



**MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE
ET DU DÉVELOPPEMENT RURAL
DIRECTION DE L'ESPACE RURAL
ET DE LA FORÊT**

DOCUMENT TECHNIQUE

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

HORS-SÉRIE

ELIMINATION DES NITRATES DES EAUX POTABLES

Etude de synthèse réalisée par
L'OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU
avec le financement du FNDAE

1992

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés, réservés pour tous pays.

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

Élimination des nitrates de l'eau potable – Composition, photogravure, impression : Giraud SA, ZI des 50 Arpents BP 24 – 77680 Roissy-en-Brie – Édition et diffusion OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU, rue Édouard Chamberland 87065 LIMOGES CEDEX-FRANCE.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	1
1 - GÉNÉRALITES SUR LES NITRATES.....	3
1.1. Cycle de l'azote.....	3
1.2. Nitrates et risques sanitaires.....	3
1.2.1. Métabolisme des nitrates chez l'homme.....	4
1.2.2. Méthémoglobinémie.....	5
1.2.3. Nitrosamines-nitrosamides.....	5
1.3. Origine des nitrates dans les eaux.....	6
1.4. Réglementation.....	8
1.4.1. Teneurs limites.....	8
1.4.2. Attitude à suivre selon la teneur en nitrates.....	8
1.4.3. Protection de la ressource.....	9
1.4.4. Procédés de traitement agréés.....	9
1.4.5. Textes récents.....	9
1.5. Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine.....	9
1.6. Actions préventives et curatives.....	11
1.6.1 Mesures préventives.....	11
1.6.2. Mesures curatives.....	12

2 - TRAITEMENTS BIOLOGIQUES	15
2.1. Dénitrification hétérotrophe	15
2.1.1. Principe	15
2.1.2. Description des filières en fonctionnement en France	16
2.1.2.1. Filière type de dénitrification	16
2.1.2.2. Schémas des filières	17
2.1.2.2.1. Filière de traitement du procédé Nitrazur D (Degrémont)	17
2.1.2.2.2. Filière de traitement du procédé Biodénit (OTV)	17
2.1.2.3. Réacteurs de dénitrification	18
2.1.2.3.1. Bactéries et matériau support	18
Souche bactérienne	18
Fixation des bactéries	18
Matériau support	18
2.1.2.3.2. Substrat et réactifs complémentaires	19
Nature du substrat carboné	19
Autres réactifs	19
2.1.2.3.3. Technologie des réacteurs	19
2.1.2.4. Post-traitements d'affinage avant distribution	19
2.1.2.5. Eaux de lavage	20
Elimination de l'eau de lavage des filtres	21
2.1.2.6. Réalisations	21
2.1.3. Autres procédés	
en cours d'étude ou en fonctionnement à l'étranger	23
2.1.3.1. Procédé SOGEA	23
2.1.3.2. Procédés à lit fluidisé	24
2.1.3.3. Dénitrification in "situ"	27
2.1.3.3.1. Procédé BRGM/SAFEGE	27
2.1.3.3.2. Procédé BURGEAP	28
2.1.3.3.3. Autre procédé de dénitrification "in situ"	28
2.2. Dénitrification autotrophe	29
2.2.1. Dénitrification à l'hydrogène	29
2.2.1.1. Principe	29
2.2.1.2. Réalisations	29
2.2.2. Dénitrification sur support soufre	30
2.2.2.1. Principe	30
2.2.2.2. Réalisations	30

3- TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES	31
3.1. Echange d'ions	31
3.1.1. Principe de l'échange d'ions	31
3.1.2. Description des filières en cycle chlorure, en fonctionnement en France	31
3.1.2.1. Filières types	31
3.1.2.2. Réacteurs en cycle chlorure	32
3.1.2.2.1. Résines	33
Eau et résines	33
Choix des résines	33
Fuite ionique	33
Choix du régénérant	34
Sens de la régénération	34
Consommation des réactifs	34
3.1.2.2.2. Technologie des réacteurs	34
3.1.2.3. Evacuation des éluats	37
Rejet en station d'épuration	37
Dilution et rejet en milieu naturel	37
Dilution après stockage en lagune	37
Electrolyse du résidu de régénération	37
Traitement biologique	37
3.1.2.4. Qualité de l'eau traitée sur résine	38
Modification anionique due à l'échange d'ions	38
Incidence de la matière organique sur l'eau traitée	38
Relargage des monomères	39
Formation éventuelle de nitrosamines	39
Risque de prolifération bactérienne	39
3.1.2.5. Réalisations	40
3.1.3. Description des filières en cycle bicarbonate (CARIX)	41
Production	41
Régénération	41
Eluats de régénération	41
Avantages	41
Inconvénients	42
3.2. Procédés membranaires	42
3.2.1. Osmose inverse	42
3.2.2. Electrodialyse	43

4 - COMPARAISON TECHNIQUE ET ECONOMIQUE..... 45

4.1. COMPARAISON TECHNIQUE DES DIFFERENTS TRAITEMENTS..... 46

4.2. ASPECT ECONOMIQUE..... 47

CONCLUSION..... 55

BIBLIOGRAPHIE (*)..... 56

(*) Dans le texte, les nombres entre crochets renvoient aux références bibliographiques.

ELIMINATION DES NITRATES DE L'EAU POTABLE

Etude réalisée par Marie-Odile RATEL

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier spécialement le CREATE pour l'aide qu'il nous a apportée lors de la rédaction de ce document, particulièrement dans la partie économique qui est mal représentée dans la littérature.

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 1987, 860.000 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 en 1991 22 stations d'élimination des nitrates en France.

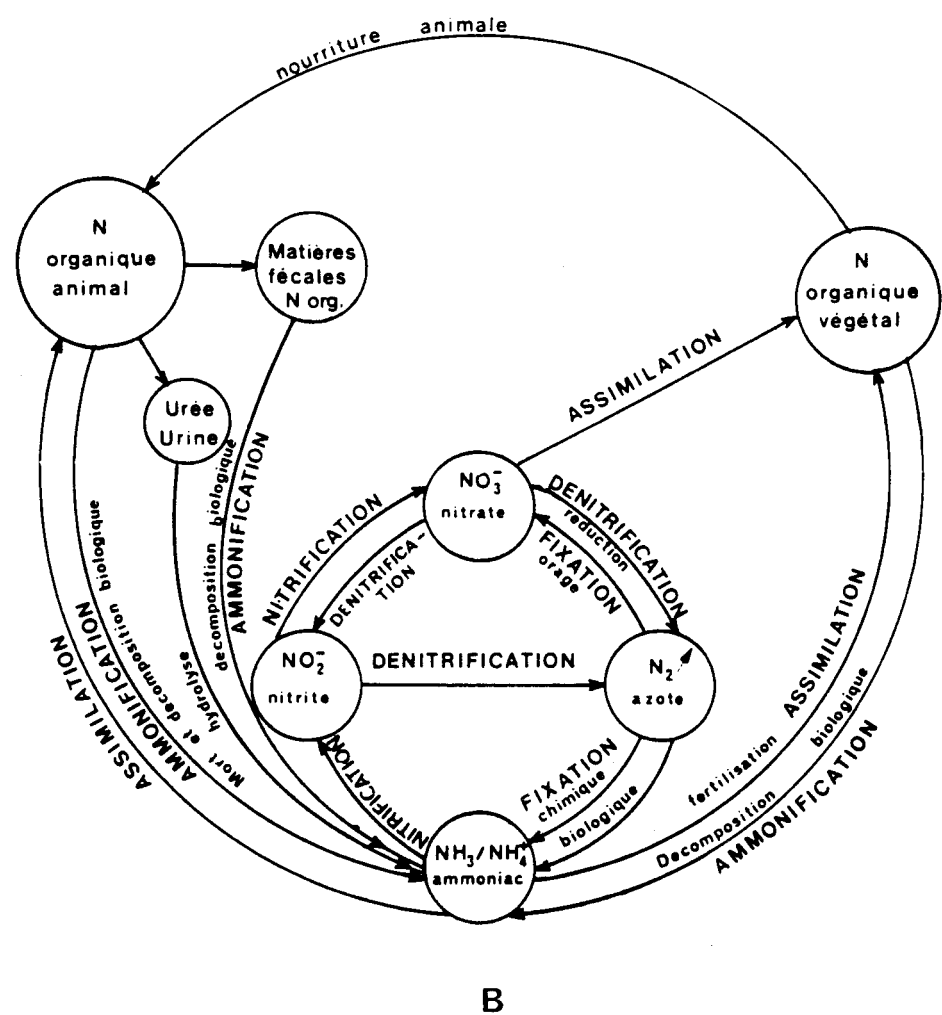
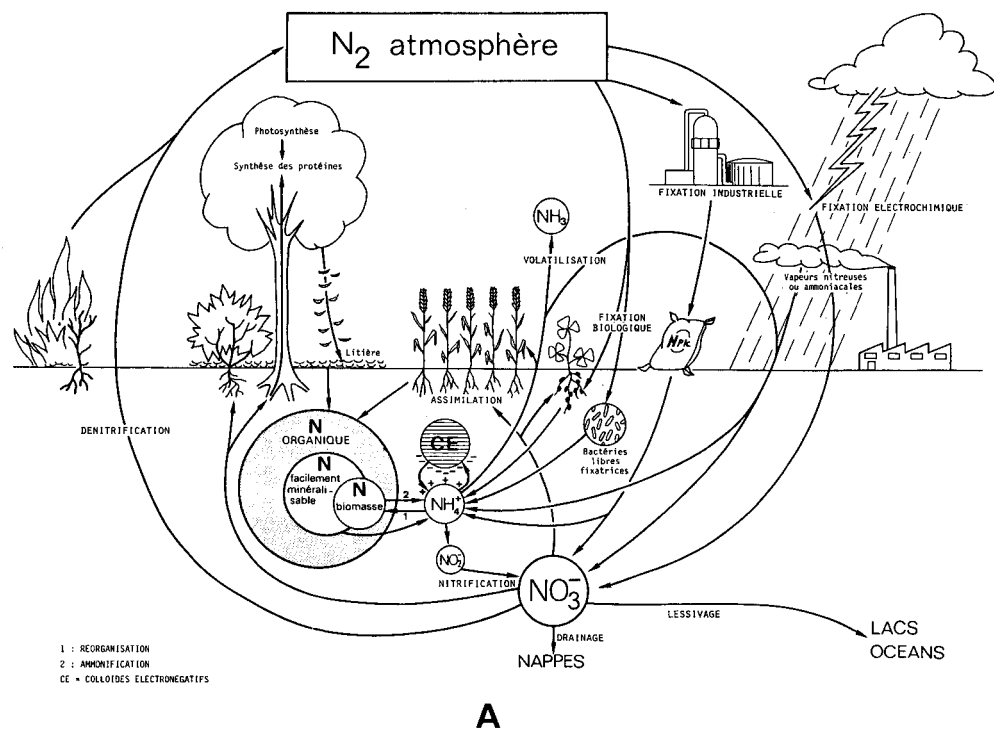
L'élimination des nitrates peut être réalisée soit par traitements biologiques : dénitrification hétérotrophe ou autotrophe, soit par traitements physico-chimiques : échanges d'ions, procédés membranaires. Cette étude est une synthèse bibliographique de ces différents moyens de traitement. Elle fait suite aux études réalisées par l'AFEE en 1976 et 1982. Le contenu de ces études, qui constituaient une première synthèse bibliographique des données de l'époque, n'est pas repris ici, la présente synthèse s'attachant surtout, dans un domaine dont l'évolution récente a été particulièrement rapide, à faire le point des données au 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.

Enfin, une comparaison des techniques et de leur coût sera donnée.

Figure 1 : Le cycle de l'azote
 A. d'après [50]
 B. d'après [52]



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 [50], [52] (fig. 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 [49]. 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 fait le point sur les risques sanitaires liés aux nitrates dans l'eau de boisson [90].

L'alimentation et la boisson sont les principales sources de nitrates et nitrites pour l'homme. Les légumes (carottes, épinards,...), les aliments carnés, les charcuteries présentent des concentrations importantes en nitrates. 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, $\text{DJA} = 3,65 \text{ mg/kg}$ 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 :

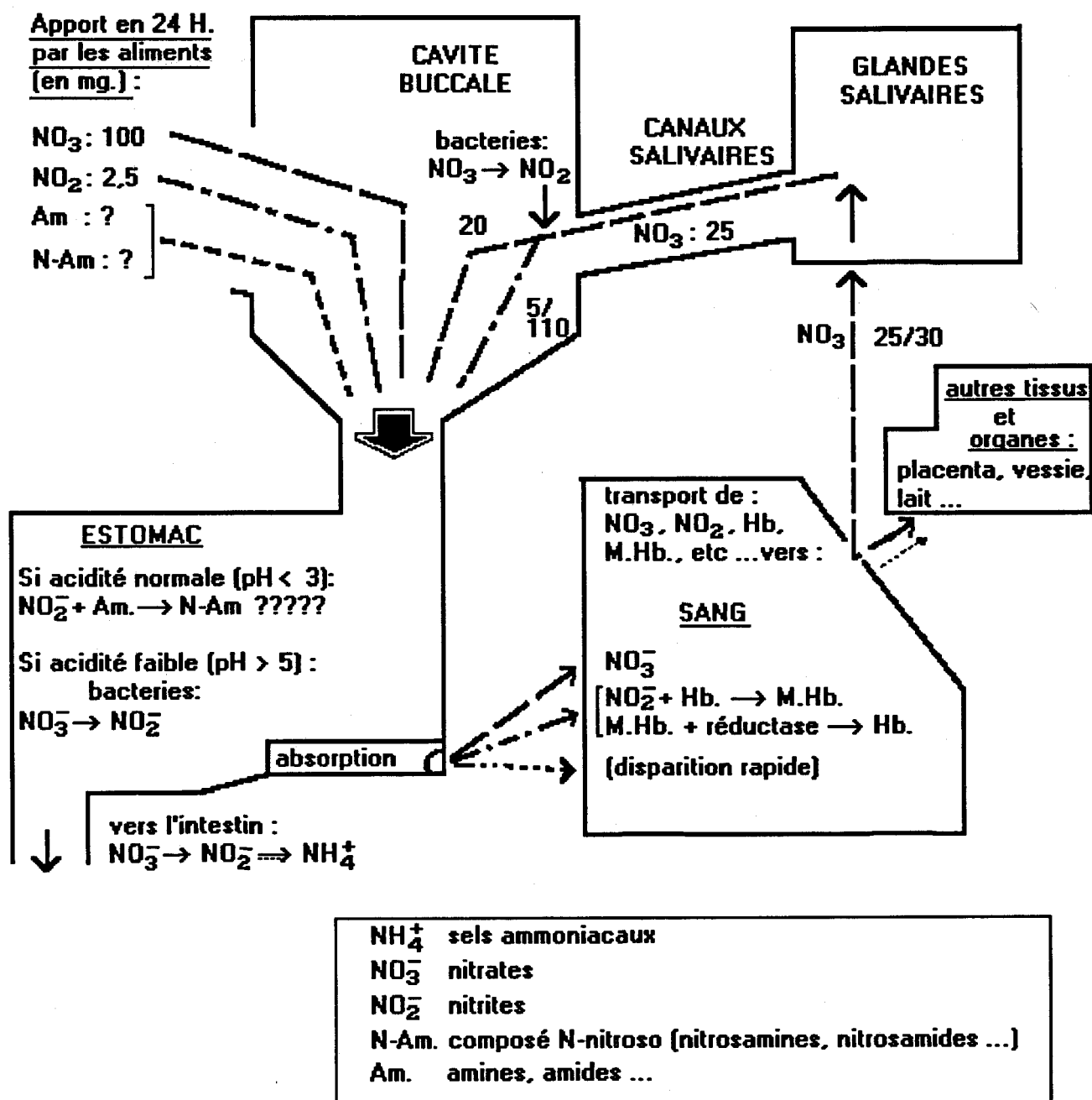
- le seuil d'ingestion de nitrates par l'homme est fixé à $3,65 \text{ mg/kg}$ de poids corporel (dose journalière admissible), soit un seuil de 250 mg/jour pour un poids moyen de 70 kg
- la quantité moyenne de nitrates ingérée est évaluée dans une alimentation de type occidental à 175 mg/jour
- on estime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

75 mg de nitrates pour 1,5 litre 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 [86] (fig. 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 [86].



1.2.2. Méthémoglobinémie

[21]

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 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 [92], 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.

1.2.3. 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 amines 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 cancérogènes. 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 [4], [76], [94], [98], [103].

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France précise en 1985 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 [27], [39], [97].

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 [87].

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 [20].

L'augmentation des teneurs des composés azotés traduit une pollution de la ressource liée aux activités humaines (tableau 1) et en particulier aux activités de surfaces (tableau 2).

Eaux	Composés azotés concernés	Type de pollution	Source de pollution
Eaux superficielles des rivières, canaux lacs, étangs	- ammonium - ammoniacque dissous - azote organique	ponctuelle	- rejets industriels et domestiques - rejets d'effluents d'élevage
	- nitrates - nitrites	ponctuelle et diffuse	- alimentation des eaux superficielles par des nappes polluées
Eaux souterraines		diffuse	- "fuites" des zones industrielles et habitées - activités agricoles intensives
	- NO ₃ ⁻ presque uniquement	macroponctuelle ou macrodiffuse	- même source que ci-dessus - rejets industriels, domestiques de l'agriculture ou des élevages

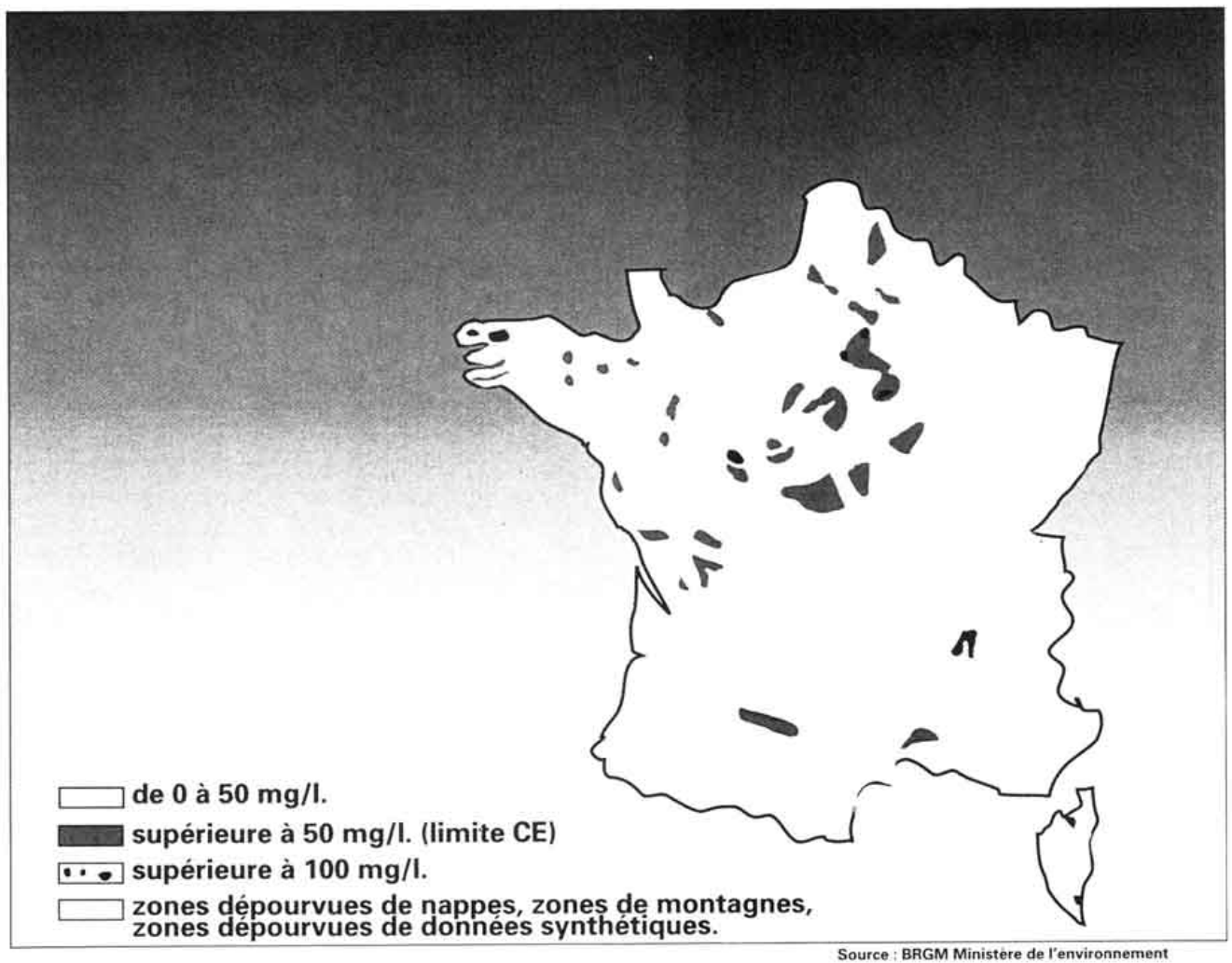
Tableau 1 : Principales origines des NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺ dans l'environnement [2].

Teneurs	Activités et occupation du sol
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 extensif avec des prairies permanentes peu fertilisées.

Tableau 2 : Teneurs en nitrates et activités ou occupation du sol [27]

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 3). Ces concentrations varient aussi avec la vitesse de circulation-renouvellement des eaux dans les nappes.

Figure 3 : Carte simplifiée de la teneur en nitrates des nappes phréatiques 1981-1986 (source BRGM)



En 1980, le rapport "Activités agricoles et qualité des eaux" du professeur Hénin [34] 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 dûs 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 [14].

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 [38].

De nombreux 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 [81] :

- 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 (tabl. 3).

		NIVEAU GUIDE	CONCENTRATION MAXIMALE
		(mg/l) CEE	(mg/l) France
Ammonium	(NH ₄ ⁺)	0.05	0.50
Nitrites	(NO ₂ ⁻)	-	0.10
Nitrates	(NO ₃ ⁻)	25	50
Azote Kjeldahl	(N)	--	1

La recommandation OMS est de 44 mg/l [90].

Tableau 3 : Normes relatives aux composés azotés.

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.

La consommation d'eau ayant une teneur comprise entre 50 et 100 mg/l, peut être admise sauf pour les femmes enceintes et les nourrissons de moins de six mois. 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 (NO₃).

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 supé-

rieures à celles du réseau, peuvent y être rencontrées ; par ailleurs, l'eau peut y être contaminée du point de vue microbiologique.

1.4.3. Protection de la ressource

Cette même circulaire indique : "Quel que soit le type de ressource exploitée, un programme d'amélioration de la qualité de la ressource, basé sur un examen détaillé des flux de pollution azotée susceptibles d'être à l'origine d'une contamination, doit être mis à l'étude dès que la valeur guide de 25 mg/l (NO_3) définie par la directive n° 80-778 du 15 juillet 1980 se trouve dépassée".

L'annexe III du décret précise que pour les nitrates, les limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, sont les suivantes :

- 50 mg/l pour les eaux superficielles
- 100 mg/l pour les autres eaux

La circulaire en date du 9 juillet 1990 du Ministre Chargé de la Santé, précise aussi : "par ailleurs, l'existence de moyens de correction de la qualité de l'eau ne doit pas conduire à ce qu'on laisse se dégrader le patrimoine que représentent les nappes d'eau : des actions préventives de protection doivent être menées à cet égard".

1.4.4. Procédés de traitement agréés

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

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

- les procédés diffusés par la société Degremont :
 - utilisant l'acide acétique (approbation en juillet 1981, circulaire DGSH/POS/1.D n° 1065 du 03/08/1981)
 - utilisant l'éthanol (approbation en mai 1982, circulaire DGHS/POS/ID n° 621 du 01/06/1982).
- le procédé diffusé par la société OTV : utilisant l'éthanol (approbation en septembre 1981, circulaire DGSH/POS/ID n° 1352 du 05/10/1981).

Un procédé de **dénitrification autotrophe** sur soufre diffusé par la société O.T.V. est agréé (circulaire n° 1143 du 24/07/1985).

La circulaire n° 1136 du 23/07/1985 autorise l'élimination des nitrates par **résines échangeuses d'ions** en vue de la production d'eau destinée à la consommation humaine et fixe les conditions d'agrément des résines utilisables. La circulaire n° 1143 du 24/07/1985 autorise en particulier les procédés diffusés par les sociétés Degremont, O.T.V. et S.A.U.R.

Toutefois, dans le cas d'un procédé par échange d'ions, l'agrément concerne les résines. La circulaire du 7 mai 1990 relative aux produits et procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine rappelle les résines anioniques autorisées.

D'une manière générale, la circulaire du 24/07/1985, n° 1143, du Ministère de la Santé précise les **conditions fixées pour l'utilisation** des différents procédés.

1.4.5. Textes récents

La CEE a adopté, le 14 juin 1991, une directive "nitrate" pour la protection des eaux douces, côtières et marines contre la pollution par les nitrates d'origine agricole. Les Etats membres doivent distinguer des zones dites **vulnérables**, établir des **codes de bonnes pratiques agricoles** et élaborer des **programmes d'action dont la mise en œuvre pour les agriculteurs sera obligatoire dans les zones vulnérables** [93].

D'autre part la directive "eaux usées" du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduelles impose, dans les zones sensibles, le traitement de l'azote total (nitrification et dénitrification) suivant un calendrier en fonction de la taille de la station d'épuration.

La loi du 03 janvier 1992 a modernisé la législation existante en préconisant la création de schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) dont le but est d'assurer une gestion équilibrée de la ressource en eau, tant du point de vue quantitatif que qualitatif. [99].

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 et un second publié en 1988 sur les années 1985 à 1987 [92]. Des données plus récentes par région sont disponibles auprès des DRASS mais n'ont pas encore fait l'objet d'une synthèse nationale.

Au cours des années 1985-1986, environ 1,4 million 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.

La cartographie des unités de distribution considérées comme non conformes à la fin de l'année 1987 montre que la moitié Nord du pays est principalement affectée avec les bassins Loire-Bretagne, Seine-Normandie et Artois-Picardie (fig. 4).

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 oeuvre des solutions techniques dont le coût peut être lourd pour ces collectivités.

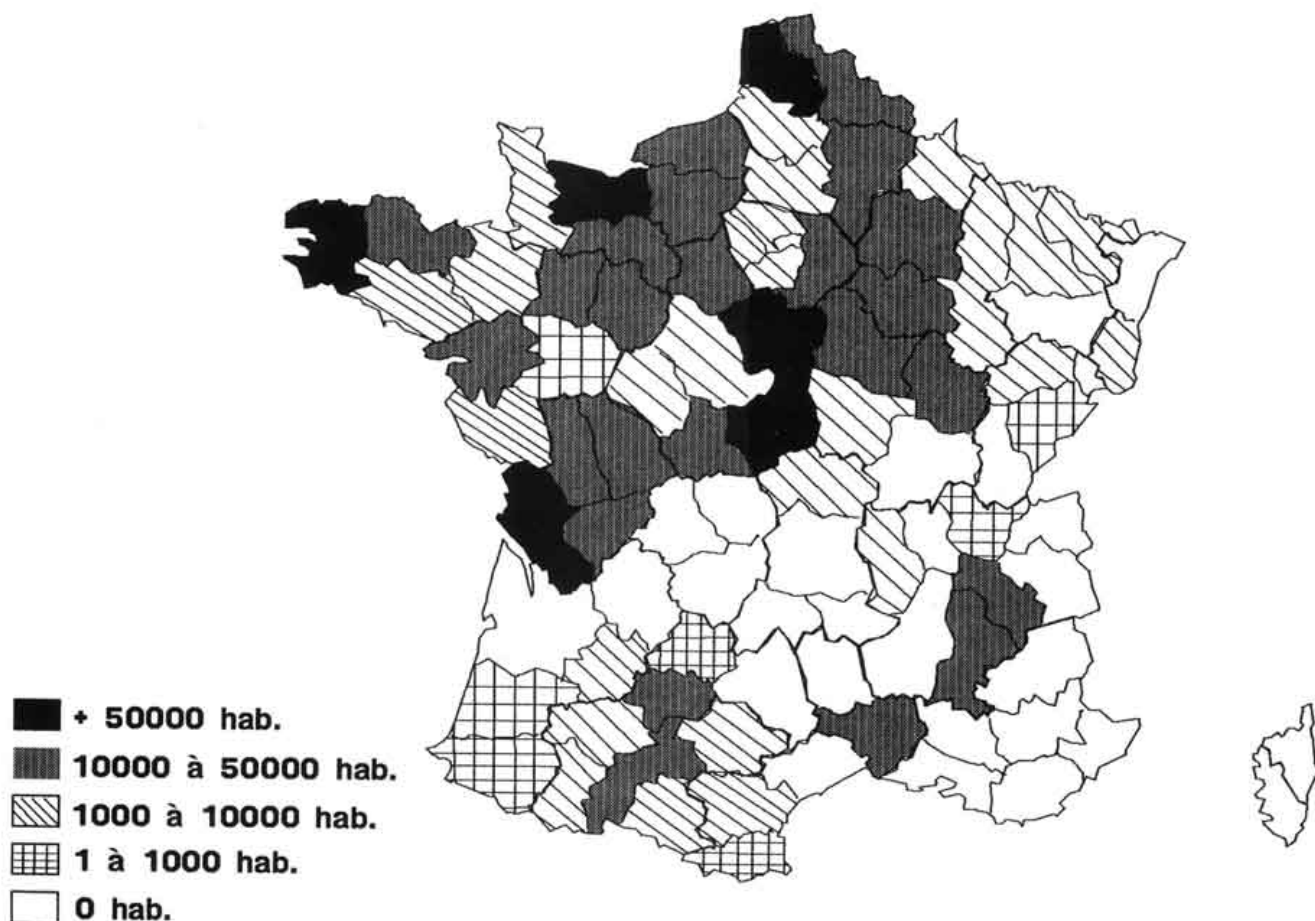


Figure 4 : Importance de la population concernée (par département) par des teneurs maximales supérieures ou égales à 50 mg/l et des teneurs moyennes ou égales à 40 mg/l [92].

L'évolution de la situation générale entre 1981 et 1987 est contrastée (tableau 4).

Le nombre des U.D. comportant des risques augmente et la teneur moyenne en nitrates s'est élevée 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.

	SITUATION 1981		SITUATION 1987			
			TOUTES UD		UD DEJA SIGNEE EN 1981	
	POP (1*)	UD (1*)	POP (1*)	UD (1*)	POP (2*)	UD (2*)
50 - 100 mg/l	1 900 000	942	1 706 554	1 059	-	-
	1 129 518	555	859 018	701	435 293	275
> 100 mg/l	280 000	68	10 048	15	-	-
	32 403	29	2 167	7	2 077	5
TOTAL	2 180 000	1010	1 716 602	1074	-	-
	1 161 921	584	861 185	707	437 370	280

(1*) Le premier chiffre représente la situation si l'on prend en compte uniquement la teneur maximale ; le second chiffre représente la situation si l'on prend en compte uniquement la teneur moyenne.

(2*) Les modalités de réalisation de l'enquête ne permettent pas de savoir en 1987 le devenir des unités de distribution signalées en 1981, pour lesquelles la teneur maximale avait dépassé 50 mg/l

Tableau 4 : Evolution générale des populations et unités de distribution (UD) concernées par des teneurs en nitrates supérieures à 50 mg/l [92].

1.6. Actions préventives et curatives

La recherche des parades peut s'orienter selon deux voies : prévention et dépollution.

1.6.1 Mesures préventives

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" [96].

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 acti-

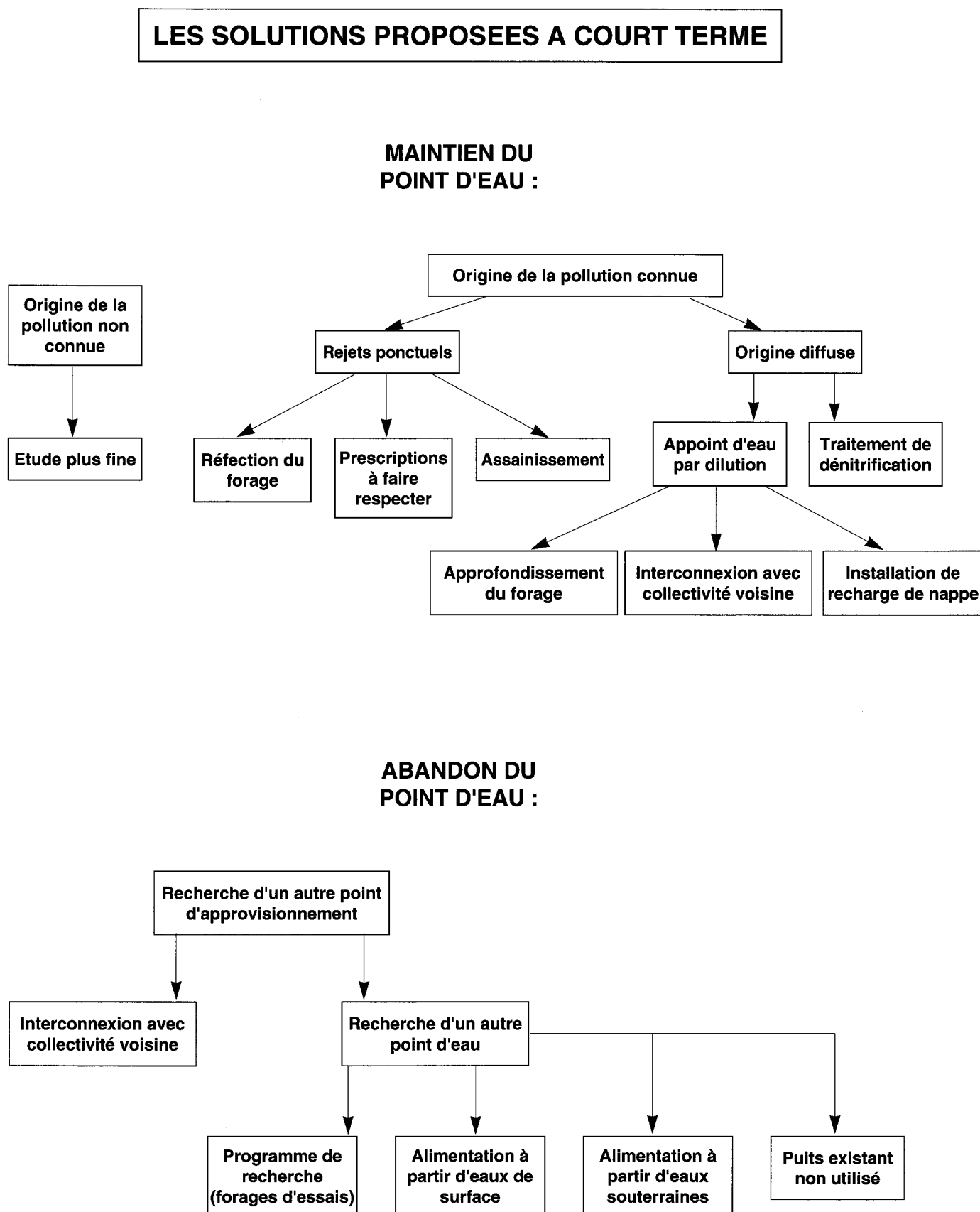
vités agricoles (CORPEN) et la Mission Eau-Nitrates ont été mis en place par les Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement. Leur programme d'action concerne l'ensemble des angles d'attaque possibles : recherche, information, formation, amélioration de pratiques agricoles, lutte contre les pollutions ponctuelles [91], [3]. 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.

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 5 récapitule les différentes solutions possibles.

Figure 5 : Les solutions proposées à court terme [89]



Les techniques curatives mises en œuvre rapportées à la population concernée se répartissent de façon suivante [19] :

- 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, le tableau 5 résume l'ensemble des techniques utilisables.

VOIE UTILISEE	PROCEDE	NOMBRE D'INSTALLATIONS*	
		France	Europe
BIOLOGIQUE	* hétérotrophe	5	2 (RFA)
	* autotrophe - sur soufre - avec hydrogène	0	2 (RFA) (HOL)
PHYSICO-CHIMIQUE	* échanges d'ions : - cycle chlorure - cycle bicarbonate - gaz carbonique	17 0	2 (RFA)
	* osmose inverse		
	* électrodialyse		

Tableau 5 : Techniques d'élimination des nitrates [53] , [64].

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

Lorsque les premières solutions (dilution, modification du niveau de captage, interconnexion avec un réseau voisin...) 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.

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 oeuvre 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

[46], [48], [52], [57], [68], [95].

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



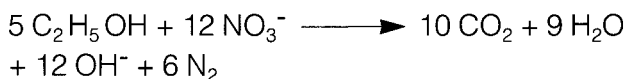
Il existe une vingtaine d'espèces de bactéries strictement dénitrifiantes. Généralement non sporulées, à Gram négatif et anaérobies facultatives, elles appartiennent notamment aux genres *Bacillus*, *Paracoccus* et *Pseudomonas* (*P. denitrificans*, *P. Stutzeri*, *B. Licheniformis*).

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.

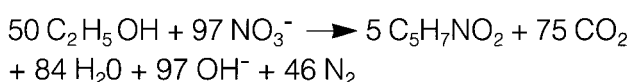
Si $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ représente la formule globale de la cellule bactérienne, les réactions peuvent s'écrire :

- avec l'éthanol :

- voie énergétique (dégradation du substrat-transfert d'électron)

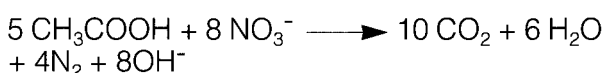


- voie synthétique (élaboration de synthèse bactérienne)

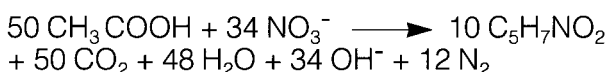


- avec l'acide acétique :

- voie énergétique



- voie synthétique



Si on compare les rapports stoechiométriques 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 d'éthanol ou de 1,65 mg d'acide acétique par mg de NO_3 éliminé (à moduler en particulier en fonction de la concentration en oxygène dissous).

Les faibles valeurs des constantes cinétiques impliquent une réaction d'ordre zéro pour des teneurs élevées en nitrates et substrats considérés.

Les paramètres essentiels jouant sur la vitesse de dénitrification sont : l'oxygène dissous, le pH, la température, le rapport C/N. Plusieurs espèces bactériennes pouvant être utilisées, les conditions optimales peuvent être échelonnées.

L'oxygène dissous doit être en concentration suffisamment faible pour ne pas entraver l'activité des microorganismes, la dénitrification étant un processus anaérobie.

Dans la réalité, il est difficile de donner des concentrations limites en O_2 au-delà desquelles la réaction est inhibée car ces valeurs dépendent de la taille du floc et de la nature et la concentration en carbone organique.

Pour des valeurs élevées, l'oxygène inhibe la dénitrification : il entre en compétition avec les nitrates en tant que donneur d'électrons et inhibe la synthèse d'enzyme catalysant la réaction.

Le pH optimal se situe entre 7 et 8,5, généralement à 7,5.

Il modifie le taux de croissance des bactéries et les produits de la réaction.

Ainsi, à pH acide la réduction de l'azote est incomplète avec production d'oxydes nitrique et nitreux et à pH supérieur à 7, le seul produit final obtenu est l'azote gazeux.

La température

Un optimum se situe entre 15°C et 20°C . Les rendements chutent considérablement en dessous de 8°C.

En pratique une chute de température peut être compensée partiellement par une augmentation du substrat carboné.

Le rapport carbone/nitrate a une grande influence. Le taux de dénitrification augmente avec la concentration en carbone jusqu'à une valeur maximale à partir de laquelle l'augmen-

tation des concentrations en carbone n'affecte plus la dénitrification.

Généralement les eaux souterraines, destinées à la production d'eau potable, ne contiennent pas de carbone organique en quantité suffisante, il faut donc ajouter suffisamment de carbone à l'unité de dénitrification pour que la réaction s'accomplisse.

Le phosphate est nécessaire à la croissance bactérienne. Toutefois, de trop grandes valeurs de phosphate favorisent la croissance bactérienne aux dépens de la dénitrification. Les résultats expérimentaux donnent une valeur optimale de 0,5 mg/l de PO_4 pour l'apport de phosphate dans l'unité de dénitrification en complément de l'éthanol ou de l'acide acétique.

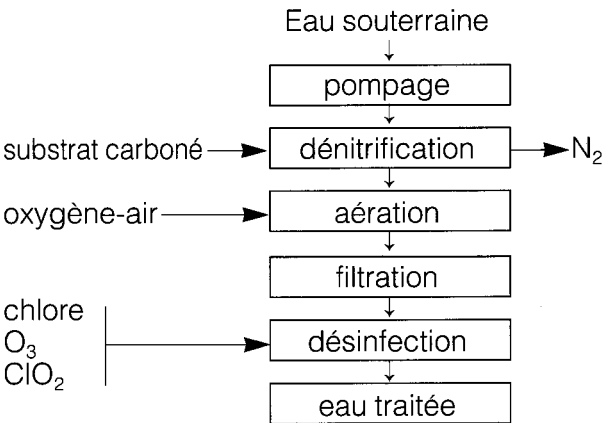
2.1.2. Description des filières en fonctionnement en France

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 [69] :



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 Nitrazur D (Degrémont)

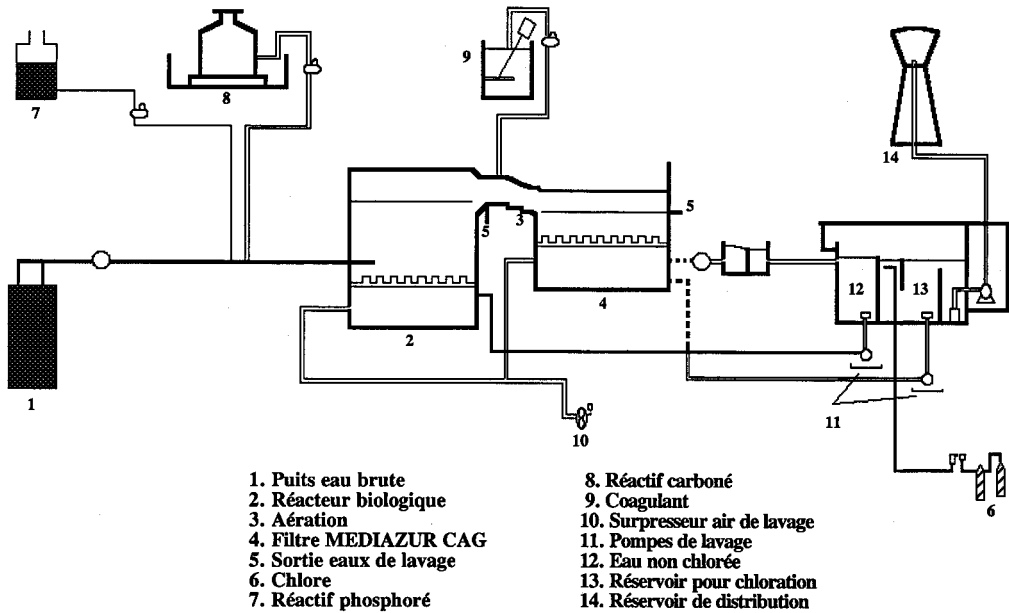
Le procédé Nitrazur se caractérise par (figure 6) :

- 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 6 : Schéma général du procédé NITRAZUR D [65].



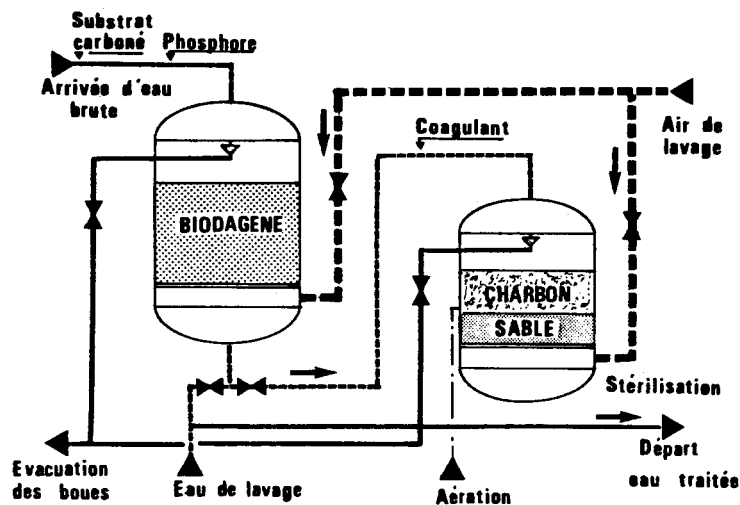
2.1.2.2.2. Filière de traitement du procédé Biodénit (OTV)

La filière comprend (figure 7) :

- un dispositif d'injection d'éthanol éventuellement enrichi en phosphate,
- un filtre biologique anoxique immergé,

- le filtre Biocarbone bicouche charbon actif-sable,
- 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 7 : Schéma simplifié de la filière de traitement d'Eragny [59].



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

[56], [59]

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 (Eragry pour OTV, Château-Landon pour Degrémont), 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

[61], [78]

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

Matériau support

[58], [63], [89]

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 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 des interstices libres. La granulométrie varie entre 3 et 6 mm pour le matériau Biodagène de Biodénit et entre 1,7 et 2,7 mm pour la Biolite de Nitrazur.

La quantité de nitrate éliminée va dépendre du 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.

2.1.2.3.2. Substrat et réactifs complémentaires

Nature du substrat carboné

[57], [95]

La filière OTV utilise 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).

Autres réactifs

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

[61], [67], [71]

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 le procédé Degrémont 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-traitements 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 [62], une filtration sur charbon actif aéré est réalisée selon le procédé Biocarbène, couplant les deux premières étapes (aération, filtration).

Le filtre aéré Biocarbonate 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.

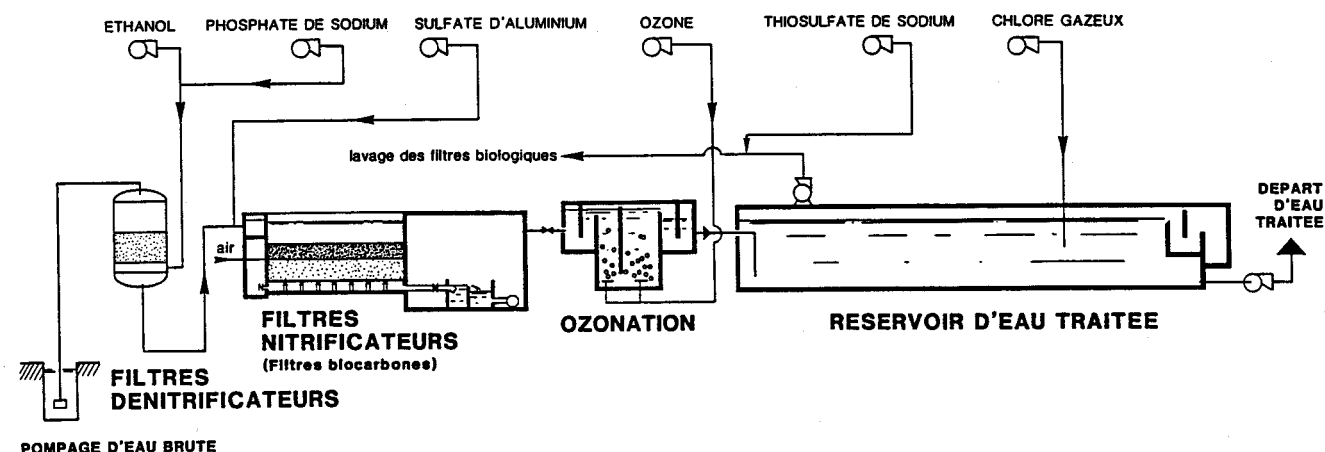
Comme dans le procédé Degrémont, une chloration est l'étape de désinfection finale.

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 [72], [73].

Cas de l'usine de Dennemont

L'usine de Dennemont (filière OTV) a la particularité de traiter une eau brute riche à la fois en nitrate et en ammoniacale. Elle met donc en œuvre une filière de dénitrification-nitrification (figure 8). La nitrification est l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrates.

Figure 8 : Schéma de la filière de traitement de l'usine de Dennemont [62]



2.1.2.5. Eaux de lavage [62], [64], [71]

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 Champfleu 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.

Le tableau 6 montre que sur cinq stations existantes, les eaux de lavage sont dirigées vers la station d'épuration dans quatre cas et traitées par lagunage dans le dernier cas.

2.1.2.6. Réalisations

Les stations de dénitrification qui fonctionnent actuellement en France selon les procédés cités ci-dessus et leurs caractéristiques sont recensées dans les tableaux 6, 7 et 8.

Tableau 6 : **Liste des stations existantes**
[64]

Usine * Localité (code départemental)	Origine de l'eau**	Débit m³/h	Eluats	Date mise en service	Constructeur
1. Eragny (95)	S	80	égout	1983	OTV
2. Château-Landon (77)	S	50	égout	1983	Degrémont
3. Champfleury (72)	S	70	lagune	1984	Degrémont
4. Guernes-Dennemont (78)	S	400	égout	1987	OTV
5. Issoudun (36)	S	200	égout	1989	Degrémont

(*) : voir localisation figure 23
(**) : S = eau souterraine

	Château Landon	Champfleur	Eragny	Guernes	Issoudun
Débit (m ³ /h)	30-50	35 ou 70	80	400	170-280
Réacteur	Nitrazur	Nitrazur	Biodenit	Biodenit	Nitrazur
Hauteur du support (m)	3	3	2.1	2	3
Surface du support (m ²)	6.4	8.5	2 x 4.9	4 x 8	2 x 10.5
Média	Biolite L	Biolite L	Biodagène	Biodagène	Biolite L
Granulométrie (mm)	1.7	2.7	3/6	3/6	2.7
Débit de percolation (m/h)	4.7-8.2	4.1-8.2	8.2	9.75	10 m
Aération	Cascade	Cascade	Pression 2 x 40 m ³ /h	Pression 800 m ³ /h	Cascade
<i>Filtration</i>					
Type de filtre	Médiazur	Médiazur	Biocarbonate	Biocarbonate	Médiazur V
Support	Charbon actif	Charbon actif	CAG + sable	CAG + sable	Charbon actif
Surface (m ²)	6.4	8.5	2 x 6.2	4 x 20.35	2 x 12.5
Hauteur du média (m)	1.2	1.2	1.3	2.4	1
Débit de filtration (m/h)	4.7-8.2	4.1 ou 8.2	6.5	4.91	8.4
Eau de lavage (m ³)	35	80			
Volume du réservoir de désinfection (m ³)	100	120	200	280	

Tableau 7 : Caractéristiques des stations [63], [65]

Paramètres	Château Landon	Champfleur	Eragny	Guernes	Issoudun
pH	7.3	7.2	7.2	7.2	60
Turbidité (NTU)	0.15	0.20	0.3	0.3	
Alcalinité (mg/l CaCO ₃)	228	260	340	340	
Dureté totale (mg/l CaCO ₃)	352	360	300	365	
Calcium (mg/l CaCO ₃)	336	336	–	–	
Amm. N (mg/l)	Nul	Nul	0.1	2.7	
Nitrate (mg/l)	87	72	64	65	
Nitrite (mg/l)	0.2	Nul	Nul	0.1	
DO (mg/l)	6.8	5.6	3.7	–	
COT (mg/l)	1.5	1.4	1.6	1.3	

Tableau 8 : Caractéristiques de l'eau brute [63], [65]

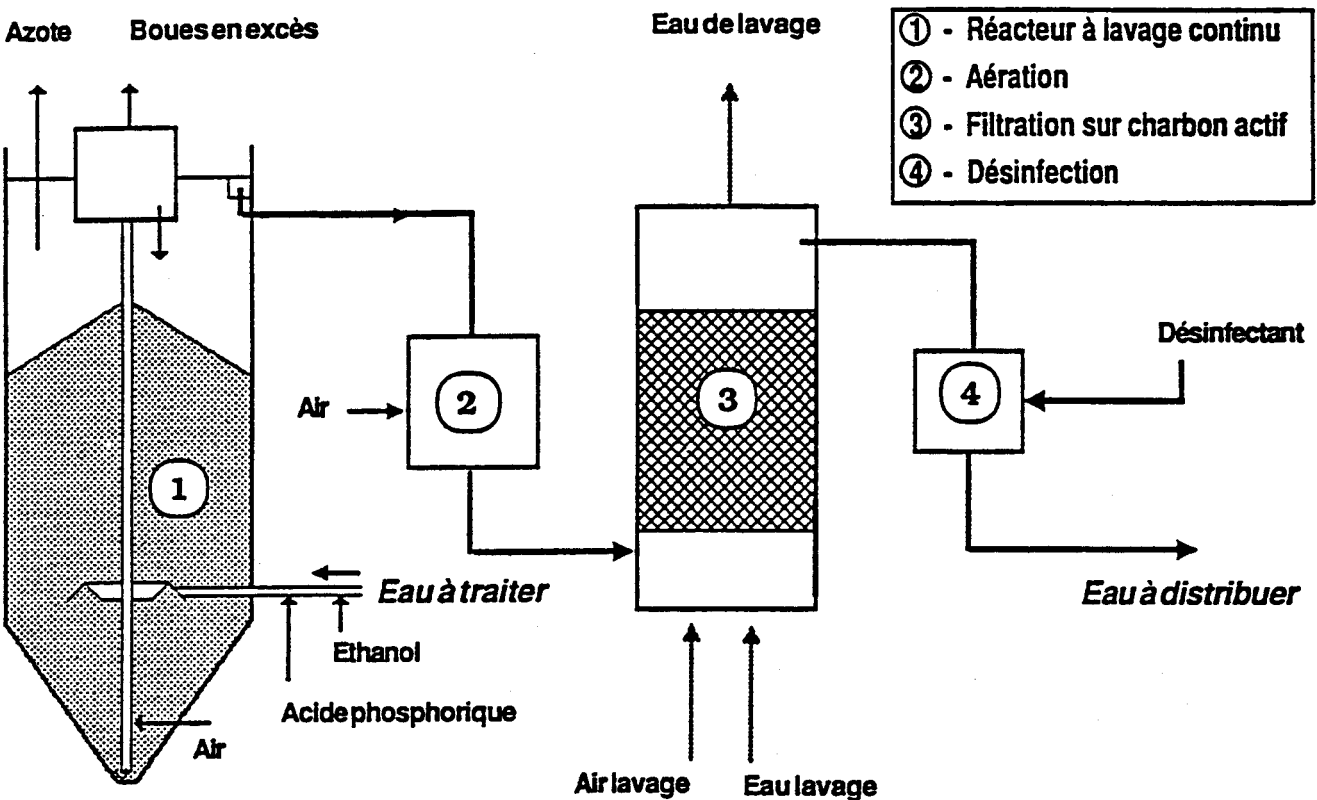
2.1.3. Autres procédés : en cours d'étude ou en fonctionnement à l'étranger

2.1.3.1. Procédé SOGEA
[33]

La société SOGEA a mis au point un procédé breveté, mais non encore agréé à ce jour, 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 9) 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 9 : Filière de traitement du procédé SOGEA



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 [10] et (tabl. 9).

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 (methanol CN = 2,6 l)	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

Tableau 9 : Expériences avec procédés biologiques pour l'élimination des nitrates [9], [69].

Les avantages et inconvénients de ces systèmes sont liés à la granulométrie du matériau support (cf page 18). Le tableau 10

compare les différents procédés de dénitrification et en particulier, pour les procédés hétérotrophes, les lits fixés et les lits fluidisés.

Paramètres	Procédés hétérotrophes		Procédé autotrophe
	Lit fluidisé (T. Hall et al 1985)	Lit fixe (S. Philipot 1985)	Avec H ₂ donneur d'électron (H. Gros et al 1987)
Type d'eau	Eau de surface	Eau souterraine	Eau souterraine
Vitesse de filtration	22 m/h	8 m/h	
Temps de rétention	13 min.	15 min.	60 min.
Biomasse	15 g/l	≥ 5 g/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	à 2°C 6.5 kg O ₂ /m ³ j 8.75 kg NO ₃ ⁻ /m ³ j	à 10°C - 6 à 7 kg NO ₃ ⁻ /m ³ d	à 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

Tableau 10 : Comparaison de différents procédés de dénitrification [26]

La technique à lit fluidisé a été retenue, entre autre, pour la dénitrification dans le centre de production d'eau du Blankaart en Belgique

[25], [26]. Un pilote semi-industriel de 40 m³/h a été construit avant l'installation finale. La ligne de dénitrification est résumée dans la figure 10.

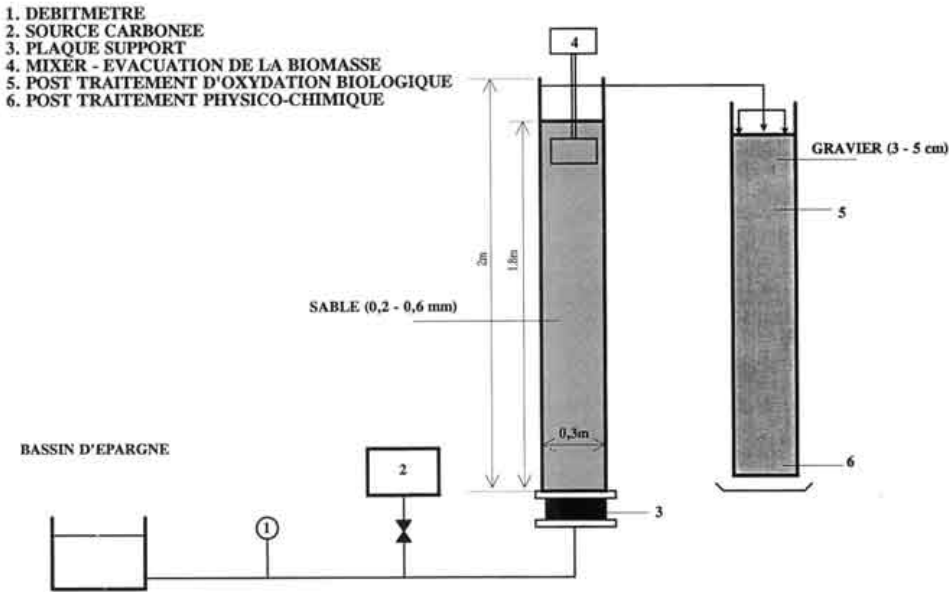


Figure 10 : Représentation de l'unité de dénitrification biologique [25].

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) [78]. Après 4 mois d'expérimentation, le procédé permet d'éliminer 3 kg N.NO₃⁻/m³/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). Le tableau 11 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.

	NITRAZUR CHATEAU LANDON (PARTOS 1986)	NITRAZUR CHAMPFLEUR (RICHARD 1986)	BIODENIT ERAGNY (PHILIPOT 1986)	UT FLUIDE
CARACTERISTIQUES DES REACTEURS DE DENITRIFICATION				
- DEBIT (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
- MATERIAU	Biolite L	Biolite L	Biocamine	OSBG
- TAILLE (mm)	1.7	2.7	3 - 6	2 - 7
- HAUTEUR DU MATERIAU	3	3	2.1	1
- FLUX	ascendant	ascendant	descendant	ascendant
CARATERISTIQUES 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 élimine	1.7	1.8	1.2	1.2 1.13
PRODUCTION DE BOUES				
- Substrat de synthèse	AC. Acétique	Ethanol	Ethanol	Acétate de sodium
- Bilan théorique (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 de cycle	24 à 48 h	24 à 48 h	84 h	une semaine à un mois
- Temps de décolmatage/lavage	1 h	1 h	1 h	10 min.

Tableau 11 : Comparaison des performances du procédé en lit fluide OSBG et deux procédés en lit immergé [78].

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 [42]

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 réinjectée 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 11 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.

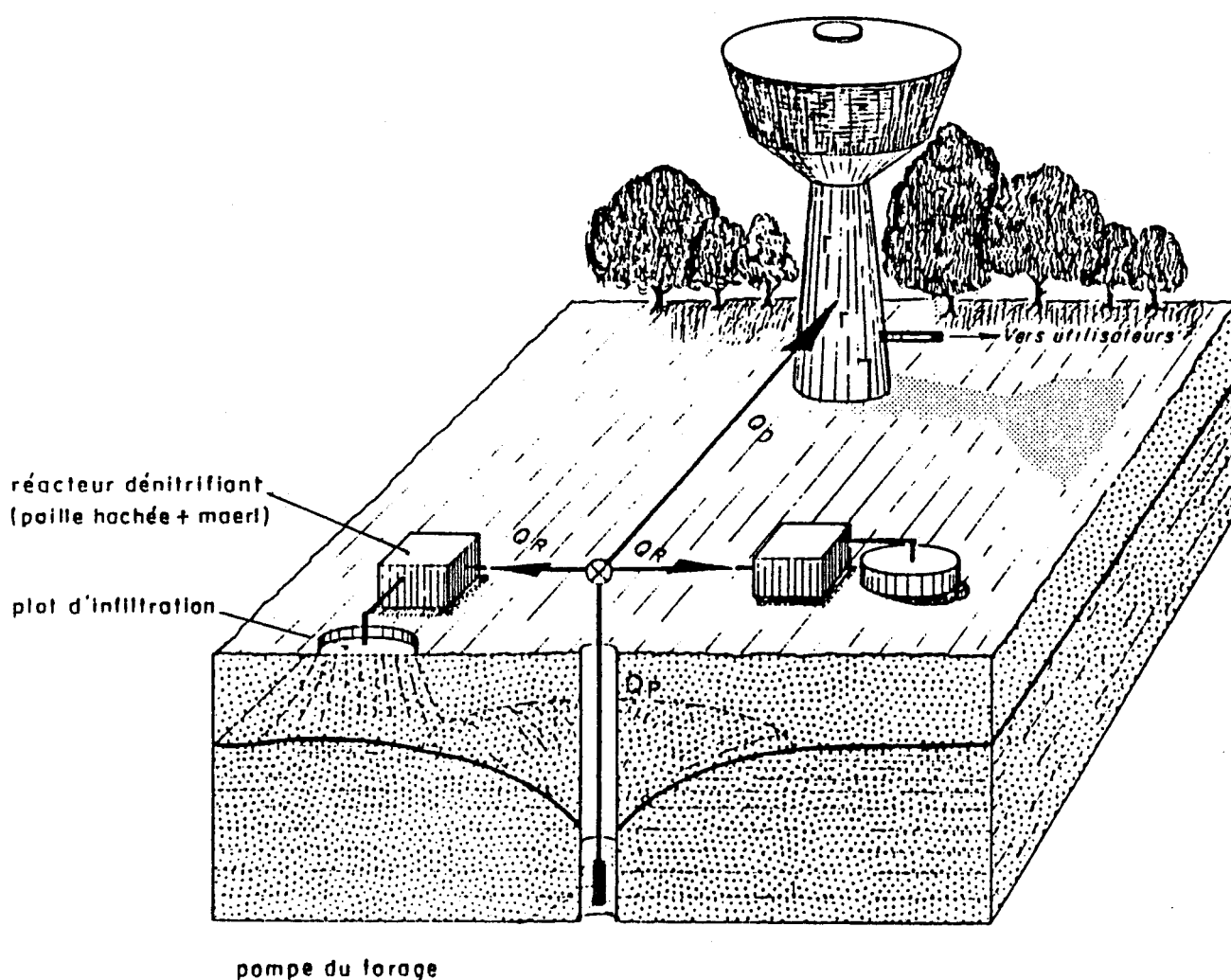


Figure 11 : Principe de procédé BRGM /SAFEGE [42]