



Ministère de l'Agriculture et de la Forêt  
Fonds National pour le Développement  
des Adductions d'Eau

# ÉLIMINATION DE L'AZOTE DANS LES STATIONS D'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES PETITES COLLECTIVITÉS

Documentation technique  
F N D A E  
N° 10



MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA FORÊT  
DIRECTION DE L'ESPACE RURAL  
ET DE LA FORÊT

Sous-Direction du Développement Rural  
19, avenue du Maine - 75015 Paris

NS  
DOCUMENTATION TECHNIQUE  
FNDAE

(Fonds National pour le Développement  
des Adductions d'Eau)

Décembre 1990

# ÉLIMINATION DE L'AZOTE DANS LES STATIONS D'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES PETITES COLLECTIVITÉS

Optimisation de la conception et du calcul  
des installations à boues activées en aération prolongée

Philippe Duchène CEMAGREF groupement d'Antony  
14, avenue de Saint-Mandé - 75012 Paris



CENTRE NATIONAL  
DU MACHINISME AGRICOLE  
DU GÉNIE RURAL  
DES EAUX ET DES FORÊTS

DIRECTION GÉNÉRALE  
Parc de Tourvoie 92160 Antony  
Tél. : (1) 40 96 61 21  
Télex : 204 565 F  
Télécopie : (1) 40 96 61 39

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<sup>er</sup> 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 de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités – 1990 – Ph. Duchène. 1<sup>re</sup> édition, ISBN. 2-85362-202-9 – Dépôt légal 4<sup>e</sup> trimestre 1990 – Documentation technique FNDAE n° 10 – Photos et dessins : CEMAGREF – Impression AZIMUT – 2 rue Léon Blum – Résidence Le Ponchelet – BP 103 – 62110 HÉNIN-BEAUMONT – Secrétariat de Rédaction : C. Herblot – Secrétariat d'Édition : M. Boudot-Lamotte – Édition et diffusion : CEMAGREF-DICOVA – BP 22 – 92162 ANTONY Cedex – Prix : 85 F

## Remerciements

Nous remercions particulièrement la municipalité de FONTENAY-TRESIGNY (77) et les exploitants des stations d'épuration de CRISOLLES (60), CHANGIS (77) et LARCHANT (77) de nous avoir autorisés, durant de nombreux mois, à opérer des modifications de réglage de leurs installations, nous permettant ainsi d'affiner en vraie grandeur les résultats acquis précédemment en laboratoire.

Notre gratitude va, de même, aux divers responsables des stations d'épuration équipées de zones d'anoxie de BRETTEVILLE/LAIZE (14), PLAINTEL (22), RIBEAUVILLE (67), Verson (14) (effluents domestiques), ainsi que UNISABI à ERNOLSHEIM/BRUCHE (67) et S.V.A. à VITRE (35) (effluents industriels).

Ce document est le fruit du travail de l'équipe "Épuration des eaux" de la division Qualité des eaux du groupement d'Antony\* : Ph. DUCHÈNE, A. HEDUIT, S. SCHETRITE, L. SINTES, réalisé grâce au concours financier du F.N.D.A.E.

\* 14 Avenue de Saint-Mandé 75012 Paris Tél (1) 43.43.97.84 Télécopie (1) 43.43.81.09

## **Avant-propos**

Au moment où les préoccupations de notre société et des institutions internationales concernant la qualité de l'environnement sont croissantes, le constat de la situation française en matière d'épuration des eaux est plutôt décevant.

Un effort particulier doit être entrepris, qui doit viser à :

- 1/- améliorer le taux de collecte de la charge polluante par les réseaux existants,
- 2/- augmenter la capacité de traitement des stations d'épuration et adapter le parc aux besoins du milieu récepteur,
- 3/- fiabiliser le fonctionnement des installations d'épuration, notamment par une meilleure gestion des boues et la diminution de la quantité d'eaux parasites entrant dans les réseaux.

C'est dans ce sens qu'après la conception et le choix des procédés adaptés (N° 5 - juin 1986), le traitement des boues (N° 9 - 1990), la série de la documentation technique du Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau (F.N.D.A.E.) aborde avec le présent numéro l'élimination de l'azote, nécessité de plus en plus reconnue pour la restauration de la qualité des milieux naturels.

Ce document a été établi par le CEMAGREF sur la base de son expérience et de mesures spécifiques réalisées dans diverses conditions de charge et de climat, sur commande de la Direction de l'Espace Rural et de la Forêt du Ministère de l'Agriculture.

## **Avertissement**

S'il éprouve des difficultés de compréhension de certaines notions spécifiques à l'épuration des eaux, le lecteur pourra se reporter au document technique FNDAE N° 5. Le présent ouvrage a, en effet, été conçu de manière à éviter, autant que possible, de répéter les éléments plus généraux du précédent.

# SOMMAIRE

## *Introduction*

### **1 - L'azote et son élimination biologique**

#### **1.1. L'azote des eaux résiduaires**

#### **1.2. Les mécanismes contribuant à l'élimination de l'azote**

##### **1.2.1. Décantation**

##### **1.2.2. Ammonification**

##### **1.2.3. Assimilation**

##### **1.2.4. Nitrification biologique**

##### **1.2.5. Dénitrification biologique**

##### **1.2.6. Utilisation par les végétaux**

### **2 - Élimination d'azote assurée par divers procédés d'épuration**

#### **2.1. Éléments réglementaires**

##### **2.1.1. Objectifs de qualité des cours d'eaux**

##### **2.1.2. Production d'eau potable**

##### **2.1.3. Règles françaises sur les niveaux d'azote et les effluents**

#### **2.2. Efficacité des divers procédés**

##### **2.2.1. Cultures fixées**

##### **2.2.2. Les procédés extensifs**

##### **2.2.3. Les boues activées**

### **3 - Optimisation de l'élimination de l'azote par boues activées en aération prolongée traditionnelle**

#### **3.1. Conditions permettant l'élimination d'azote**

##### **3.1.1. Age des boues**

##### **3.1.2. Capacité d'oxygénation**

##### **3.1.3. Autres points de conception**

#### **3.2. Réglages à appliquer pour optimiser la nitrification - dénitrification**

##### **3.2.1. Cas général**

##### **3.2.2. Cas des chenaux**

##### **3.2.3. Cas de l'insufflation d'air fines bulles**

##### **3.2.4. Cas des stations d'épuration très sous-chargées**

##### **3.2.5. Asservissements à l'oxygène dissous ou au potentiel d'oxydo-réduction**

### **4 - Stations à boues activées à zone d'anoxie**

#### **4.1. Conception des stations à bassin d'anoxie**

##### **4.1.1. Conception générale**

- 4.1.2. Recirculation des boues**
- 4.1.3. Circulation des nitrates**
- 4.1.4. Bassin d'anoxie**
- 4.1.5. Bassin d'aération**
- 4.2. Réglages des stations à bassin d'anoxie**
  - 4.2.1. Réglages manuels**
  - 4.2.2. Asservissements**

## **5 - Conclusions**

### **Annexes**

- 1 - Annexe - Calcul des besoins d'oxygène en boues activées en aération prolongée avec élimination d'azote**
- 2 - Annexe - Dimensionnement des aérateurs en boues activées aération prolongée avec élimination d'azote**
- 3 - Annexe - Calcul du temps de fonctionnement supplémentaire du système d'aération pour éliminer l'azote en boues activées en aération prolongée**
- 4 - Annexe - Analyse des eaux résiduaires**

# Introduction

Pour des raisons historiques d'ordre à la fois technique et économique, les stations d'épuration qui ont été interposées entre le réseau d'égouts et le milieu naturel récepteur ont visé, dans un premier temps, une élimination de la charge polluante organique.

Les manques de maîtrise technique et de recul vis-à-vis des problèmes d'environnement conduisaient naturellement à ne pas prendre en compte, dans les objectifs du traitement, certains éléments considérés comme secondaires : la suppression d'une grande part de la

consommation d'oxygène et celle des mousses sur les rivières apparaissaient naturellement comme les premières contraintes à lever.

En référence à la situation passée, un meilleur fonctionnement du parc de stations d'épuration acquis dans la dernière décennie fait apparaître dans certains cas la nécessité de diminuer fortement les flux d'azote (et d'abord ceux d'azote réduit) rejetés aux cours d'eau.

En effet, l'azote dégrade le milieu naturel par consommation d'oxygène, par toxicité, et en tant qu'élément fertilisant.

*L'oxydation biologique d'un mg d'azote ammoniacal nécessite environ 4 fois plus d'oxygène que celle d'un mg de DBO. Compte tenu des performances des systèmes classiques d'épuration, la demande d'oxygène dissous des eaux épurées due à l'azote non oxydé est de 4 à 8 fois supérieure à celle due au carbone organique résiduel.*

L'ammoniaque libre ( $\text{NH}_3$ ) est, de plus, l'un des principaux toxiques inhibiteurs de la vie aquatique et l'ion  $\text{NH}_4^+$  gêne la production d'eau potable (combinaison avec le chlore, formant les chloramines).

L'augmentation de la teneur en azote oxydé (nitrates) des eaux superficielles et surtout souterraines résulte elle aussi pour partie des rejets des collectivités. On sait que cette augmentation est particulièrement préjudiciable, par exemple dans l'optique de la production d'eau potable et dans certains cas par sa contribution à l'eutrophisation.

En moyenne nationale, l'apport d'azote nitrique lié à l'usage des engrais en agriculture est supérieur à celui des eaux usées, et notamment très supérieur concernant la ressource souterraine. Toutefois, les rejets d'origine domestique peuvent représenter localement une part importante des flux d'azote apportés au milieu naturel et, en particulier, aux eaux superficielles.

Il est alors nécessaire d'envisager des traitements qui réduisent la teneur en azote des eaux usées.

Le présent document vise à donner les éléments qui permettent d'améliorer l'efficacité vis-à-vis de l'azote du type de station d'épuration le plus répandu, en particulier auprès des petites et moyennes collectivités : les stations à boues activées en aération prolongée.

Deux formes d'action seront examinées.

Les deux aspects les plus susceptibles d'apporter des améliorations de grande ampleur à travers le pays sont plus particulièrement abordés :

— la modification des réglages de stations existantes en vue d'accroître l'élimination d'azote.

— la **construction** de stations équipées de bassins d'anoxie, technique spécifique du traitement de l'azote.



# L'azote et son élimination biologique

# 1

## 1.1. L'azote des eaux résiduaires

• **L'origine** de l'azote présent dans les eaux résiduaires réside principalement dans les déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport principalement sous

forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissants,...) incluent dans leurs molécules des radicaux azotés ("ammoniums quaternaires").

### • Les formes de l'azote

#### **Terminologie :**

Les principales formes oxydées sont l'azote nitrique (N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et nitreux (N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup>).

Les formes réduites de l'azote sont l'azote organique et l'azote ammoniacal (N - NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

L'azote Kjeldahl N<sub>KJ</sub>, du nom du chimiste ayant mis au point le dosage, représente l'ensemble de l'azote réduit, soit :

$$N_{KJ} = N_{\text{organique}} + N\text{-NH}_4^+$$

L'azote total, appelé azote global (N<sub>GL</sub>), compte tenu d'usages antérieurs représente à la fois les formes oxydées et la forme réduite, soit

$$N_{GL} = N_{KJ} + N\text{-NO}_2^- + N\text{-NO}_3^-$$

En matière d'épuration des eaux, contrairement à la pratique concernant le milieu naturel, les quantités d'azote sont toujours exprimées en unités de N (d'où la formulation N - N...). C'est d'ailleurs le mode d'expression de loin le plus pratique compte tenu des transformations que subit l'azote.

Les diviseurs qu'il convient d'appliquer aux résultats exprimés en ions NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pour les obtenir en N, sont :

Azote ammoniacal	:	1,29
Azote nitreux	:	3,29
Azote nitrique	:	4,43

C'est-à-dire, par exemple, que 1,29 mg de NH<sub>4</sub><sup>-</sup> est équivalent à 1 mg d'azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

L'azote rejeté d'une habitation se trouve sous deux formes réduites : l'azote organique et l'azote ammoniacal, avec une légère prédominance de la première de ces deux formes. Le

transit dans le réseau modifie leurs proportions en faveur de la forme ammoniacale. Selon le temps de séjour et la température<sup>1</sup> dans le réseau, la proportion d'azote ammoniacal

1. L'influence de ce paramètre est relativement faible, les variations de température des effluents dans les réseaux étant le plus souvent limitées.

entrant à la station d'épuration varie de 50 % (réseaux courts) à 75 % (réseaux très longs).

D'autres apports, à dominante de formes oxydées et particulièrement de nitrates, peuvent être constatés :

— dans les réseaux unitaires, lors des épisodes pluvieux. Les concentrations sont, en général, faibles et l'azote nitrique tend à disparaître lors de son séjour dans le réseau.

— les eaux parasites s'infiltrant dans le réseau, si elles sont très chargées en nitrates, peuvent elles-aussi apporter à la station d'épuration des quantités d'azote oxydé mais ces apports de nitrates sont en général négligeables.

• **Les quantités** d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant à 12 à 13 g  $N_{KJ}$ /jour (pour une charge organique standard de 50 g DBO/jour), donnée qui sert de base au calcul des projets de stations d'épuration.

En fait, un habitant d'un bourg rural raccordé au réseau rejette en moyenne 8 g  $N_{KJ}$ /jour (mesures à l'entrée des stations d'épuration).

Le coefficient de sécurité pris au niveau des charges présumées se trouve ainsi du même ordre que celui dont est affectée la charge carbonée (1,4 à 1,5).

## 1.2. Les mécanismes contribuant à l'élimination de l'azote

De nombreuses voies d'élimination de l'azote sont possibles. **Certains processus chimiques ou physiques** existent dans les stations d'épuration comme dans le milieu naturel. Les conditions du milieu sont toutefois très éloignées de celles qui sont optimales dans les réactions en cause (coagulation, stripping, oxydations et réductions chimiques,...) dont les rendements sont donc très faibles. Globalement leur effet est très minoritaire et elles n'ont pas donné lieu, jusqu'à présent, à des développements de procédés adaptés en épuration des eaux usées domestiques : il n'y a pas, à l'heure actuelle, de solution satisfaisante à la fois au plan économique et à celui de l'épuration des autres composantes de la charge polluante.

Nous focaliserons donc la présentation des mécanismes sur ceux qui trouvent leurs applications dans la technologie et les conditions de fonctionnement des stations d'épuration (fig. 1).

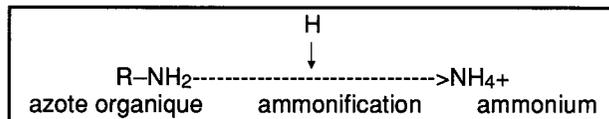
### 1.2.1. Décantation

De nombreux types de stations d'épuration comportent une décantation primaire. L'extraction des boues qui s'y accumulent permet naturellement de séparer de l'eau la fraction de l'azote liée aux matières en suspension retenues par l'ouvrage. Celles-ci représentent environ 50 % des matières en suspension totales. En fonction de la longueur et de la pente du réseau, l'élimination d'azote par décantation primaire représente de 10 à 20 % de l'azote total. Cette forme d'élimination ne se cumule pas automatiquement avec les suivantes. En effet, lorsque les boues primaires séjournent longuement au contact de l'eau, le relargage progressif d'azote réduit le rendement de la décantation des effluents bruts.

C'est le cas dans les procédés extensifs d'épuration tels le lagunage naturel et le lagunage aéré pour lesquels on doit considérer que la part de l'élimination d'azote par la décantation primaire qui s'y effectue est négligeable devant celles des autres processus en cause.

### 1.2.2. Ammonification

L'azote organique est principalement constitué par l'urée et les acides aminés. Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise de façon assez rapide que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur) suivant le schéma suivant :



Ces réactions sont suffisamment rapides pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique. Pour les effluents domestiques, dans la station d'épuration, l'ammonification de la fraction dissoute de l'azote organique et la séquestration<sup>2</sup> dans le floc de sa fraction particulaire complètent cet abattement. Il s'ensuit que les concentrations d'azote organique résiduelles en solution dans les eaux épurées sont très faibles et de l'ordre de 1 mg/l lorsque le temps de séjour est important ce qui est le cas en aération prolongée. Il convient de souligner que les concentrations d'azote organique mesurées en sortie de stations d'épuration sont souvent dues en majorité à l'azote inclus dans les matières en suspension (M.E.S.) entraînées (les "fines"). Une boue activée en aération prolongée suffisamment aérée

2. La séquestration dans le floc augmente le temps de séjour de cette fraction de l'azote plus difficilement attaquant en le portant de quelques heures (temps de séjour de l'eau en station d'épuration) à plusieurs dizaines de jours (âge des boues), ce qui permet une dégradation très poussée de l'azote organique particulaire.

et dont la décantation secondaire ne connaît pas de problème fournira un effluent dont la concentration en azote organique sera comprise entre 1 et 2 mg/l, dont la moitié incluse dans les bactéries isolées et les petits grains de floccs entraînés.

### 1.2.3. Assimilation

Les bactéries (et les protozoaires) qui assurent l'élimination de la charge polluante organi-

que ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote (ammoniacal, acides aminés) vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 10 % de sa matière sèche. Compte tenu de l'influence des matières minérales, les boues biologiques fraîches extraites des systèmes d'épuration biologique présentent une teneur en azote de 7 % de la matière sèche en moyenne. Les besoins en azote sont de l'ordre

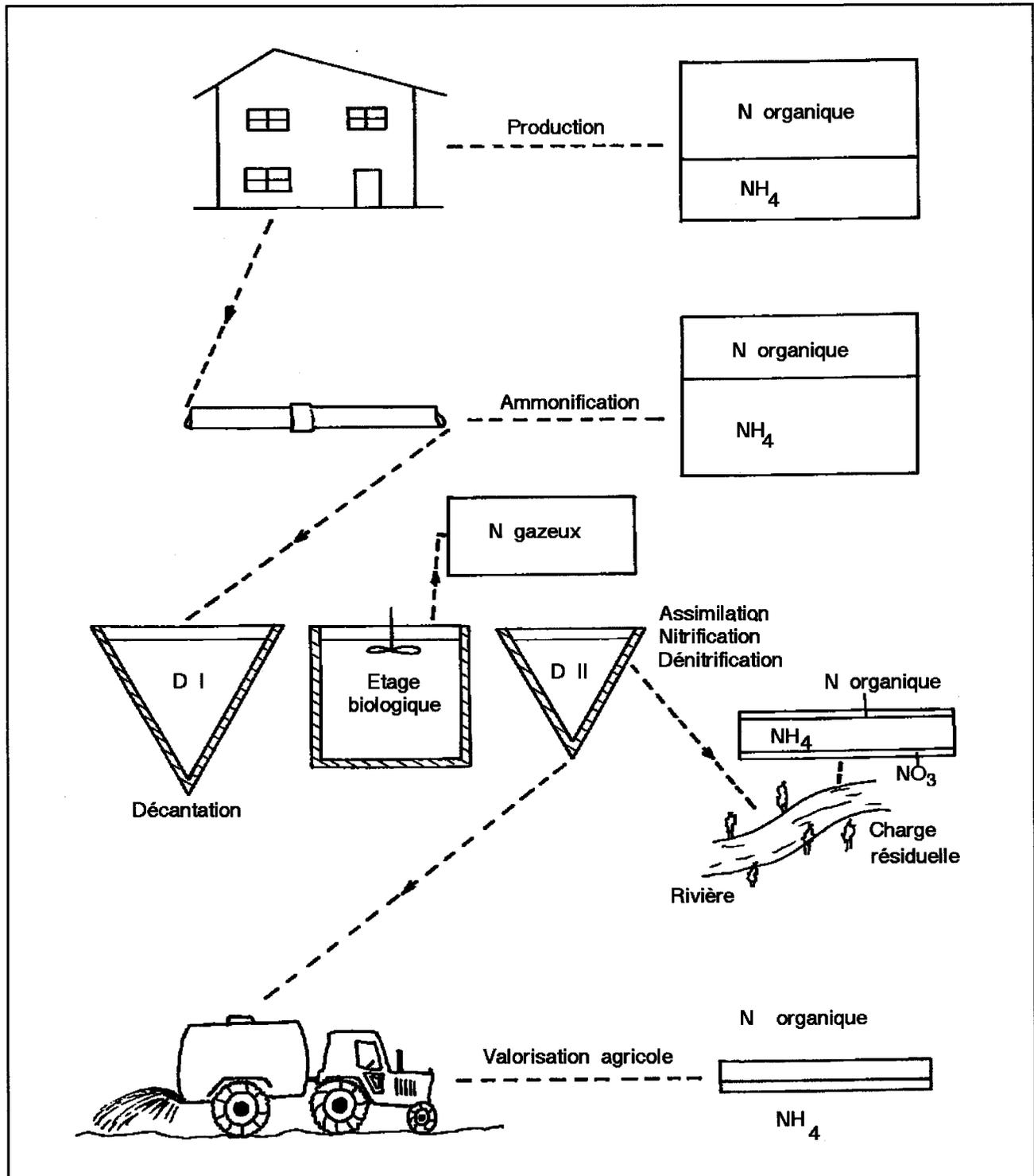


Figure 1 : Schéma général des modifications de forme de l'azote.

de 5 % de la D.B.O. éliminée par la culture bactérienne.

**Assimilation** : calcul en effluent domestique.

Les flux des effluents domestiques en DBO et N sont dans un rapport moyen de 4.

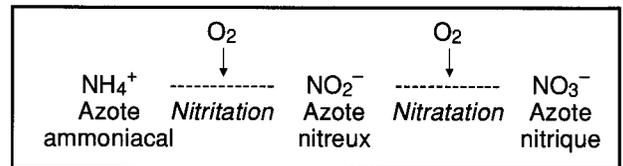
Partant d'un kg de DBO et 250 g de N, on assistera à la dégradation de 950 g de DBO et à l'assimilation de  $950 \times 0,05 = 47,5$  g de N, soit un rendement d'assimilation de l'azote de  $\frac{47,5}{250} = 19\%$

L'assimilation, au sens strict, procure donc une élimination d'environ 20 % de l'azote des eaux brutes urbaines.

### 1.2.4. Nitrification biologique

La nitrification est l'oxydation par des micro-organismes spécifiques de l'azote ammoniacal en azote nitrique. Elle s'effectue en deux étapes

successives : la nitritation et la nitratation, réalisées par des bactéries aérobies différentes :

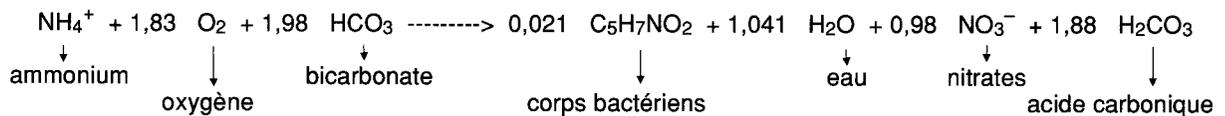


Ce schéma est simplificateur dans la mesure où de nombreux stades d'oxydation intermédiaires interviennent, les bactéries réalisant l'oxydation en plusieurs étapes ; les formes indiquées ici sont en pratique les seules présentes à des concentrations significatives lorsqu'on procède à des analyses.

La **nitritation** est réalisée par des bactéries nitreuses particulièrement Nitrosomonas mais aussi Nitrosococcus et Nitrospira.

La **nitratation** est le fait des bactéries nitriques du genre Nitrobacter<sup>3</sup>.

Globalement, la nitrification biologique peut être décrite par la réaction simplifiée :



Il ressort de ce bilan que la nitrification biologique d'un kg d'azote ammoniacal :

- nécessite théoriquement 4,19 kg d'oxygène dont 80 % est inclus dans les nitrates formés,
- s'accompagne d'une diminution de l'alcalinité (essentiellement due aux bicarbonates compensable par 3,9 kg de chaux vive CaO,
- produit 170 g de bactéries nitrifiantes ce qui est très faible vis-à-vis des masses bactériennes générées lors de la dégradation de la charge organique carbonée.

Ces bactéries, dites autotrophes, utilisent comme substrat les formes oxydées de l'azote pour source d'énergie et le gaz carbonique comme seule source de carbone.

#### 1.2.4.1. Conditions de la nitrification.

Âge des boues, charge massique et température

Les bactéries autotrophes qui assurent la nitrification ont des vitesses de reproduction nettement inférieures à celles des bactéries hétérotrophes qui se développent aux dépens du substrat carboné.

Pour que l'activité des bactéries autotrophes puisse assurer une nitrification importante, il est nécessaire que l'accroissement de leur bio-

masse (compte tenu de leur mortalité) entre deux extractions de boues soit supérieure ou égale à la masse correspondante sortie du système à chaque extraction. Ce raisonnement élémentaire se traduit par la nécessité d'un âge de boues minimum en fonction de la température. Une charge massique donnée, traditionnellement exprimée en kg de BDO à traiter/kg MVS.jour, correspond de manière simple à un âge de boues puisque ces deux grandeurs sont, en première approximation, inversement proportionnelles.

Du fait que la charge massique est un ratio facile à appréhender, nous utiliserons cette dernière notion pour traduire les conditions limites en âge de boues.

3. Dans les systèmes d'épuration par le sol des voies hétérotrophes de nitrification sont assurées par des bactéries (Arthrobacter) et des champignons (Aspergillus).

Cette condition limite est fonction de la température et l'on peut retenir les critères de charges maximales suivants :

Température	10 °C	20 °C
Charge massique (kg DBO/kg MVS.j)	0,1	0,2

A 20 °C, les boues activées en faible charge permettent donc une nitrification non limitée par la croissance de la flore nitrifiante. Il en est de même à 10 °C, dans les conditions des boues activées en aération prolongée.

On doit souligner que ces valeurs limites s'appliquent plus à l'**installation** de la flore nitrifiante qu'à son activité lorsqu'elle est installée. Des expériences d'acclimatation au froid de Nitrosomonas et de Nitrobacter et surtout la pratique montrent, en effet, qu'en aération prolongée, même sous-charge, l'installation de la flore nitrifiante sans ensemencement est impossible au-dessous de 8 à 10 °C, mais qu'il est possible, lorsque cette flore est développée, d'assurer une nitrification complète de l'azote jusqu'à des températures très faibles (de l'ordre de 5 °C). Au-dessous de 4 °C, la pratique rejoint la théorie et l'activité nitrifiante s'arrête<sup>4</sup>.

### Autres conditions :

#### • Substrats

Comme tout processus biochimique, la nitrification, réaction enzymatique, est sous la dépendance des substrats, et notamment, ici, limitée par :

- $\text{NH}_4^+$  et  $\text{O}_2$  pour la nitrification
- $\text{NO}_2^-$  et  $\text{O}_2$  pour la nitrification

• Dans le cas qui nous préoccupe, les arrivées d'azote sont en concentrations suffisantes et les apports assez réguliers pour que les substrats  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_2^-$  ne posent pas de problèmes : la vitesse de croissance des populations nitrifiantes s'adapte à la masse d'azote à traiter sensiblement constante.

• Une oxygénation minimum est, par contre, nécessaire. On a longtemps évoqué des concentrations d'oxygène dissous minimales de 2 mg/l pour assurer la nitrification. Cette assertion n'est pas vérifiée dans la pratique et la nitrification reste très satisfaisante dès que l'on assure une fourniture d'oxygène supérieure aux besoins totaux correspondant à

l'oxydation de la matière organique, de l'azote et de l'"autooxydation" des micro-organismes.

Toutefois, en conditions difficiles :

- près de la limite de la charge massique évoquée plus haut,
  - à basse température,
- des concentrations d'oxygène dissous faibles peuvent limiter la nitrification.

#### • pH

Il apparaît assez nettement que la vitesse de nitrification est influencée par le pH. Les pH optimums diffèrent pour Nitrosomonas et Nitrobacter mais il semble bien que la flore nitrifiante puisse s'adapter à des pH non optimaux.

De l'ensemble des connaissances accumulées, on peut déduire que :

- la nitrification est optimale pour des pH supérieurs à 7,2 et inférieurs à 9.
- des pH **réguliers** supérieurs à 6,5 s'ils ralentissent la nitrification ne l'empêchent pas d'être complète dans les conditions de l'aération prolongée,
- des pH inférieurs à 6 inhibent totalement la nitrification.

### Inhibition

Des charges élevées en matières organiques sont inhibitrices de la nitrification et plus particulièrement de la nitrification. Elles ont une faible probabilité d'occurrence dans le domaine des effluents domestiques.

• Par contre, par inhibition et sans doute du fait d'une masse insuffisante de Nitrobacter, la nitrification peut être momentanément insuffisante après un **à-coup de charge important**. Cela peut survenir après un incident sur le réseau d'égouts ou lorsque la population raccordée varie brutalement (zones touristiques). On constate alors le rejet temporaire de concentrations importantes de nitrites.

Les **toxiques** inhibant l'activité des bactéries nitrifiantes, comme d'ailleurs celle de l'ensemble de la microflore épuratrice, seront d'autant plus gênants que d'autres conditions seront défavorables (température basse, pH acide<sup>5</sup>,...).

— Parmi les métaux, les ions  $\text{Ni}^{6+}$ , Cu, Pb et Ag apparaissent comme les plus susceptibles de bloquer la nitrification sans avoir d'effet notable sur le reste des micro-organismes.

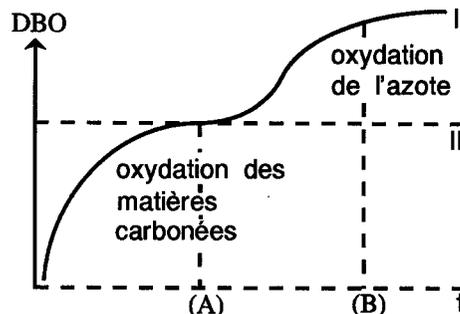
— Parmi les composés organiques, de très nombreuses molécules contenant du soufre sont des inhibiteurs spécifiques de la nitrifica-

4. Encore faut-il souligner qu'une température de 4°C dans les bassins correspond à de fortes gelées au dehors et que bien souvent, alors, il y a rapidement panne des installations du fait du gel en surface !

5. Le pH joue, de plus sur la solubilité des métaux.

6. Le Nickel à faible concentration est un inhibiteur plus important pour la nitrification que pour la nitrification. Il pourrait être à l'origine d'accumulation de nitrites.

La DBO<sub>5</sub>, pratiquée sur un effluent brut ou sur une eau épurée d'une station d'épuration ne contenant pas de germes nitrifiants représente, comme c'est son but, la seule consommation d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la matière carbonée. (A)

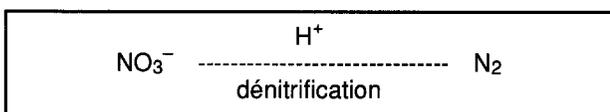


Lorsqu'au contraire elle est pratiquée sur l'effluent épuré d'une station d'épuration nitrifiant partiellement, la nitrification dans les flacons de dosage peut commencer avant la fin des 5 jours d'incubation à 20 °C (B - Courbe I). Afin d'obtenir des résultats significatifs, il convient alors d'ajouter l'eau de dilution de 3 à 5 mg/l d'allylthiourée. La consommation d'oxygène suit alors la courbe II.

tion. Le plus violent inhibiteur spécifique est la Thiourée (inhibiteur à 75 % avec 0,08 mg/l).

### 1.2.5. Dénitrification biologique

La dénitrification est la réduction par des micro-organismes des nitrates en azote moléculaire, donc en un gaz qui retourne à l'atmosphère.



Cette transformation est aussi appelée réduction dissimilative<sup>7</sup>. La dénitrification est le mécanisme qui permet à un grand nombre de

germes hétérotrophes aérobies facultatifs<sup>8</sup> de couvrir les besoins énergétiques lorsque l'oxygène dissous fait défaut. Ces germes ont besoin de carbone organique et utilisent préférentiellement l'ammoniac pour couvrir leurs besoins d'azote. De nombreuses bactéries, environ 50 % des espèces présentes en station d'épuration, sont susceptibles d'effectuer cette "respiration des nitrates" réalisant la dénitrification.

Contrairement à la nitrification, la dénitrification ne peut donc pas, en station d'épuration, être inexistante du fait de la vitesse de croissance bactérienne. Elle peut être seulement ralentie, ainsi que nous allons le voir, par des conditions du milieu.

Les réactions en jeu sont légèrement différentes selon que le carbone est celui des eaux brutes (boues activées à forte charge ou bassin d'anoxie), celui des eaux épurées (boues activées à faible charge) ou le produit de l'"auto-oxydation bactérienne" (endogène).

La dénitrification d'un gramme d'azote nitrique correspond à une restitution théorique au système de 2,85 g d'oxygène.

Dans des boues activées urbaines, la disparition d'un gramme de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> s'accompagne de l'utilisation de :

3,8 g de DCO en faible charge (Cm ≤ 0,1 kg DBO/kg MVS.J)

4,8 g de DCO en moyenne charge (Cm ≤ 0,5 kg DBO/kg MVS.J)

4,2 g de MVS des boues en respiration endogène (charge nulle).

La dénitrification assure une restitution d'alcalinité égale à la moitié de la consommation d'alcalinité de la nitrification : 1 kg d'azote nitrique dénitrifié est de ce point de vue équivalent à l'alcalinisation par 1,95 kg de chaux.

- Par ailleurs existe aussi une réduction assimilative (utilisation de N pour les biosynthèses dans un premier temps) transformant les nitrates en ammoniac par l'action de nombreux micro-organismes du milieu naturel ; cette réduction assimilative étant inhibée par NH<sub>4</sub><sup>+</sup> est très marginale en stations d'épuration. Elle est, de fait, incluse dans le mécanisme d'assimilation lorsqu'il y a carence relative en azote réduit.
- Bactéries assurant leur métabolisme de façon préférentielle en présence d'oxygène mais aussi lorsque l'oxygène libre est absent (mais présent sous forme combinée, par exemple NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

### 1.2.5.1. Conditions de la dénitrification

• La dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration en **oxygène dissous** est nulle. Une carence en oxygène est nécessaire pour que les bactéries adoptent une voie métabolique plus complexe, lente et énergétiquement coûteuse que celle utilisant directement l'oxygène dissous.

• La dénitrification est d'autant plus intense que l'âge des boues est faible ou, et c'est équivalent, que la **charge massique** est élevée.

Ces vitesses s'expriment en  $\text{mg N} - \text{NO}_3^-$  dénitrifié/g MVS.h (vitesses spécifiques de dénitrification V.S.D.). En présence de carbone non limitant, les valeurs moyennes suivantes peuvent être retenues :

Charge massique	Aération prolongée	Faible charge	Moyenne charge
	0,1	0,2	0,5
V.S.D. $\text{N} - \text{NO}_3^-/\text{g MVS.h}$	1 à 2	3 à 4	6

En situation de carbone limitant (respiration endogène), cette vitesse s'établit à des valeurs inférieures à  $0,5 \text{ mg N} - \text{NO}_3^-/\text{g MVS.h}$ .

Les différences des vitesses spécifiques de dénitrification semblent provenir de proportions de bactéries dénitrifiantes dans la microflore totale d'autant plus fortes que la charge augmente.

• La **température** influe sur la vitesse de dénitrification. Toutefois, la diminution de cette vitesse, lorsque la température s'abaisse, est relativement faible et ne constitue pas un réel facteur limitant en station d'épuration : là encore, une acclimatation des bactéries vient amoindrir un effet plus important mesuré en laboratoire.

Par contre, le réchauffement brutal (exposition au soleil, par exemple : voile de boues des décanteurs secondaires, éprouvettes) active de manière très nette la dénitrification et l'on constate alors des remontées de boues entraînées par de petites bulles d'azote gazeux<sup>9</sup>. Dans ce cas spectaculaire, l'augmentation de température joue sur la vitesse de dénitrification à la fois directement et indirectement (accroissement de la respiration endogène et donc disparition plus rapide de l'oxygène dissous encore disponible, et augmentation du carbone disponible,...).

• Les pH optimaux se situent entre 6,5 et 7,5 et ne constituent donc pas un facteur particulièrement limitant dans la plupart des cas de stations d'épuration. En milieu faiblement tamponné, des pH acides pourraient conduire à des réductions incomplètes des nitrates aboutissant à des oxydes nitriques et nitreux. Encore convient-il de souligner que la dénitrification ne peut être que postérieure aux autres phases du traitement et que, dans ces cas, il convient de maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité, prioritairement pour ces autres phases (éviter la défloculation des boues, assurer la nitrification, ...).

### 1.2.5.2. Limitation par manque de carbone organique

Nous avons vu plus haut que la réaction de dénitrification était consommatrice de matière organique. L'optimum en carbone disponible se situerait à des concentrations 10 fois supérieures à celles de l'azote nitrique à réduire, c'est-à-dire un rapport C/N plus élevé que ceux susceptibles d'être rencontrés avec des eaux usées domestiques.

En pratique, la dénitrification est nettement ralentie lorsque le rapport

$$\frac{\text{DBO disponible}}{\text{N à dénitrifier}}$$

devient inférieur à des valeurs comprises entre 1,5 et 2.

### 1.2.6. Utilisation par les végétaux

L'azote, fertilisant bien connu, est utilisé par les végétaux dans les stations d'épuration qui en comportent (lagunage naturel, lits à macrophytes,...).

Pour les végétaux supérieurs, (en excluant le cas des jacinthes d'eau en climat chaud) et à la condition impérative qu'ils soient extraits du milieu, l'exportation d'azote ne représente jamais plus de 15 % de l'azote amené par les eaux résiduaires. La présence de ces hydrophytes n'apporte donc qu'une faible contribution à l'élimination d'azote des eaux usées.

Les algues microscopiques qui se développent en lagunage naturel utilisent par contre une fraction importante de l'azote apporté (azote nitrifié). Toutefois, cet azote entrant dans la composition des cellules algales n'est pas soutiré du système. Les algues meurent et rejoignent en grande proportion les dépôts en fond de bassin (le reste des algues microscopiques est entraîné avec l'effluent épuré). Sous

9. En cas de réchauffement de forte amplitude, d'autres gaz ( $\text{CO}_2$ , ...) peuvent être libérés suite à la modification de la solubilité des gaz.

l'action des bactéries anaérobies de ces dépôts une ammonification a lieu, relargant au milieu naturel la plus grande partie de l'azote des algues.

Les mécanismes d'élimination principaux de l'azote en lagunage naturel restent donc la nitrification et la dénitrification biologiques, même si

les pH élevés atteints du fait de la photosynthèse intense permettent un certain stripping de l'azote ammoniacal. Ces pH élevés expliquent aussi des concentrations résiduelles en azote nitrique plus importantes que dans les stations d'épuration classiques, comme nous le verrons plus loin.

# Élimination d'azote assurée par divers procédés d'épuration

# 2

L'élimination d'azote, que ce soit sous forme réduite (azote ammoniacal ou azote organique) ou sous forme oxydée (nitrates et nitrites), est à entreprendre en fonction des usages du milieu récepteur. Dans chaque cas, il convient de définir dans quelle mesure une élimination plus poussée de l'azote est réellement justifiée. La question est à examiner en référence à l'ensemble d'un bassin versant : une amélioration passe le plus souvent par des objectifs de réduction des flux assignés à plusieurs stations d'épuration et éventuellement à d'autres sources d'azote.

Nous n'entrerons pas ici dans les détails de la démarche à suivre, mais il semble utile de rappeler les points de repère réglementaires permettant de s'appuyer, dans les raisonnements à effectuer, sur des données indicatives chiffrées.

## 2.1. Éléments réglementaires

### 2.1.1. Objectifs de qualité : Grille descriptive de la qualité des cours d'eau

Qualité Paramètre	1A (tous usages)	1B Eau potable (traitement simple ou normal)	2 Eau potable (traitement poussé)	3
$N - NH_4^+$ mg/l	0,08	0,08 à 0,4	0,4 à 1,5	1,5 à 6
$N - NO_3^-$ mg/l	–	–	< 10	10 à 23

### 2.1.2. Production d'eau potable : Directive européenne de qualité requise pour

les eaux destinées, après traitement, à l'alimentation humaine (juin 1975).

Qualité Paramètre	1A traitement simple	2A traitement physique chimique et st.	3A traitement poussé avec affinage
$N_{kj}$ (mg/l)	< 1	< 2	< 3 (R) / < 5 (I)
$N - NH_4^+$ (mg/l)	< 0,04	< 0,8 (R) < 1,6 (I)	< 1,6 (R) < 3,1 (I)
$N - NO_3^-$ (mg/l)	< 11 (R) < 23 (I)	< 11 (R) < 23 (I)	< 11 (R) < 23 (I)

(R) : recommandé (I) : impératif

L'ensemble de ces valeurs est, bien sûr, à considérer en situation d'étiage du cours d'eau récepteur lorsque la dilution des charges résiduelles est minimum.

### 2.1.3. Règles françaises (4 novembre 1980) sur les niveaux d'azote dans les effluents (rejets à dominante domestique)

Niveau Azote Kjeldahl	Azote organique et ammoniacal	Niveau Azote global	Azote global = N Kjeldahl N - NO <sub>2</sub> + N - NO <sub>3</sub>
NK1	50 mg/l sur 2 h. 40 mg/l sur 24 h.		
NK2	15 mg/l sur 2 h. 10 mg/l sur 24 h.	N <sub>GL</sub> <sup>1</sup>	25 mg/l sur 2 heures 20 mg/l sur 24 heures
NK3	5 mg/l sur 2 h.	N <sub>GL</sub> <sup>2</sup>	10 mg/l sur 2 heures

Ces niveaux sont indicatifs : ils ont été proposés en prenant en compte l'efficacité potentielle de certaines filières d'épuration.

Il n'est pas exclu de fixer des valeurs intermédiaires. Nous verrons au chapitre III que le bon fonctionnement global de certains procédés nécessite l'obtention de concentrations résiduelles faibles pour des paramètres non pris en compte par l'autorisation de rejet ou l'objectif assigné. C'est notamment le cas des boues activées du point de vue des nitrates.

Pour les niveaux de qualité les plus contraignants, il paraît judicieux de fixer des normes différentes selon les saisons :

- normes de rejet d'azote strictes durant les étages estivaux,
- moindres contraintes en hiver.

Cette modulation des niveaux de rejet en harmonie avec les besoins du milieu récepteur est en bonne correspondance avec les différences de rendements d'élimination d'azote que présentent divers procédés d'épuration en fonction de la température.

Cette pratique, répandue depuis longtemps en Europe du Nord, a jusqu'à présent été peu appliquée en France. La meilleure évaluation des besoins des milieux récepteurs et les progrès effectués dans la maîtrise des procédés d'épuration devraient contribuer au développement de cette pratique dans notre pays.

## 2.2. Efficacité des divers procédés

### 2.2.1. Cultures fixées

#### 2.2.1.1. Les procédés classiques

Les lits bactériens et les disques biologiques comportent une décantation primaire suivi de l'étage biologique aérobie dans lequel les bactéries se développent sur un support.

#### La décantation primaire

La décantation des eaux brutes apporte une élimination globale d'azote relativement faible : le rendement direct, plus faible sur l'azote que sur la charge carbonée, est amoindri par les

relargages d'azote ammoniacal lors de la digestion des boues : dans les installations les plus petites qui utilisent la technologie du décanteur-digester ("fosse IMHOFF") la diffusion d'azote ammoniacal vers le décanteur est directe alors que sur les stations d'épuration de taille supérieure les retours en tête de traitement des eaux en provenance du digesteur ou du traitement ultérieur des boues sont fortement chargés en azote réduit.

Une partie de l'azote reste toutefois séquestrée dans les boues extraites du système. Sur ces installations à culture fixée, la part incombant à la décantation primaire est difficile à estimer compte tenu de la digestion commune des boues primaires et des boues biologiques. Les données en provenance des systèmes où le mélange boues primaires-boues secondaires n'existe pas (décanteur-digester sans traitement secondaire) indiquent un rendement de l'ordre de 15 %.

### Le traitement biologique

Ces procédés à culture fixée se caractérisent globalement par une forte charge massique plutôt défavorable au développement de la microflore nitrifiante, du fait d'une faible quantité de boues biologiques.

Mais l'âge des boues ne peut être appréhendé de la même manière qu'en culture libre (boues activées). En effet, la fixation des bactéries permet à une flore à croissance plus lente de se maintenir sur le matériau et assure ainsi une fonction identique à celles d'un "pied de cuve" ou d'une mère de vinaigre. L'occurrence de conditions favorables au développement de la flore nitrifiante permet ainsi à celle-ci de subsister dans des conditions plus défavorables (notamment en matière de température).

De plus, l'écoulement de l'eau sur les matériaux des lits bactériens et de disques biologiques crée un gradient de charge décroissant. (fig. 2)

Une **microflore** s'implante donc selon le niveau dans le lit bactérien ou l'étage de disques biologiques. La réduction de charge, dans la partie aval du circuit de l'eau, peut procurer

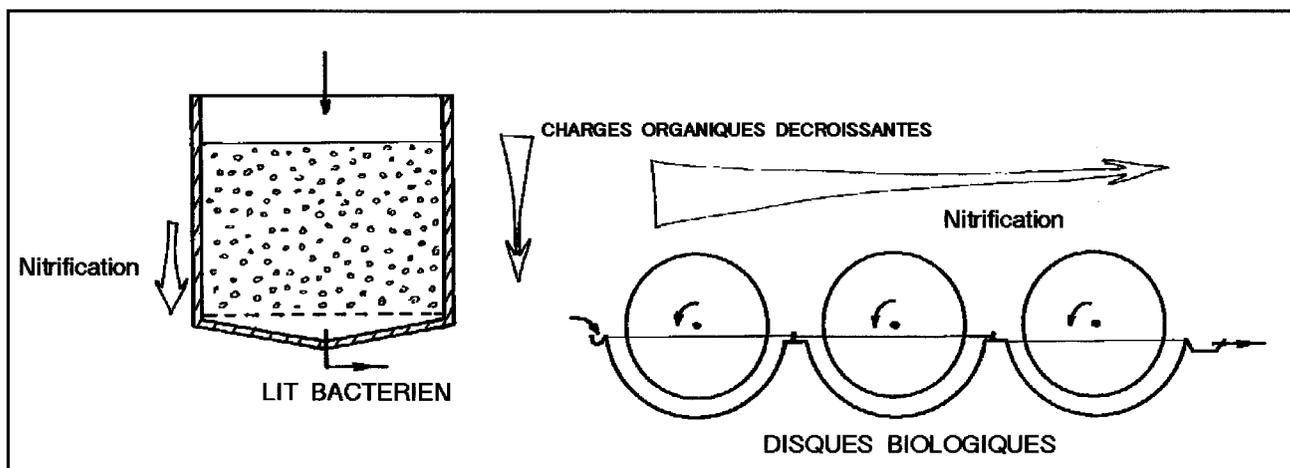


Figure 2 : Cultures fixées classiques.

les conditions de développement de la flore nitrifiante malgré la forte charge **massique** globale du procédé.

### Les lits bactériens

Deux cas sont à envisager, selon la charge volumique apportée (quantité de DBO après décantation primaire par  $m^3$  de matériau et par jour).

La charge délimitant ces cas est d'environ **200 g DBO/ $m^3$ .j**, d'où l'utilisation habituelle de charges de 185 g DBO/ $m^3$ .j).

**Au-dessus** de cette valeur, le seul mécanisme biologique notable est celui de l'assimilation d'azote réduit et le rendement global d'élimination d'azote du procédé s'établit à environ 25 %.

**Au-dessous** de cette charge de 185 g/DBO/ $m^3$ .j, le lit bactérien est dit "à faible charge"; une nitrification plus ou moins complète de l'azote est constatée alors que la dénitrification reste très partielle.

Le **degré de nitrification** est fonction de plusieurs paramètres : il croît avec la température, la hauteur de lit (limitée par des contraintes techniques et économiques), le temps de contact réel<sup>1</sup> de l'eau avec la flore nitrifiante et, dans une certaine mesure, le taux de recyclage (ce recyclage est souvent, dans ce cas de faible charge, limité à l'eau interstitielle des boues secondaires retournées au décanteur primaire).

La **dénitrification** est toujours relativement faible : la seule fraction de l'eau concernée est celle qui est piégée par le floc biologique. En effet, à ce niveau de charge, des conditions anoxiques ne sont présentes que dans les profondeurs de la "zoogée".<sup>2</sup> (fig. 3)

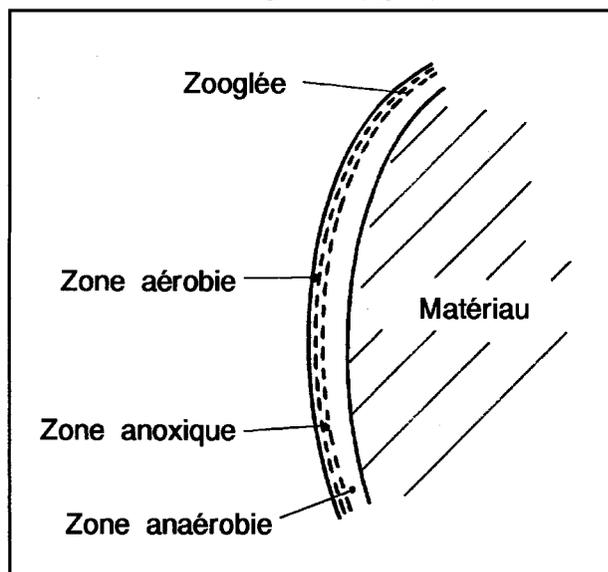


Figure 3 : Culture biologique fixée.

Les fourchettes des rendements globaux (décantation incluse) des lits bactériens à faible charge s'établissent à environ :

- 40 à 90 % en azote Kjeldahl
- 30 à 55 % en azote global.

En concentration ces rendements permettent souvent de s'approcher des niveaux NK2 et NGL1.

1. Le temps de contact réel est une notion controversée qui dépend de la répartition de l'eau dans le matériau, de la surface spécifique ( $m^2/m^3$ ), de la masse bactérienne accrochée ... L'appréhension de cette notion est donc délicate, voire impossible à estimer. Les mesures de distribution de temps de séjour sont malheureusement à l'heure actuelle en nombre insuffisant (des premières investigations dans ce sens ont été réalisées notamment par le CEMAGREF de BORDEAUX) pour permettre d'éclairer avec plus de précision ce concept.

2. La couche de floc biologique fixée au matériau a une épaisseur de 1 à 5 mm. Cette couche est généralement appelée "gazon biologique" dans le cas des disques biologiques.

## Disques biologiques<sup>3</sup>

Une démarche identique à celle appliquée aux lits bactériens s'impose.

La charge limite, séparant les installations assurant une élimination de l'azote dont le mécanisme essentiel est l'assimilation de celles effectuant une nitrification de l'azote, se situe à environ :

4 à 5 g de DBO après décantation par m<sup>2</sup> de surface de disque et par jour.

Le rendement d'élimination de l'azote se situe à environ 25 % pour des valeurs plus élevées<sup>4</sup> de la charge superficielle.

Si la charge superficielle est inférieure ou égale à la limite indiquée, les rendements sont identiques à ceux des lits bactériens faible charge. Le rendement en azote global croît avec le nombre d'étages de disques (concernant les installations destinées à des collectivités petites ou moyennes et des nombres d'étages économiquement réalistes, à surfaces égales, trois étages assurent une nitrification plus complète que deux) et avec une bonne séparation hydraulique des étages (seuils déversants bien calés entre étages).

### 2.2.1.2. Les procédés nouveaux

L'avantage essentiel, en matière de traitement de l'azote, des cultures fixées réside - nous l'avons vu - dans la possibilité de développer des populations suffisantes de bactéries nitrifiantes à des charges plus élevées que celles des boues activées et donc sous un volume réduit. De nombreuses applications du principe des cultures fixées sont, ou vont être, développées.

## En traitement secondaire

• Les lits bactériens immergés à faible granulométrie<sup>5</sup> dits "Lits triphasés" ou biofiltres permettent une nitrification très importante couplée ou non à une dénitrification complète à des charges de l'ordre de : 3 kg DBO/m<sup>3</sup>.j voire plus importantes et de 0,5 kg N/m<sup>3</sup>.j.

Compte tenu des automatismes et des bassins supplémentaires nécessaires pour procéder à des cycles de décolmatage (= "lavage") du matériau, ce type d'installation est actuellement réservé à des installations prévues pour plusieurs dizaines de milliers d'habitants et sort donc du cadre du présent ouvrage.

• Différentes configurations d'ajouts de matériaux de fixation dans des bassins d'aération de cultures libres sont étudiées et de nombreux brevets ont été déposés dans ce sens. Les problèmes technologiques, notamment celui du brassage d'un milieu encombré de systèmes fixes, ne sont pas encore tous résolus mais il semble évident qu'un certain avenir soit promis à ce type de techniques. A l'heure actuelle, le caractère expérimental des réalisations qui pourraient être proposées doit être nettement souligné.

## En traitement tertiaire

L'adjonction de cultures fixées nitrifiantes constitue une possibilité pour compléter des installations existantes dont on exigerait un traitement de l'azote. Les réalisations, encore rares utilisent des technologies proches de celles évoquées en traitement secondaire et permettent la **nitrification** de 0,4 à 0,9 kg N/m<sup>3</sup>.j de lit selon la température. On considère généralement que la formation de boues est suffisamment limitée (augmentation de la concentration des effluents en MES de l'ordre de 5 mg/l) pour éviter la construction d'un décanteur après un lit nitrifiant.

### 2.2.2. Les procédés extensifs

#### Le lagunage naturel

L'élimination d'azote assurée par le lagunage naturel est supérieure à celle des autres procédés d'épuration. Le dimensionnement nécessaire au traitement de la charge organique carbonée permet, en effet, une élimination moyenne des 2/3 de l'azote global (fig. 4).

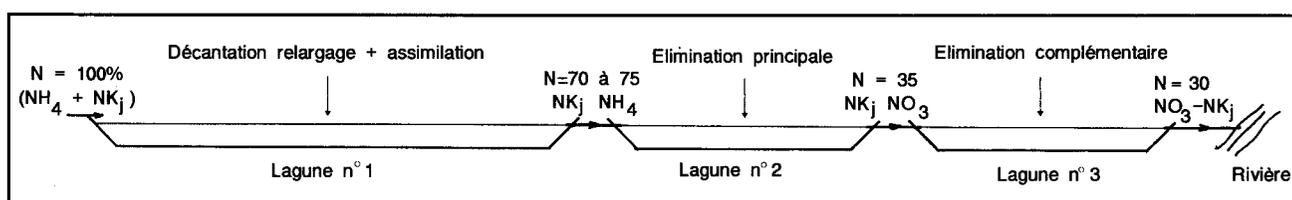


Figure 4 : Élimination d'azote en lagunage naturel : résultats moyens et formes prépondérantes.

3. Les installations dites lagunes-disques-lagunes sont évoquées dans la rubrique "procédés extensifs"
4. La valeur usuelle de charge superficielle pour une bonne élimination de la charge carbonée est de 10 à 12 g DBO/m<sup>2</sup>.j (après décantation primaire)
5. Procédés Biocarbonate, sur biodamine (Sté O.T.V.), Biofor sur biolite (Sté DEGREMONT), pour citer les plus appliqués jusqu'à présent.

Cette élimination, contrairement à celle du carbone, se produit minoritairement dans la première lagune, le rendement en azote y étant égal en hiver et guère supérieur en été à celui des procédés classiques d'épuration (phénomènes de décantation - relargage - assimilation). Le second bassin procure l'essentiel de l'élimination qui est complétée par le séjour dans la troisième lagune.

S'agissant d'un procédé d'épuration et donc fortement influencé par les conditions du milieu (température, ensoleillement, etc.) et les cycles biologiques (prédateur/proie, ...) cette description correspond à un comportement moyen.

Deux circonstances rendent la présence de la troisième lagune encore plus importante pour l'élimination de l'azote que pour le traitement du carbone : un fonctionnement anoxique du premier bassin (surcharge temporaire, "virage" bactérien, ...) et les périodes d'expansion maximale des populations algales dans la deuxième lagune conduisent à une contribution très importante, voire prédominante, de la troisième lagune dans l'élimination globale d'azote (et d'ailleurs de phosphore dont l'élimination suit un schéma comparable).

La forme sous laquelle se trouve l'azote résiduel est variable selon la saison (à un moindre degré naturellement dans les régions les plus chaudes de France - littoral méditerranéen, en particulier).

**En hiver**, l'azote résiduel peut se trouver majoritairement sous forme ammoniacale. En pratique, sans dilution excessive par des eaux parasites ou pluviales, les concentrations peuvent atteindre 5 voire 10 mg/l alors que la fraction organique ne dépasse guère 3 à 5 mg/l. L'azote oxydé est en général en concentration très faible (quelques mg/l au maximum).

**En été**, il est difficile de parler en termes de concentration<sup>6</sup> (effets importants de l'évaporation sur le débit résiduel après décompte de l'infiltration). Si l'on corrige les concentrations obtenues en les divisant par le facteur de concentration dû à l'évaporation, un résultat moyen estival de traitement par lagunage naturel s'établit comme suit :

— Azote ammoniacal	: 1 à 2 mg/l
— Azote organique	: 5 à 10 mg/l
— Nitrites	: 3 mg/l
— Nitrates	: 5 à 10 mg/l

6. En terme de flux, la fraction ammoniacale est très réduite, la fraction organique est le plus souvent (elle dépend uniquement de la quantité instantanée d'algues dans la deuxième lagune) très dominante alors que les flux résiduels de nitrites et nitrates sont supérieurs à ceux de la période hivernale. Les pointes de productions algales imposent, par consommation de l'alcalinité lors de la photosynthèse, des pH très élevés (couramment 9 et souvent plus) qui, comme nous l'avons vu au chapitre I, favorisent la subsistance de nitrites (notamment blocage de la dénitrification à ce stade). Des concentrations entre 5 et 10 mg/l de N - NO<sub>2</sub> ne sont pas une exception en lagunage naturel (dans ce cas les nitrates sont peu abondants).

## **Le lagunage aéré**

A sa charge nominale, les conditions d'âge des boues (égal au temps de séjour de l'eau) et la conception en général à lagune d'aération unique, ne permettent pas l'installation d'une flore nitrifiante suffisamment développée pour que des phénomènes de nitrification aient une importance significative. D'autre part, les baisses hivernales de température de l'eau des bassins, plus intenses avec le temps de séjour plus élevé qu'en boues activées, freinent ou annulent la nitrification.

En situation de sous-charge importante la nitrification peut, par contre, être presque complète. Dans ce cas, il n'y a, en général, qu'une dénitrification très partielle, les contraintes de brassage conduisant à l'absence de périodes d'anoxie.

En situation intermédiaire, une nitrification incomplète est obtenue principalement pendant la saison chaude, la dénitrification dépendant de l'affinage du réglage des temps d'aération toujours délicat à réaliser sur ce type de station d'épuration.

## **Les installations à décanteurs rustiques**

Souvent appelés lagunes, ces décanteurs rustiques présentent des temps de séjour trop faibles pour qu'un traitement biologique significatif s'y déroule, en particulier sur l'azote. Dans des conditions de sous-charge importante, un traitement moindre, mais de même nature que celui qui existe en lagunage naturel, peut exister et porter le rendement d'élimination de l'azote à des valeurs de l'ordre de 50 % et plus (avec un effluent nitrifié et un peu d'azote organique dû aux pertes d'algues microscopiques).

## **Les épandages**

Les mesures, difficiles à réaliser et à interpréter, des flux d'azote percolant dans le sol indiquent principalement une variation importante en fonction du type de sol. En bon sol (limons, ...) la percolation représenterait 30 % des apports d'azote. Cet azote est presque entièrement nitrifié (nitrates). Les apports d'eaux usées induisent une dénitrification importante. En effet, un bilan global montre qu'au dimensionnement moyen des épandages, 700 kg d'azote/ha sont apportés annuellement.

Considérant une exportation<sup>7</sup> de 300 kg N/ha pour une prairie, il ressort que la dénitrification pourrait concerner près de 30 % des apports. La variabilité est grande et des valeurs de 5 à 50 % ont été observées.

Lorsque le sol est peu propice (fissuré, ...), condition a priori défavorable pour l'épandage mais tolérée lorsqu'il n'y a pas de nappe souterraine à protéger, il existe des percolations directes d'azote ammoniacal et nitrique et le bilan peut faire ressortir une élimination d'azote limitée à 30 - 40 %.

### **2.2.3. Les boues activées**

D'une manière générale, comme d'autres procédés déjà évoqués, toutes les boues activées assurent une élimination d'azote dont le mécanisme principal est l'assimilation. Compte tenu des autres mécanismes (nitrification -

dénitrification, stripping, ...) très partiels, les rendements, en eaux usées domestiques, ne sont jamais inférieurs à 20 % (sauf système de traitement des boues particulier retournant une fraction très importante de l'azote des boues extraites, en tête de station) et la plupart du temps de l'ordre de 30 % ou plus.

Lorsque la charge massique n'est pas trop importante (domaine des faibles charges) ce résultat est acquis pour le réglage d'aération le plus économique.

Dès lors que la fourniture d'oxygène est augmentée une nitrification et une éventuelle dénitrification apparaissent, les rendements d'élimination d'azote étant alors accrus jusqu'à des valeurs potentiellement très élevées. Ces améliorations font l'objet de développements importants dans le chapitre suivant.

7. Encore cette exportation est-elle surestimée, le foin coupé étant souvent laissé sur place.

# Optimisation de l'élimination de l'azote par boues activées en aération prolongée traditionnelle

# 3

Comme nous l'avons vu précédemment, toutes les stations d'épuration éliminent une partie de l'azote qu'elles reçoivent, mais la protection du milieu récepteur appelle souvent une élimination plus poussée.

Un premier pas vers un traitement plus poussé de l'azote est d'assurer une nitrification aussi complète que possible. Le maintien de la qualité du traitement peut, par ailleurs, imposer d'éviter la dénitrification dans le décanteur secondaire.

L'efficacité de certains procédés est difficilement améliorable sans investissements complémentaires relativement lourds.

Toutefois, la majeure partie du parc français de stations d'épuration est constituée par des installations à boues activées en aération prolongée. Ces stations ont été conçues, pour la plupart, selon des normes assez stables concernant le volume du bassin d'aération, la puissance du système d'aération et la majorité des paramètres fixant la capacité de l'installation.

Dans des conditions moyennes, et tenant compte de plus du faible taux de charge organique reçu, les boues activées en aération prolongée sont susceptibles d'assurer une nitrification de l'azote. Mal maîtrisée cette dernière conduit souvent à des remontées de boues dans le décanteur secondaire : en effet, la dénitrification produit de petites bulles d'azote (visibles à l'œil nu sous un bon éclairage) qui, s'absorbant au floc, lui confèrent une densité apparente inférieure à celle de l'eau<sup>1</sup>. Les phénomènes sont d'autant plus prononcés que la structure de la boue (et particulièrement la présence de bactéries filamenteuses) rend les agrégats liés à la remontée des microbulles d'azote plus volumineux. Les conditions externes, et notamment le réchauffement par le

soleil de l'interface boues décantées-eau, peuvent accélérer le phénomène.

Le problème, simple a priori, se résume à deux questions :

— comment assurer une nitrification la plus complète possible ?

— comment éviter la dénitrification dans le décanteur secondaire ?

La réponse à la première question, déjà abordée, sera précisée dans ce chapitre.

La seconde question peut, en pratique, recevoir deux réponses différentes.

— assurer des conditions aérobies dans le décanteur et obtenir un effluent nitrifié,

— assurer une dénitrification complète avant l'entrée de la liqueur mixte dans le décanteur.

Très rapidement et pour des raisons à la fois de qualité de milieu récepteur (élévation de la teneur en nitrates) et économiques, la première solution n'est appliquée, plus ou moins volontairement, que dans des cas exceptionnels, lorsque les charges reçues sont très faibles.

La seconde solution comporte deux variantes essentielles :

— la dénitrification dans le bassin d'aération, que nous analysons dans le présent chapitre,

— la dénitrification dans un ouvrage spécial, la zone d'anoxie, que nous examinerons au chapitre IV.

## 3.1. Conditions permettant l'élimination d'azote

### 3.1.1. Âge de boues

Pour obtenir une nitrification sans limitation saisonnière du fait de la température, il est nécessaire de respecter un âge de boues supérieur ou égal à 20 jours, c'est-à-dire de se

1. Ce type de remontées de boues se différencie de remontées ayant d'autres causes (anaérobiose, gonflement filamenteux, limites hydrauliques dépassées, phénomènes de mousses biologiques) par deux caractéristiques : - les boues flottant à la surface sont marron clair et de texture fine ; - un rabattement au jet d'eau ou lors de forts épisodes pluvieux fait momentanément disparaître la couche accumulée.

situer dans la limite de charge massique classiquement adoptée en France pour **les boues activées en "aération prolongée"**.

Cette charge, à ne pas dépasser en première approche, est de 0,1 kg DBO/kg MVS.j, dans les conditions climatiques françaises.

Il ne ressort pas de notre expérience que la nitrification soit d'autant plus facile que la charge est faible, ce qui semble pourtant le fondement du dimensionnement, deux fois plus large que le nôtre, adopté dans l'Europe du Nord. Le climat plus froid de ces pays et des habitudes plus avancées en matière de financement des ouvrages d'épuration sont les deux motivations présumées de ce surdimensionnement.

Il est donc possible, même lorsque l'on souhaite assurer le traitement de l'azote, de travailler avec une concentration des boues réduite en fonction du pourcentage de charge organique reçue. Cette attitude, source d'économie, doit toutefois être limitée : à titre indicatif, il ne paraît pas souhaitable d'abaisser les concentrations au-dessous de 3,5 g/l de MES dans le bassin d'aération<sup>2</sup>, même si la charge organique reçue est très faible par rapport à la capacité des installations.

### 3.1.2. Capacité d'oxygénation

Les possibilités de fourniture d'oxygène constituent l'élément déterminant permettant ou non d'envisager le traitement de l'azote dans les stations à boues activées en aération pro-

longée. Il faut, en effet, couvrir la somme des besoins correspondant à :

- l'oxydation de la matière organique,
- l'"auto-oxydation" des boues (= respiration endogène),
- l'oxydation de l'azote (diminuée de la restitution d'oxygène observée lors de la dénitrification).

De plus, le temps de fonctionnement journalier du système d'aération doit permettre de ménager les temps d'anoxie nécessaires à la dénitrification.

#### 3.1.2.1. Contraintes liées à l'obtention de la dénitrification dans le bassin d'aération

En récapitulant les éléments figurant dans le chapitre I, il ressort nettement que les conditions de milieu propices à la nitrification et à la dénitrification sont presque en tous points opposées.

Divers facteurs comme la présence de carbone, le temps de séjour, l'âge des boues, le pH, ... jouent en sens inverse sur les intensités des réactions de nitrification et de dénitrification. La présence d'oxygène dissous est l'élément déterminant (si les autres conditions ne sortent pas des limites) pour que l'on se situe en phase active de nitrification ou en phase de dénitrification (fig. 5).

Le graphe ci-dessous détermine 3 phases qui ont été étudiées par des dosages des formes de l'azote et par enregistrement de divers paramètres.

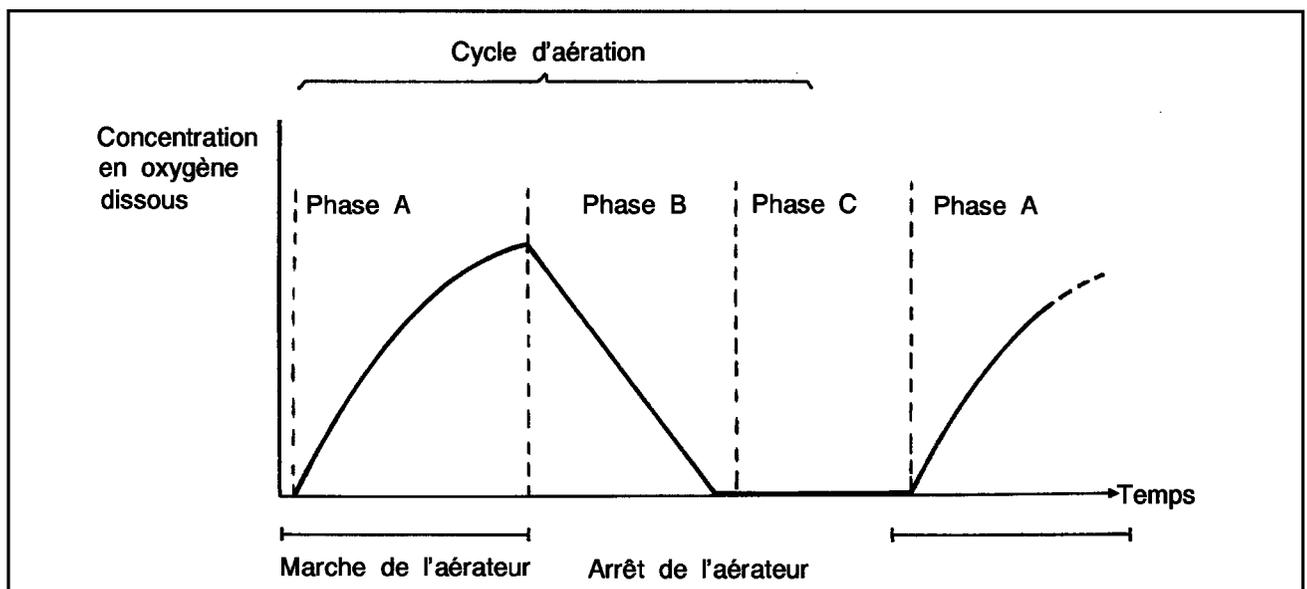


Figure 5 : Schéma d'évolution de la concentration en oxygène dissous.

2. Notamment pour conserver des conditions de contact satisfaisantes entre la charge polluante et la microflore.

• **Phase A** : l'aérateur est en fonctionnement, le taux d'oxygène dissous s'élève (au-dessus de zéro) très rapidement. La diminution des concentrations d'azote ammoniacal démarre et se poursuit à vitesse constante tant que cette forme est présente. L'apparition de nitrates se produit avec un léger retard et la vitesse de croissance de leur concentration est légèrement inférieure à la vitesse de disparition de l'azote ammoniacal. Les vitesses de nitrification sont de l'ordre de 0,5 à 1 mg N. NO<sub>3</sub>/g MVS.h.

• **Phase B** : L'aérateur étant à l'arrêt, la concentration d'oxygène dissous décroît à vitesse sensiblement constante. Les mécanismes de nitrification se poursuivent, notamment la croissance de la concentration de nitrates. Une dénitrification à faible intensité existe lorsque les taux d'oxygène sont faibles (notamment par anoxie au centre des floes). Elle est toutefois négligeable devant celle qui se produit en période d'anoxie.

• **Phase C** : Rapidement après que la concentration d'oxygène dissous soit devenue nulle, une dénitrification notable apparaît. Elle se poursuit à vitesse constante si dans le même temps le carbone ne devient pas limitant (cf. dénitrification à "carbone non limitant" et à "carbone limitant" du chapitre I). En pratique, les vitesses sont de l'ordre de 2 mg de N - NO<sub>3</sub> par g MVS.h durant la période diurne.

**Ces observations permettent d'établir que, pour une vitesse de dénitrification donnée, la durée cumulée des périodes d'anoxie est le critère qui régit l'efficacité de la dénitrification dans le bassin d'aération.** Cette durée cumulée de dénitrification croît naturellement avec :

— la durée totale des périodes d'arrêt des systèmes d'aération

— la durée de chaque période d'arrêt (plus la période d'arrêt est longue, plus la phase C occupe une part importante de cette période d'arrêt).

— la respiration des boues et donc la charge et la concentration en MVS (plus la respiration est forte, plus la durée de la phase B est courte).

Remarquons qu'à durée égale de période d'arrêt de l'aérateur (et dans des conditions normales de concentrations de boues) les besoins de temps de dénitrification sont proportionnels à la charge d'azote oxydé. Parallèlement, les durées d'anoxie augmentent avec la charge (la respiration, plus forte, raccourcit la phase B de la figure n° 5).

En conséquence de ces trois observations, et pour des durées unitaires d'arrêt des aérateurs optimisées, un même temps total journalier d'arrêt des aérateurs est **nécessaire** pour diverses situations de charge.

*Cette durée minimum d'arrêt issue de nos observations dans des conditions variées de taux de charge de boues activées en aération prolongée est de 8 h/j pour des effluents domestiques.*

*Par différence, le temps de fonctionnement du système d'aération disponible pour l'oxydation de l'azote est de 14 heures au maximum.*

### 3.1.2.2. Calcul de l'aération nécessaire à capacité nominale

Le développement théorique appliqué à l'exemple de 1 000 éq. habitants, à la capacité nominale organique des installations est présenté en annexe 1.

**Les besoins journaliers en oxygène sont supérieurs de 30 % à ceux d'une station équivalente sans traitement de l'azote.** En heure de pointe, la consommation relative à l'élimination de l'azote représente 28 % de la consommation totale d'oxygène.

L'annexe 2 établit le dimensionnement pratique des aérateurs qui satisfait, avec une marge de sécurité suffisante et à capacité nominale, les besoins d'oxygène et les temps d'arrêt nécessaires à l'élimination la plus complète possible de l'azote. On retrouve, là encore, un

facteur voisin de 1,4 à appliquer au dimensionnement traditionnel de l'aérateur, si l'on se réfère au cas général actuellement pratiqué avec des turbines lentes lorsque l'élimination de N n'est pas recherchée. Dans ce cas, ce sont les besoins du brassage supérieurs à ceux de la fourniture d'oxygène, qui fixent la puissance à installer à une valeur de 30 W/m<sup>3</sup>. L'accroissement de puissance installée est plus important pour les brosses d'aération en chenal (pour lesquelles des puissances spécifiques de l'ordre de 25 W/m<sup>3</sup> sont couramment admissibles) et pour les systèmes séparant les fonctions d'aération et de brassage.

### **Cas des stations existantes**

Les statistiques révèlent que les stations d'épuration recevant les effluents urbains, et en

particulier celles des petites et moyennes collectivités, traitent des charges nettement inférieures aux charges nominales, du fait de raccordements incomplets au réseau et du facteur de sécurité admis sur la charge organique dans les projets ( $\approx 1,4$ ).

Le développement progressif des réseaux et raccordements, imposé par les contraintes de financement, font que le coefficient de charge organique de la très grande majorité des stations est ainsi compris entre 25 et 65 % de la valeur nominale. Cette situation ne saurait être corrigée rapidement sans modifications importantes aux plans réglementaire (police du réseau) et économique (subventions au raccordement).

Cette situation de sous-charge conduit à faire fonctionner, sauf cas spécifique<sup>3</sup>, le système d'aération 50 à 80 % du temps prévu à capacité nominale. Dans les cas les plus fréquents, le temps nominal prévu est de l'ordre de 14 heures, ce qui se traduit en pratique par des durées totales journalières de fonctionnement des aérateurs comprises entre 6 et 11 h.

Le **calcul de la durée d'aération journalière nécessaire** à l'élimination de l'azote peut être fait suivant la même trame que celle utilisée à l'annexe 1 et en reprenant les éléments de l'annexe 2. Ce calcul sera naturellement fondé sur les valeurs mesurées des divers paramètres utilisés.

Toutefois, les incertitudes sur les résultats peuvent être importantes notamment du fait de la méconnaissance du rendement du système d'aération en présence de boues. Cette incertitude sera notablement réduite en calculant<sup>4</sup> à part les **besoins supplémentaires d'oxygénation liés à l'élimination de l'azote non traité en fonctionnement actuel**.

L'annexe n° 3 illustre ce mode de calcul dans un cas fréquent de charge et de résultat constatés : environ 50 % de charge organique, turbine lente, dilution par des eaux parasites d'un facteur de l'ordre de 1,5 et pas de traitement de l'azote autre que celui obtenu par assimilation. La valeur trouvée, à savoir 2,3 heures, peut donc constituer dans bon nombre de cas un ordre d'idée donnant une première indication.

En rapprochant cet ordre de grandeur de temps d'aération supplémentaire des temps d'aération généralement observés, il s'avère que la plupart des stations d'épuration en aération prolongée disposent d'un système d'aéra-

tion suffisant pour assurer l'élimination de l'azote.

**Cette observation ne doit pas dispenser de conduire dans chaque cas la démarche proposée** décrite précédemment qui permet de vérifier si la condition portant sur le temps de fonctionnement du système d'aération est respectée.

### Conditions de durée d'aération

*Temps de fonctionnement actuel  
+ temps de fonctionnement complémentaire<sup>5</sup>  
< 14 h*

Par ailleurs, cette démarche permet de chiffrer l'augmentation de coût de fonctionnement lié à l'amélioration de la qualité des effluents épurés.

Lorsque la capacité d'oxygénation installée est légèrement limitante, il est possible d'assurer une nitrification partielle en veillant à maintenir des temps d'anoxie suffisants pour assurer une dénitrification totale de la fraction nitrifiée. Toutefois, on se trouvera dans des conditions limites ne permettant pas, la plupart du temps, de garantir une nitrification stable, des variations de charge, des pannes même vite réparées risquant de remettre en cause une situation d'équilibre instable. Il serait alors préférable, si l'on doit procéder à l'élimination de l'azote, de renforcer la capacité d'aération de la station d'épuration.

### 3.1.3. Autres points de conception

Les points de conception susceptibles d'avoir une influence sur l'élimination de l'azote comprennent :

— des dispositions classiques :

- dimensionnements de dispositifs de relèvement en rapport avec la surface du décanteur secondaire

- prétraitements de qualité suffisante

- transferts de la liqueur mixte du bassin d'aération vers le décanteur : cloison siphonée dans bassin d'aération suffisamment immergée - bassin de dégazage - "clifford" dessiné selon les règles de l'art,

— deux dispositions plus particulièrement intéressantes pour la dénitrification, et que nous allons préciser ci-après :

- présence d'un agitateur dans le bassin d'aération

3. Faible puissance spécifique, efficacité médiocre du système d'aération, taux de boues anormalement élevé ou mauvais réglage.

4. Au cas par cas, à partir des résultats disponibles.

5. Cf. annexe 3.

- limitation du temps de séjour des boues dans le décanteur secondaire.

### **Agitation du bassin d'aération**

Tous les mécanismes de l'épuration biologique supposent une bonne mise en contact du substrat avec les bactéries qui l'utilisent. Les phénomènes de nitrification et de dénitrification n'échappent bien sûr pas à cette règle. La nitrification ayant lieu essentiellement pendant et immédiatement après les périodes de fonctionnement de l'aération, n'implique pas de contraintes particulières. Par contre, la dénitrification intervient, comme nous l'avons vu, dans une période où l'énergie mécanique dissipée dans le bassin provient seulement de l'introduction des eaux usées et des boues de recirculation dans le bassin d'aération. Dans certains cas, plus particulièrement lorsque la décantabilité des boues est bonne et que leur concentration est faible, une nette décantation se produit dans le bassin d'aération. De ce fait, deux phases se superposent et le surnageant est une zone biologiquement très peu active;

Dans les bassins de petite taille, les risques de "court-circuit" entrée-sortie du bassin d'aération ne sont pas négligeables (ce qui est facilement vérifié dans la pratique par des dosages d'ammoniaque, de DCO, ...).

Une première mesure pour réduire ces deux phénomènes est d'assurer une introduction des eaux en partie inférieure du bassin d'aération et une reprise après cloison siphonée suffisamment immergée. Selon les situations locales, ces dispositions peuvent être insuffisantes pour assurer une dénitrification assez complète pour éviter tout problème de remontée de boues dans le décanteur secondaire. Il est alors souhaitable d'installer un agitateur complémentaire prenant le relais du système d'aération lorsque l'effet de brassage produit par celui-ci s'annule. Les puissances à mettre en jeu sont variables<sup>6</sup> en fonction de la géométrie du bassin mais toujours modérées et induisent donc des coûts de fonctionnement très faibles.

### **Décantation**

L'arrivée de nitrates dans le décanteur fait, comme nous l'avons déjà mentionné, courir le risque de dénitrification et d'entraînement de floccs en surface sous l'action des microbulles d'azote qu'elle engendre.

Dans le cas le plus courant sur les petites stations d'épuration, le temps de séjour des boues dans le décanteur est suffisamment réduit (ou peut être suffisamment réduit - cf réglage - ) pour que des concentrations **momentanément** un peu excessives de nitrates ne créent pas de problèmes importants.

Dans certains cas de stations de capacité plus élevée<sup>7</sup>, il peut être nécessaire d'améliorer les dispositifs de reprise des boues par raclage en fond de décanteur.

Une augmentation de la hauteur des lames de raclage (30 cm de haut paraît être une hauteur satisfaisante), une augmentation de la vitesse de raclage jusqu'à 4 à 5 cm/s en périphérie, voire un changement de la forme de la lame pour diminuer le temps de trajet de la boue entre la périphérie du décanteur et son centre (reprise par la recirculation) sont les modifications qui sont alors à envisager.

## **3.2. Réglages à appliquer pour optimiser la nitrification - dénitrification**

Nous examinerons ces réglages manuels au § 1 pour le cas général, dans lequel les conditions fixées au paragraphe précédent sont satisfaites et pour des stations d'épuration dont le bassin d'aération est équipé de turbines ou de dispositifs d'insufflation d'air en moyennes bulles. Des remarques **complémentaires** sont effectuées sous les rubriques "aération en chenal" (§ 2) et "aération par fines bulles" (§ 3). Toutefois, il convient d'examiner à part le **cas des stations d'épuration très sous-chargées** en matière organique (§ 4).

Enfin, les cas des variations de charges et les systèmes d'aération asservis seront abordés ultérieurement (§ 5).

### **3.2.1. Cas général**

#### *3.2.1.1. Objectifs poursuivis*

— On recherche une nitrification presque complète de l'azote réduit subsistant après prise en compte de la fraction "assimilée". En terme d'azote ammoniacal, on obtient assez aisément des concentrations résiduelles de l'ordre de 5 mg/l (2 à 8) qui se traduisent même en cas de pertes de "fines" par des **valeurs**

6. A titre indicatif, des agitateurs immergés dont la puissance procure environ 2-3 W/m<sup>3</sup> en bassin cylindrique et 5 à 8 W/m<sup>3</sup> en bassin parallélépipédique donnent des résultats satisfaisants.

7. Sur les stations plus importantes, avec des décanteurs de diamètre supérieur à 15 - 20 m, on préférera une reprise des boues par suçage à une reprise par raclage.

**résiduelles inférieures à 10 mg/l en azote Kjeldahl** et donc satisfaisant le niveau NK2.

— La dénitrification doit permettre d'atteindre **en sortie de bassin d'aération** des valeurs de l'ordre de **5 à 6 mg/l d'azote nitrique au maximum** si, en toutes circonstances climatiques, on veut s'affranchir des risques de remontées de boues par dénitrification.

Ces valeurs en sortie de bassin d'aération se traduisent **en sortie de station d'épuration**<sup>8</sup> par des concentrations de l'ordre de **2 à 3 mg/l d'azote nitrique**.

Dans le cas de prolifération de bactéries filamenteuses dans les boues, la valeur maximum souhaitable devrait être ramenée à 3 mg/l en sortie de bassin d'aération.

### **Réglages manuels de l'aérateur**<sup>9</sup>

Le premier temps est de procéder au **calcul du temps d'aération** supplémentaire nécessaire pour l'élimination de l'azote selon les modalités de l'annexe 3.

Cette durée étant déterminée, on procède à la **répartition des temps d'arrêt** du système d'aération.

#### **Réglage initial**

##### **Cas des temps d'arrêt journaliers élevés**

Pour fixer les idées, ce cas se rapporte aux installations nécessitant des temps journaliers de fonctionnement inférieurs à 12 h.

La détermination initiale des temps d'arrêt pourra se faire en deux temps :

1° - commencer par fixer des périodes d'arrêt longues dont un bon exemple figure ci-dessous, avec deux périodes de 2 h correspondant aux heures de pointe EDF<sup>10</sup>. En hiver, une période de 2 heures nocturnes (par exemple de 3 h à 5 h) et deux périodes intermédiaires d'une heure d'arrêt. (fig. 6)

2° - compléter ensuite le programme par des arrêts, de préférence de 3/4 d'heure minimum (un ou deux temps d'arrêt de l'ordre d'1/2 h ne sont pas exclus pour simplifier la programmation) et des prolongations des arrêts d'une heure prévues au 1°.

Naturellement, les temps de marche doivent suivre **grossièrement** les variations des char-

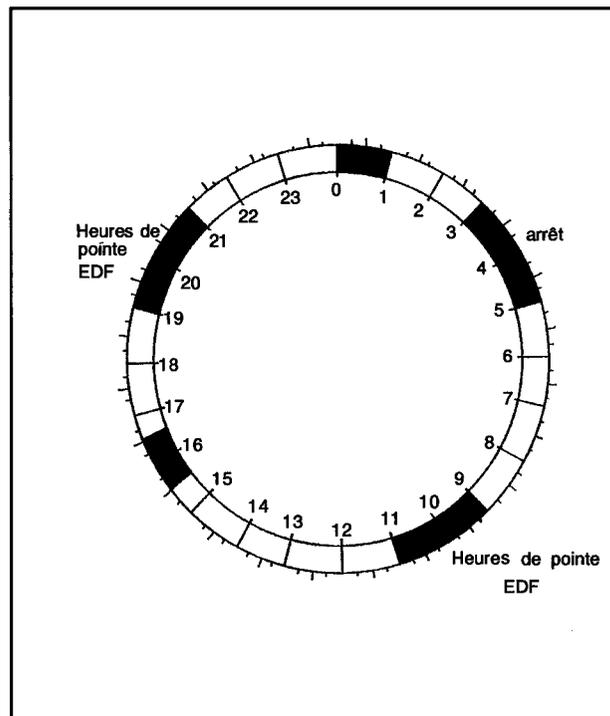


Figure 6 : Temps d'arrêt journaliers longs : période d'arrêt de base.

ges reçus au cours des diverses périodes de la journée (fig 7).

Pour des temps de fonctionnement journaliers de l'aérateur inférieurs à 12 heures, les réglages auxquels on aboutit doivent comporter **moins de 12 cycles** journaliers arrêt-marche du système d'aération, conséquence d'ailleurs logique de la fixation de longues plages d'arrêt.

##### **Cas des temps d'arrêt journaliers courts**

Pour des temps d'aération totaux compris entre 12 et 16 heures, il est possible, et préférable, de ménager des temps d'arrêt en moyenne plus courts que dans le cas précédent. En effet, dans ce cas de figure, l'intervalle de temps précédant l'anoxie (phase B de la figure n° 5) est raccourci soit du fait d'une respiration relativement forte, soit du fait des concentrations d'oxygène atteintes en fin de périodes d'aération faible (puissance installée faible, aérateurs à faible rendement, ...).

Il est alors possible de partir, suivant la même démarche que précédemment, sur 8 périodes

8. Une dénitrification de l'ordre de 2 à 3 mg/l se produit dans les décanteurs fonctionnant avec un lit de boues.  
 9. Pour procéder à ces réglages il faut bien sûr bénéficier du matériel approprié. Là où cela n'est pas déjà réalisé il est nécessaire de remplacer des systèmes de doseurs cycliques par des horloges de 24 heures à plots (plots d'1/4 heure au maximum) ou par les nouvelles générations d'horloges programmables offrant, pour un coût raisonnable, toute la souplesse désirée.  
 10. La variation des plages horaires de pointe fixées, de plus en plus fréquemment, quotidiennement par EDF pose, de manière générale, et plus particulièrement en nitrification - dénitrification, des problèmes pour imposer des réglages corrects sans système d'asservissement particulier. Il convient, sur les stations d'épuration, d'obtenir la fixité des plages horaires de pointe.

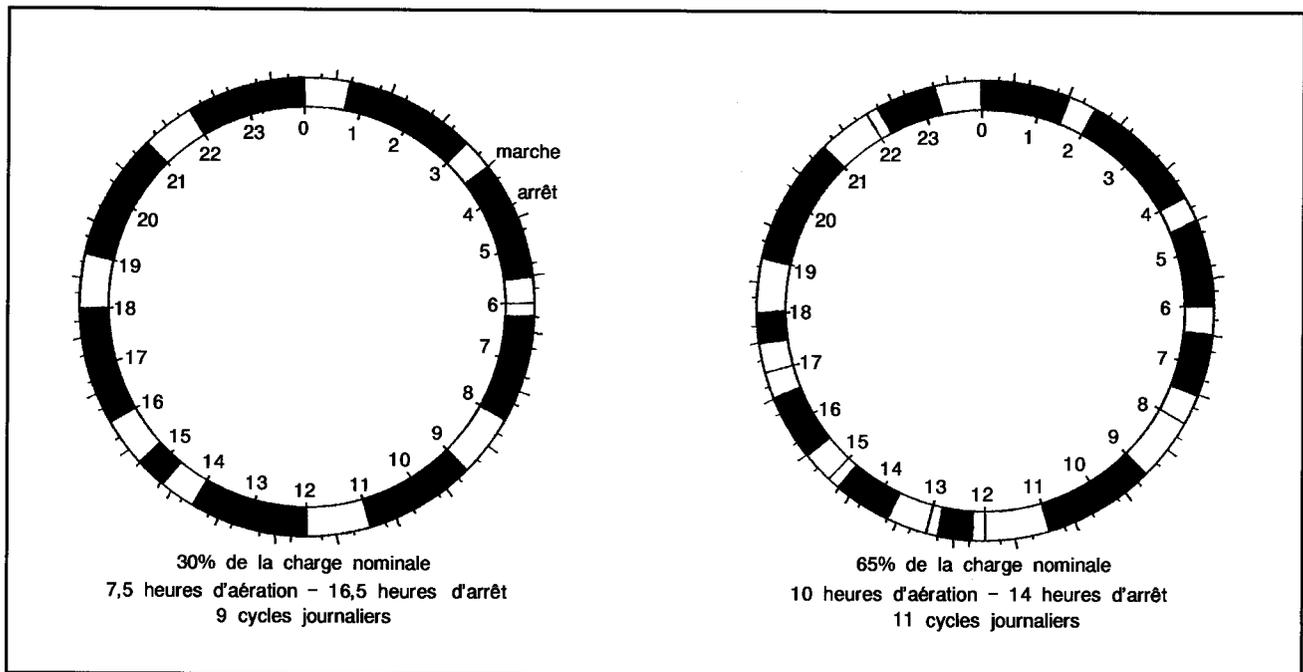


Figure 7 : Exemples de réglages pour temps d'arrêt journaliers longs du système d'aération.

**d'arrêt d'une heure** ajustées, par exemple, selon le schéma ci-contre (fig. 8). La différence entre la durée totale d'arrêt calculée et les 8 heures fixées sera incorporée en allongeant les périodes d'arrêt ainsi fixées, en ajoutant éventuellement une 9<sup>e</sup> période comme le montrent les exemples de la figure 9.

### Réglage affiné

Ce réglage initial est imposé alors que la nitrification est encore incomplète ou inexistante. Il fournit des concentrations d'oxygène dissous en fin de cycle relativement élevées, favorables **au démarrage** de la nitrification.

Dans le cas où elle est au départ inexistante, il peut être judicieux d'accélérer la mise en place de la nitrification par un ensemencement réalisé avec des boues d'une station voisine assurant une bonne nitrification de leur effluent. Entre 10 et 20 m<sup>3</sup> de boues sont suffisants, l'apport d'une tonne à lisier pouvant donner satisfaction dans certains cas, notamment dans celui des stations de petite taille (< 1 000 éh. par exemple).

Le suivi de la montée en puissance de la nitrification peut aisément être réalisé à heure fixe tous les deux à trois jours par le préposé de la station à l'aide de bandelettes-test<sup>11</sup> du commerce par exemple. Le "dosage" approximatif de l'ammoniaque résiduel, en sortie de

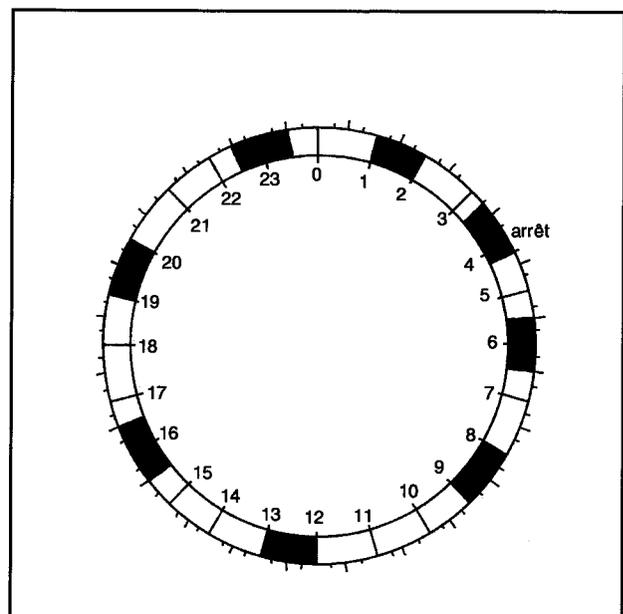


Figure 8 : Temps d'arrêt journalier court : périodes d'arrêt de base.

station d'épuration, est suffisamment précis pour déterminer le palier de concentration d'ammoniaque résultant de temps de marche total de l'aérateur (courbe n° 1 de la figure 10).

Il y aura tout intérêt à établir une telle courbe, car la détermination du palier de concentration en N. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> permet d'optimiser le réglage de l'aération. Si ce palier de concentration en N. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> est supérieur à 3 mg/l, il y a lieu d'aug-

11. Ces dispositifs sont d'un emploi aisé ; il peut toutefois être souhaitable que le SATESE fournisse un mode d'emploi clair en français et initie le préposé à leur utilisation.