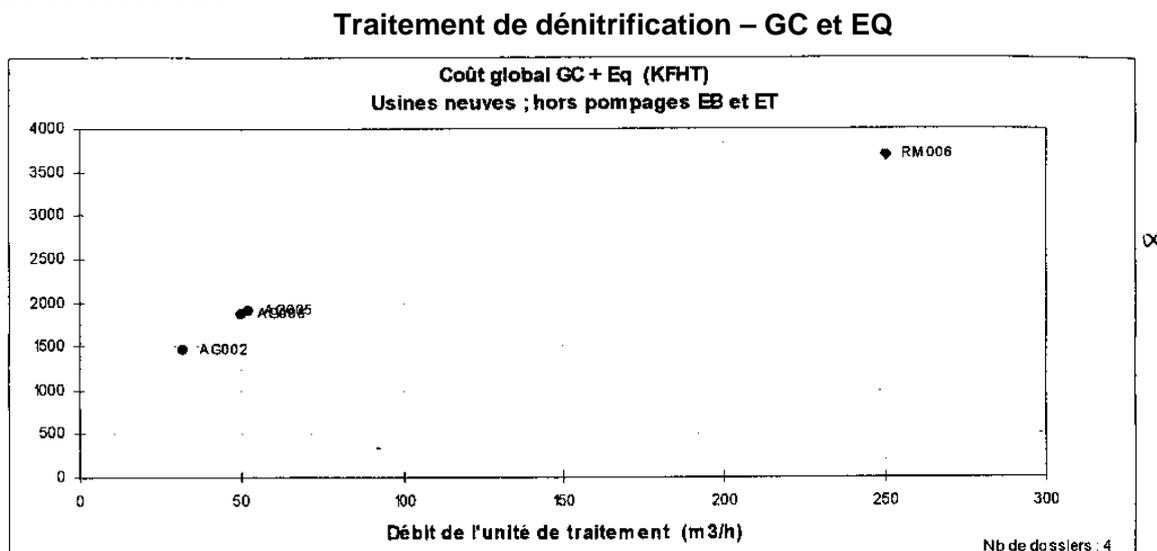


Figure 39 : coût total



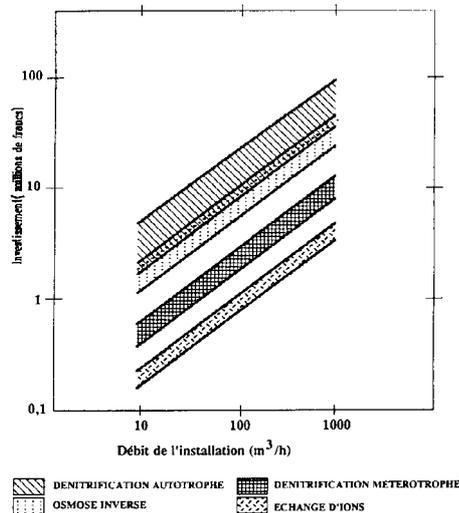
• **Comparaison du coût total des différentes techniques**

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

LEPRINCE, 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 hétérotrophe. 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 40) sont estimés les plus faibles pour l'échange d'ions, suivi par la dénitrification biologique hétérotrophe. Les coûts d'investissement de la dénitrification autotrophe (à cause des vitesses de fonctionnement très faibles) apparaissent très élevés et sont du même ordre de grandeur que l'osmose inverse.

Figure 40 : Coûts d'investissement en fonction du débit (source : rapport Leprince)



D'autres auteurs proposent des évaluations différentes.

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

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

Au contraire, dans l'étude de SONTHEIMER et ROHMANN, les coûts totaux des traitements 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.

Remarque : 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 ceux-ci dépendent 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 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), les critères considérés devant permettre de comparer entre elles le prix des eaux traitées des différentes stations (résultats à paraître).

MONTFORT 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 a comparé les coûts d'investissement sur 5 stations de dénitrification et 15 stations de dénitrification.

Plus récemment, une étude de l'INRA (1995) a permis d'aboutir aux conclusions suivantes (figure 41) :

Figure 41 : investissements, amortissement, quantité d'eau pour les deux grands types de procédés (source : INRA R&A)

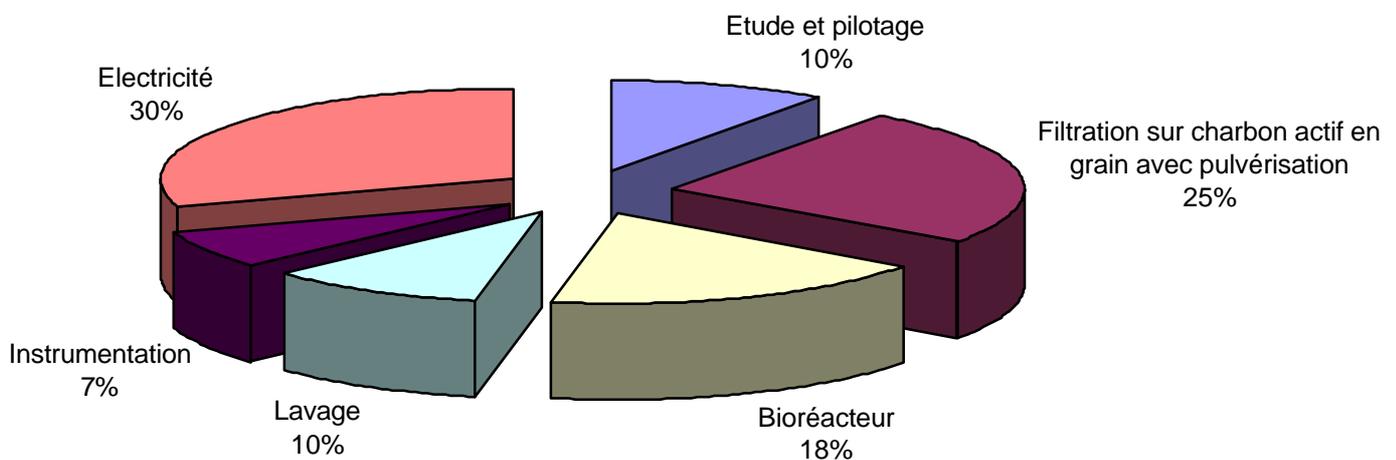
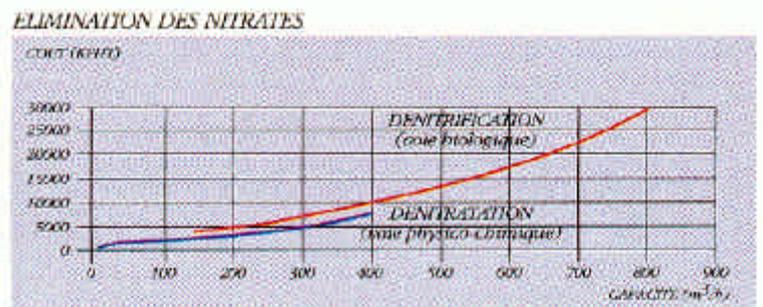
	Investissement (en millions d'Euros – conversion de Francs 1992) ¹	Quantité d'eau distribuée (en m ³ par an)	Amortissement par m ³ d'eau distribué ²
Procédé biologique	0,87	677 000	0,10
Procédé physico-chimique	0.40	337 000	0,14
Moyenne des deux procédés	0,50	422 000	0,85

1 : Il s'agit de coûts en génie civil et équipement, non compris l'installation de pompage, mais y compris celles afférant aux traitements secondaires (aération, clarification, désinfection, au stockage et rejet d'éluats. Ces coûts sont déflatés par l'indice INSEE du prix de la production effective de biens et services marchands.

2 : Les amortissements sont calculés linéairement sur 12 ans (le génie civil qui représente environ le tiers de l'investissement total est amorti sur 20 ans et les équipements sur 7 ans) et rapporté au volume d'eau distribué.

De même, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie a établi les comparaisons suivantes (figure 42) :

Figure 42 : coûts d'élimination des nitrates (source : AESN)



• **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.

5. ETUDES DE CAS

5.1. CAS DE CHARNY

Les renseignements suivants ont été rédigés par Monsieur Poillot (DDAF 89), maître d'œuvre de l'usine et conseiller technique du SIAEP de Charny (89).

5.1.1. CONTEXTE

« L'unité de traitement est installée sur le captage du Péruseau alimenté par l'aquifère de la craie cénomaniennne à une profondeur de 30 m. Comme tous ces captages, il connaissait de fréquents problèmes de turbidité à l'occasion des événements pluvieux.

Le bassin d'alimentation est constitué de terrains crayeux avec des terrains de couverture de type argile à silex dont la plus grande partie est occupée par ces cultures céréales, oléoprotéagineux (80 %). Seules les parcelles longeant le Péruseau (ruisseau) ont été conservées en prairie. Nous ne disposons pas d'historique de la turbidité de ce captage réalisé en 1976 faute de mesure en continu. Ainsi, rien ne permet d'affirmer ou d'infirmer la thèse selon laquelle il y aurait un lien entre le retournement des prairies dans les années 1970-1980 et cette turbidité serait plutôt naturelle.

Parallèlement, ce captage connaissait périodiquement des pointes de nitrates entre 52 et 55 mg/l (en hiver et au printemps). Une opération MAE a été engagée sur les périmètres de protection rapprochée et éloignée en 1997.

Dans le cadre d'un schéma global de sécurisation de sa ressource, le SIAEP a décidé d'équiper ce captage d'un traitement lui permettant de disposer en toutes saisons d'une production de 2 400 m³/j soit 20 h/j au débit de captage de 120 m³/j.

Pour assurer ce résultat, il fallait :

- un traitement de la turbidité sur la totalité du débit,
- un abaissement de la teneur en nitrates au moins en saison de « nappe haute ».

5.1.2. DESCRIPTION DE L'USINE

Il a été adopté le schéma suivant :

- exhaure : 2 * 60 m³/h en parallèle,
- injection de flocculant,
- filtration bicouche,
- relèvement intermédiaire permettant d'envoyer 80 m³/h sur un étage CAG et 40 m³/h maxi sur un réacteur biologique d'élimination des nitrates,
- passage de CAG,
- désinfection finale au bioxyde de chlore

L'étagement et les débits retenus ont été adaptés pour satisfaire à la fois à une garantie de teneur en nitrates sur le débit total de 2 400 m³/j seulement inférieure à 50 mg/l [...] et à avoir

un débit horaire minimum compatible avec une marche de 20 h/j du réacteur biologique nécessaire pour la fiabilité du traitement.

Les coûts sont les suivants :

- investissements : 884 200 euro HT valeur de 1998 (toutes dépenses comprises)
- fonctionnement : la plus-value pour l'exploitation de l'ensemble du traitement a été négociée avec la Compagnie Fermière à 68 600 euro/an environ valeur 1999 pour un volume annuel sortie d'usine de 550 000 m³/j sachant que dans ce chiffre sont compris la provision pour renouvellement de l'électromécanique et le remplacement du CAG tous les 4 ans.

Pour information, figure 43 : Réacteurs Nitraflux (cas de l'usine de Thouars)(source : plaquette d'information du pays Thouarsais)



5.1.3. RETOUR D'EXPERIENCES

Cette installation a été conçue pour être certain d'être toujours en dessous de 50 mg/l de nitrates en toute saison dans un schéma général où le préventif est partie prenante avec l'espoir que la conjugaison de mesures locales (MAE, CTE, ...) et de l'évolution générale de l'agriculture (fertilisation raisonnée, pratique de bilans azotés, ...) ne conduisent dans les meilleurs des cas à une baisse des taux de nitrates, dans le pire à une stabilisation. L'hypothèse d'une aggravation est exclue.

Cette installation est la deuxième en service dans l'Yonne et confirme que si le procédé de dénitrification biologique peut donner satisfaction, il est plutôt coûteux de conduite délicate et nécessite une marche quasi continue du réacteur. La réalisation d'un seul réacteur est fragilisante dans la mesure où en cas d'avarie, la remise en marche nécessite 4 à 6 semaines, ce qui peut être délicat à gérer. Cet aspect du problème était connu dès l'origine et accepté.

Un dernier point à signaler : contrairement à la théorie les deux installations de l'Yonne (2 et 4 ans de marche) n'ont pas produit de boues à extraire. »

5.2. CAS DE HEILTZ L'ÉVÊQUE

Les renseignements sur cette usine ont été fournis par Monsieur Ducasse (responsable d'unité - CGE) et Monsieur Toupet (Mairie d'Heiltz-L'Évêque)

5.2.1. CONTEXTE

L'eau brute provient d'une nappe alluviale dont les concentrations en nitrates se situent largement au-delà de la norme de potabilité de 50 mg/l. Cela a nécessité la construction en 1998 d'une dénitratisation.

5.2.2. DESCRIPTION

**Débit net traité : 15 m³/h
300 habitants à alimenter.**

Le procédé retenu a été Ecodénit (OTV), qui utilise le principe de l'adsorption sur résines échangeuses d'ions pour retenir les nitrates qui sont remplacés par des chlorures.

Figure 44 : photo de l'installation (CGE)



Quelques coûts :

- coût primitif de l'installation : 89 Keuro HT.
- Coûts d'exploitation (production) : 9 000 euro HT par an, dont frais de personnel, produits de traitement (1 200 euro HT), entretien électromécanique (1 800 euro HT), énergie électrique (900 euro HT), analyses en production (1 000 euro HT)

5.2.3. RETOUR D'EXPERIENCE

Cette installation fonctionne efficacement depuis 14 ans et demande quand même une attention particulière. Du sel doit être ajouté tous les 15 jours (consommation annuelle de 10 tonnes environ) et un appoint de résine tous les 6 mois (plus de 100 kg).

Ce procédé a été retenu, car il permet de réduire autant que possible le volume des éluats de régénération, de consommer au minimum la saumure régénérante et de diminuer la concentration en chlorures et en sodium dans les rejets.

CONCLUSION

Lorsque les taux de nitrates d'une ressource dépassent le seuil de 50 mg/l, plusieurs remèdes peuvent être envisagés, afin de fournir au consommateur un produit conforme aux exigences de la réglementation :

- la dilution avec des eaux moins chargées,
- l'approfondissement du captage, en puisant dans des aquifères plus protégés,
- l'abandon du captage avec recherche d'une nouvelle ressource ou le branchement à un réseau voisin,
- ou encore le traitement des eaux polluées par un procédé de traitement par voie biologique ou par résines échangeuses d'ions, qui ont reçu l'approbation du Ministère chargé de la Santé.

Notre étude a montré que ces techniques de dépollution sont très efficaces à court terme, mais onéreuses en investissements et en exploitation. Le choix d'une solution préventive est moins coûteux, mais moins efficace dans des délais courts. Il semble que ces deux solutions se complètent et soient valorisées aujourd'hui sur le terrain

La prise de conscience collective du problème, la volonté de tous et de chacun de s'y attaquer, accompagnant le savoir-faire technique, sont un des plus sûrs garant d'une action efficace et d'un développement durable.

BIBLIOGRAPHIE

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

- BALDUCCHI F. (dir.Lacroix A.), 1994. Le traitement des nitrates dans l'eau potable. Bilan technico-économique. INRA R&A, Grenoble, 31 pages;
- BILLAUDOT F., 1988. La pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. Ann. Voir. Environ., 143,6, 172-180.
- BLECON G., GILLET M., MARTIN G., 1997. Procédé de dénitrification biologique autotrophe par *Thiobacillus denitrificans* sur soufre-maërl. Rev. Fr, Sci. Eau, 2, 3, 267-279. (66/43735).
- BOUWER E.J., CROWE P.B., 1988. Biological processes in drinking water treatment. JAWWA, 9, 82-93. (66/63020).
- CREATE, 1993. Rapport sur l'élimination des nitrates de l'eau potable. Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- DARDEL F. (de), 1987. Résines échangeuses d'ions et eau potable. Eau Ind. Nuis., 112,45-47. (66/59016).
- DEGUIN A., 1998. 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).
- 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),
- 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)
- DUBOZ A., 1992 Pollution par les nitrates des eaux destinées à l'alimentation humaine. Causes et conséquences - Traitements possibles. Cons. Gén. GREF, Paris. 23 P.
- FOULHOUSER., 1988. Nitrates et eaux d'alimentation. TSM-Eau, 83, 4, 171-176. (66/61540).
- FUSTEC E., HAMON M., 1994. Etude d'un procédé de dénitrification dans les nappes phréatiques. Adour-Garonne, 45, 29-31.
- 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).
- GERMONPRE R., 1989. Removal of nitrogen pollution. SS5.6-SS5.9 (In G 1839/27).
- 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).
- HAMON M., 1990, Etude d'un procédé de dénitrification « in situ » des eaux souterraines. Thèse Univ. Toulouse. G 11432.
- 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).
- HOLL W.H., KRETZSCHMAR W., 1988. Combined nitrate and hardness élimination by the CARIX ion exchange process. Wat. Supply, 6, 51-55. (In G 1839/24).
- 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).

LE CLOIREC P., MARTIN G., 1999. Procédé biologique autotrophe d'élimination totale de l'azote minéral (ammoniacque, nitrites et nitrates). Wat. Supply, 6, 151-156, (in G1839/24)

LEVESQUE L., 1976. Elimination des nitrates des eaux potables. Rapport de synthèse AFEE, 156 P.

LEVESQUE L., 1982. Elimination des nitrates des eaux potables. Mise à jour de l'étude de synthèse AFEE, 266 P.

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).

MONTFORT O., 1995. Recensement des stations de dénitrification et de dénitration de l'eau potable. Ministère de l'Environnement/mission eau/nitrates, juin 1994, 14 pages + annexes.

NAULEAU F., 2000. 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).

RICHARD Y, 1990. Le point sur l'élimination des nitrates en eau potable. Paris, col, « Nitrates, agriculture, eau », novembre, 13 P. (In F 6371).

RICHARD Y, 1990. Le procédé Nitrazur. Trib. Eau, 43, 546/547, 23-25 (66/72229).

RICHAUD-PATILLON O., 1990. La microfiltration tangentielle dans le traitement des eaux potables. Application au cas d'une eau dénitrifiée. Thèse, Toulouse, 210 P.

ROHM, HAAS, 1990. CARIX. Trib. Eau, 43, 546/547, 48-49 (66/72229).

SCHOLTES M., 1991. Nitrates et cancers ; pas de relation évidente. Le Quotidien du Médecin, 4739, 29 avril, P. 19.

SEROPIAN J.C., VERONE C., MORO A., 1989. La dénitrification biologique d'eau à potabiliser par lit fluide. TSM-Eau, 84, 10, 527-532. (66/67225).

TRANCART J.L., 1990. Les traitements des pollutions d'origine agricole dans les eaux potables, Point Sci. et Tech., 1, 1, 9-12

X..., 1997. Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine en 1985-1986-1987. Paris, Minist. Santé., 150 P, (G 10625).

X..., 1989. Mémento technique de l'eau. Degrémont, 9^e édition, 2 tomes, environ 1500 P [96] Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, NOR : ENVX9100061L, JO du 04.01.92.