

L'ASSAINISSEMENT DES AGGLOMERATIONS : TECHNIQUES D'EPURATION ACTUELLES ET EVOLUTIONS



*Document réalisé par les Agences de l'Eau
et le Ministère de l'Environnement.*

Directeur de publication : Jean-Luc LAURENT

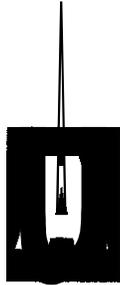
Secrétariat de rédaction : Agence de l'Eau Artois-Picardie

Impression : Imprimerie Commerciale - Douai

I.S.S.N. : 1161-0425

Tiré en 30 000 exemplaires (avril 1994)

Prix : 450 F



au moment où se met en place, en France, une nouvelle politique de l'assainissement ambitieuse avec notamment l'application de la directive européenne du 21 mai 1991, la publication dans la collection inter-agences de ce nouveau cahier consacré aux techniques d'épuration actuelle et leurs évolutions futures est tout à fait d'actualité.

Ce document, fruit d'un travail de terrain, donne une information complète aux décideurs locaux et à l'ensemble des acteurs de l'assainissement sur les connaissances acquises qui ne seront pas remises en cause par la nouvelle réglementation.

Il présente également les axes de la nouvelle politique française et ouvre des perspectives quant à la prise en compte progressive des défis à relever dans les années futures.

Ce document est donc appelé à être complété dans les mois à venir par d'autres publications et recommandations.

Je fais le vœu qu'il se révèle une base de références pertinente nécessaire pour l'élaboration des projets de stations d'épuration et l'amélioration de la qualité des eaux de notre pays.

Jean-Luc LAURENT
Directeur de l'Eau
Ministère de l'Environnement

Ont participé à la rédaction de ce document :

<i>Philippe</i>	<i>GUETTIER</i>	<i>Ministère de l'Environnement</i>
<i>Arthur</i>	<i>IWEMA</i>	<i>Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse</i>
<i>Jean-Pierre</i>	<i>MAGNAN</i>	<i>Agence de l'Eau Seine Normandie</i>
<i>Régis</i>	<i>MATHIAN</i>	<i>Agence de l'Eau Artois Picardie</i>
<i>Dominique</i>	<i>RABY</i>	<i>Agence de l'Eau Rhin Meuse</i>
<i>Alain</i>	<i>VACHON</i>	<i>Agence de l'Eau Loire Bretagne</i>
<i>Pierre</i>	<i>VIDOU</i>	<i>Agence de l'Eau Adour Garonne</i>
<i>L'Institut de Recherches Hydrologiques de Nancy</i>		



SOMMAIRE

1.	<i>INTRODUCTION GENERALE ET PERSPECTIVES</i>	8
2.	<i>DEFINITION DE LA POLLUTION ET DE SES EFFETS</i>	13
3.	<i>INTRODUCTION TECHNIQUE A L'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES</i>	18
4.	<i>LES PRETRAITEMENTS EN STATION D'EPURATION</i>	25
5.	<i>LES TRAITEMENTS PRIMAIRES</i>	36
6.	<i>LES TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES</i>	46
7.	<i>LES TRAITEMENTS SECONDAIRES DES EFFLUENTS URBAINS</i>	58
8.	<i>LA LUTTE CONTRE LA POLLUTION AZOTEE DES EAUX USEES DOMESTIQUES</i>	89
9.	<i>LA LUTTE CONTRE LA POLLUTION DES EAUX USEES DOMESTIQUES PAR LE PHOSPHORE</i>	95
10.	<i>LES TRAITEMENTS DE FINITION ASSURANT UNE EPURATION "HAUTES PERFORMANCES"</i>	102
II.	<i>L'EXAMEN DES POSSIBILITES D'EPURATION SIMULTANEE DES EFFLUENTS MIXTES INDUSTRIELS ET URBAINS EN MELANGE</i>	107
12.	<i>LA CARACTERISATION ET LE TRAITEMENT DES BOUES ISSUES DE L'EPURATION DES EFFLUENTS URBAINS</i>	110
13.	<i>LA REHABILITATION ET L'EXTENSION DES STATIONS D'EPURATION</i>	152
14.	<i>FONDACTIONS SPECIALES</i>	160
15.	<i>LES ODEURS EMISES PAR LES STATIONS D'EPURATION</i>	162
16.	<i>LA GESTION ET L'EXPLOITATION</i>	167

INTRODUCTION GENERALE ET PERSPECTIVES

1 - UNE NOUVELLE POLITIQUE DE L'ASSAINISSEMENT EN FRANCE

1.1 - Des efforts à faire pour améliorer l'assainissement

Malgré une évolution favorable au cours de ces dernières années, les collectivités locales doivent développer de nombreux efforts en matière d'assainissement : environ 60 % seulement de leur pollution produite rejoignent en 1991 une station d'épuration et un peu plus de 40 % de cette pollution étaient éliminés par ces stations.

Les problèmes principaux sont :

- la faiblesse de la collecte par temps sec,
- la faiblesse des rendements et le manque de fiabilité des ouvrages d'épuration,
- la prise en compte insuffisante des composés de l'azote et du phosphore dans les traitements,
- la mauvaise maîtrise des pollutions par temps de pluie.

Si pour les trois premiers points, les techniques sont connues et doivent être mises en œuvre plus largement, pour la dépollution par temps de pluie, de nombreux efforts de recherches devront être développés.

Cette situation apparaît similaire à celle de la plupart des pays européens.

1.2 - La directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires

Ce contexte et les phénomènes de pollution qu'il génère en Europe, a contribué à une évolution des mentalités qui s'est traduite notamment par l'adoption par le Conseil des Communautés Européennes, le 19 mars 1991 d'une directive "relative au traitement des eaux urbaines résiduaires" publiée le 21 mai 1991. Son application dans chacun des Etats de la Communauté va modifier plus ou moins profondément la réglementation existante et augmenter le rythme des investissements pour l'assainissement.

En France, la prise de conscience était déjà plus engagée et notre pays avait largement anticipé cette décision de tous les Etats-membres de la communauté à travers la préparation des VI^e programmes d'interventions des Agences de l'Eau (1992-1996) et de la nouvelle loi sur l'eau qui traduisaient une volonté politique de franchir un palier en matière d'assainissement.

1.3 - Des objectifs généraux ambitieux

Dans notre pays, l'objectif fixé vise la préservation optimale des milieux par temps sec et par temps de pluie.

A l'horizon 2000, l'objectif national global est d'aboutir, par temps sec, à un raccordement sur chaque station d'épuration de 80 % des pollutions produites par les agglomérations et à une élimination par ces stations de 70 % des pollutions produites.

La mise en place d'un assainissement de qualité permettra : la préservation de l'hygiène des populations, - la protection des milieux récepteurs et de leurs usages, - la maîtrise des phénomènes de ruissellement urbain, en évitant les transferts de pollution liés à la mauvaise gestion des résidus de l'assainissement.

1.4 - Une nouvelle politique de l'assainissement

La mise en place d'une nouvelle politique de l'assainissement visant à atteindre les objectifs mentionnés ci-dessus est en cours dans notre pays avec la publication le 3 janvier 1992 de la loi sur l'eau et celle de ses textes d'application permettant ainsi la nécessaire transposition de la Directive Européenne.

1.5 - La transposition de la Directive Européenne en droit français

Après de larges campagnes d'informations menées dès la publication de la directive, la publication le 3 janvier 1992 de la nouvelle loi sur l'eau a fourni les bases législatives de sa transposition réglementaire.

La préparation des textes correspondants a été effectuée après de nombreuses concertations entre les Agences de l'Eau et les différents acteurs de l'assainissement (élus, professionnels, associations, ...).

Cette transposition sera réalisée en respectant au moins trois principes fondamentaux :

- les textes réglementaires seront cohérents, avec les possibilités de financements des communes et donc avec les programmes d'interventions des Agences de l'Eau.

Ceci conduit à une approche progressive et pragmatique d'un point de vue technique en se fondant sur les possibilités offertes par les " curseurs " de la directive : définition des zones sensibles, dépollution par temps de pluie, performances des stations d'épuration exprimées en qualité de rejet ou en rendement d'épuration.

Les textes réglementaires devront donc être complétés à moyen terme pour tenir compte des possibilités financières des communes, des évolutions technologiques et des progrès obtenus pour la qualité de nos cours d'eau (et donc des " points noirs " résiduels).

La résolution des problèmes et notamment la dépollution par temps de pluie ne pourra se faire à large échelle que dans 10-15 ans.

La nouvelle réglementation ne conduira pas à prendre en compte des mesures moins ambitieuses que celles figurant dans la réglementation actuelle ainsi que celles ayant été prises dans les arrêtés préfectoraux d'autorisation.

• *l'approche traditionnelle française est maintenue :*

les élus conformément à la tradition française et aux textes de décentralisation adaptent leur programme d'assainissement et leurs moyens correspondants à la nécessaire protection de la qualité des milieux récepteurs et à la demande des différents publics et acteurs concernés.

Les autorités déconcentrées de l'Etat gardent dans la nouvelle réglementation la responsabilité de fixer après concertation avec les collectivités locales concernées les obligations de résultats de l'assainissement pour chaque agglomération au regard des exigences de protection de chaque milieu.

• *la mise en place d'une approche globale de l'assainissement prenant en compte les effets cumulés sur le milieu récepteur de l'ensemble des ouvrages d'une même agglomération (collecte, stockage, traitement) ainsi que les*

aspects d'élimination et de valorisation des sous-produits sont affirmés.

Ce principe se concrétise par la réalisation d'un programme général d'assainissement pour chaque agglomération au sens de la Directive. Ce programme se traduit par une autorisation préfectorale relative à l'ensemble de la filière d'assainissement et non plus seulement au rejet de la station d'épuration comme c'était le cas dans l'ancienne réglementation.

1.6 - Les nouvelles aides financières des Agences de l'Eau

Les communes responsables de l'assainissement sont plus aidées financièrement par les Agences de l'Eau à travers leurs VI^e programmes d'interventions 1992-96.

Ces programmes qui correspondent à un doublement par rapport aux programmes précédents permettront d'aider, pour la France entière, jusqu'à 43 milliards de francs de travaux sur les 75 milliards liés directement à l'application de la directive et devant être réalisés pour l'échéance 2005.

II - LE CONTENU TECHNIQUE DE LA DIRECTIVE EUROPEENNE

La Directive du 21 mai 1991 concerne l'**assainissement des agglomérations** (collecte, traitement et rejet des eaux résiduaires urbaines), elle évoque aussi le traitement et le rejet de certaines **eaux usées industrielles**.

Très schématiquement, elle contient :

l'obligation de réaliser la collecte et le traitement des eaux résiduaires urbaines dans des délais déterminés,

l'obligation de réaliser partout au moins un certain degré d'épuration avant rejet au milieu naturel (valeurs limites de rejet) : traitement secondaire dans le cas général,

-une modulation des obligations et du calendrier suivant la taille des agglomérations et la sensibilité des milieux récepteurs. Les Etats doivent définir, dans un délai déterminé, des "zones sensibles" et des "zones moins sensibles",

- une définition des conditions de contrôle des rejets des stations d'épuration,

-diverses affirmations de principe concernant, par exemple, la réutilisation des eaux usées et des boues ou l'entretien des stations d'épuration,;

-l'obligation de réglementer les rejets d'eaux usées de certaines branches industrielles.

La détermination des "zones sensibles" et des "zones moins sensibles" représente l'une des composantes les plus importantes de cette directive.

Dans ce texte, il n'existe pas de critère absolu de "sensibilité". La distinction entre cas général "zones sensibles" et "zones moins sensibles" n'a de sens qu'en

fonction de ce que l'on prévoit d'imposer dans chaque type de zone.

Il apparaît préférable d'évoquer les obligations attachées à chaque zone avant d'aborder la définition de ces zones.

II.1 - La collecte des eaux résiduaires

"Les Etats membres veillent à ce que toutes les agglomérations soient équipées de systèmes de collecte des eaux résiduaires" selon le calendrier suivant :

Cas général

Agglomérations	Avant le :	Eaux réceptrices
> 15.000 EH	31/12/2000	Toutes eaux
de 2.000 à 15.000 EH	31/12/2005	Toutes eaux

EH = équivalent habitant

Cas des zones sensibles

Agglomérations	Avant le :	Eaux réceptrices
> 10.000 EH	31/12/1998	Toutes eaux

Les "systèmes de collecte", sont des réseaux collectifs d'assainissement pour les eaux usées d'origine domestique ("eaux ménagères usées" dans la directive) éventuellement mélangées avec des eaux usées industrielles et des eaux de ruissellement. Il n'est pas question d'assainissement pluvial.

Une note à l'annexe I indique que : "Etant donné qu'en pratique il n'est pas possible de construire des systèmes de collecte et des stations d'épuration permettant de traiter toutes les eaux usées dans des situations telles que la survenance de précipitations exceptionnellement fortes, les Etats membres décident de mesures à prendre pour limiter la pollution résultant des surcharges dues aux pluies d'orage. Ces mesures pourraient se fonder sur les taux de dilution ou la capacité par rapport au débit par temps sec ou indiquer un nombre acceptable de surcharges chaque année."

Dans le cas de réseaux unitaires, il apparaît que le transfert jusqu'à la station d'épuration et le traitement des eaux pluviales, soulèveront, à terme, des problèmes difficiles avec des implications économiques considérables.

La notion de "précipitations exceptionnellement fortes" qui apparaît à l'annexe IA et l'idée de fixer un nombre acceptable de débordements des déversoirs d'orage par période annuelle, traduisent une orientation vers l'admission sur les stations et le traitement de débits plus importants que ceux que l'on prend habituellement en compte pour dimensionner les installations françaises. Les autorisations de rejet devront comporter le débit qui pourra recevoir un traitement complet. Mais la réglementation devra certainement tenir compte du fait que la plupart des agglomérations est déjà dotée de réseaux et de stations d'épuration qu'il n'est pas envisageable de modifier radicalement en quelques années.

L'assainissement autonome n'est pas exclu, l'article 3 de la directive prévoyant que : "lorsque l'installation d'un système de collecte ne se justifie pas, soit parce qu'il ne présenterait pas d'intérêt pour l'environnement, soit parce que son coût serait excessif; des systèmes individuels ou d'autres systèmes appropriés assurant un niveau identique de protection de l'environnement sont utilisés".

Un premier acte de transposition de ces dispositions a été accompli avec le vote de la Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau dont l'article 35 oblige les communes à délimiter les zones d'assainissement collectif et à assurer effectivement le service d'assainissement collectif dans un délai qui sera fixé par décret en Conseil d'Etat, sans dépasser l'échéance ultime de la directive fixée au 31 décembre 2005.

L'enjeu économique de l'achèvement des réseaux d'assainissement d'ici 2005 est considérable... même s'il n'ajamais été chiffré précisément. Il faut observer que l'outil statistique dont on dispose, en France comme dans la plupart des autres pays européens, pour apprécier les taux de desserte par les réseaux d'assainissement est très médiocre, et qu'il est nécessaire de l'améliorer si l'on veut pouvoir suivre effectivement les progrès de l'assainissement et en rendre compte à Bruxelles. La France a demandé à la Commission des Communautés de lancer une étude à ce sujet ; celle-ci a démarré en janvier 1994.

11.2 - Le traitement des eaux résiduaires

La directive oblige les Etats à réglementer tous les rejets et elle prévoit une obligation de traitement modulée suivant la taille des agglomérations et le lieu de rejet.

II.2.1 - Cas général

Agglomérations	Avant le :	Eaux réceptrices
> 15.000 EH	31/12/2000	Toutes eaux
de 10.000 à 15.000 EH	31/12/2005	Toutes eaux
de 2.000 à 10.000 EH	31/12/2005	Eaux intérieures et estuariennes
< 10.000 EH	31/12/2005	Eaux côtières
< 2.000 EH	31/12/2005	Eaux intérieures et estuariennes

11.2.2 - Zones "moins sensibles"

Agglomérations	Avant le :	Eaux réceptrices
de 15.000 à 150.000 EH	31/12/2000	Eaux côtières
de 10.000 à 15.000 EH	31/12/2005	Eaux côtières
de 2.000 à 10.000 EH	31/12/2005	Eaux estuariennes

II.2.3 - Zones "sensibles"

Agglomérations	Avant le :	Eaux réceptrices
> 10.000 EH	31/12/1998	Toutes eaux

11.2.4 - Les valeurs-limites de rejet exigées

Dans tous les cas ci-après, des prescriptions plus rigoureuses peuvent être prises par les Etats-membres pour garantir que les eaux réceptrices satisfont aux exigences d'autres directives.

II.2.4.1 - Cas général :

Traitement de la pollution "classique" (traitement "secondaire" ou équivalent) :

DBO ₅ : 25 mg/l O ₂ ou 70-90 % de réduction	} analyse sur échantillons homogénéisés et non filtrés
DCO : 125 mg/l O ₂ ou 75 % de réduction	
Paramètre optionnel MeS totales : 35 mg/l ou 90 % de réduction	

Cas du **lagunage** : pour tout rejet de lagunage, les analyses seront effectuées sur des eaux filtrées ; néanmoins la concentration en matières en suspension totales évaluées sur des échantillons non filtrés ne devra pas excéder 150 mg/l.

Cas **spécifique** des **agglomérations** de haute **montagne** (**plus** de 1.500 m) : celles-ci pourront faire l'objet de traitements moins poussés répondant aux valeurs-limites de rejets suivantes, après étude préalable d'environnement justificative :

DBO₅ : 40 % de réduction

MES totales :

35 mg/l ou 90 % de réduction pour les agglomérations de taille supérieure à 10.000 EH,

60 mg/l ou 70 % de réduction pour les agglomérations de taille comprise entre 2.000 et 10.000 EH.

II.2.4.2- Cas des petites agglomérations :

Les agglomérations concernées sont les suivantes :

- agglomérations de taille inférieure à 2.000 EH rejetant dans des eaux intérieures et estuariennes,
- agglomérations de taille inférieure à 10.000 EH rejetant dans des eaux côtières.

Ces agglomérations doivent mettre en place des "traitements appropriés" respectant les objectifs de qualité du milieu et les dispositions de la présente directive et des autres directives communautaires.

11.2.4.3 - Zones "moins sensibles" :

La directive permet à certaines zones de rejet en eaux côtières et estuariennes d'être considérées comme "moins sensibles" après qu'une étude préalable d'environnement l'ait justifié et ceci dans le cas d'agglomérations de taille comprise entre 10.000 et 150.000 EH rejetant en eaux côtières et entre 2.000 et 10.000 EH rejetant en eaux estuariennes. Ces zones "moins sensibles" doivent être identifiées par les Etats-membres avant le 31 décembre 1993.

Les valeurs-limites de rejet applicables pour les zones "moins sensibles" correspondent à un traitement "primaire" : réduction au moins de 20 % de la DBO₅ et de SO₄ % des MES totales.

La France n'a pas retenu cette possibilité dans ses projets de nouveaux textes réglementaires sauf pour les départements d'Outre-Mer.

11.2.4.4 - Zones sensibles :

Ces zones doivent être identifiées par les Etats-membres avant le 31 décembre 1993. Leurs agglomérations devront faire l'objet de traitements plus poussés. En cas de zone sensible à l'eutrophisation, mise en place de traitement de la pollution classique (cf. II-2.4.1) et de la pollution azotée et/ou phosphorée :

Azote global :

- en moyenne annuelle
15 mg/l pour les agglomérations de 10.000 à 100.000 EH
10 mg/l pour les plus de 100.000 EH
- ou en moyenne journalière
20 mg/l pour toutes les agglomérations
- ou 70-80 % de réduction.

Phosphore total :

- en moyenne annuelle
2 mg/l pour les agglomérations de 10.000 à 100.000 EH
1 mg/l pour les plus de 100.000 EH
- ou 80 % de réduction.

Il faut remarquer que ces valeurs-limites de rejet correspondent bien aux possibilités techniques des traitements d'épuration par voie biologique.

Dans les cas de fortes variations de charges polluantes ou de nécessité d'élimination du phosphore, il pourrait être justifié de faire appel à un complément d'épuration par voie physico-chimique.

Les dispositions les plus contraignantes de la directive, pour son application en France, sont sans doute celles qui ont trait

au contrôle des rejets, présentées à l'annexe ID sous le titre "méthodes de référence pour le suivi et l'évaluation des résultats".

La directive prévoit l'analyse d'un minimum de 12 échantillons moyens de 24 heures chaque année pour les stations de moins de 50.000 EH et de 24 échantillons moyens de 24 h au-delà. L'interprétation statistique des résultats est codifiée : ainsi, par exemple, on ne doit admettre que deux résultats d'analyse non conformes sur 12 ou trois sur 24.

Dans le cas des stations de moins de 10.000 EH, après une année de contrôle avec 12 échantillons révélant un fonctionnement satisfaisant, on pourra se limiter à 4 échantillons de 24 h par an les années suivantes.

Le pourcentage maximum d'échantillons non conformes admissible diminue lorsque le nombre annuel de prélèvements augmente : il est de 10 % pour 52 prélèvements (1 contrôle par semaine) et 7 % pour 365 prélèvements (un par jour).

Les exigences de fiabilité des ouvrages d'épuration constituent l'un des défis importants de la directive.

II.2.5. - Les rejets d'eaux résiduaires industrielles

La directive européenne s'applique aux rejets des établissements industriels non raccordés dont l'activité figure dans une liste qui constitue l'annexe III : il s'agit principalement du secteur des industries agro-alimentaires.

Les autres rejets industriels non raccordés ne sont pas dans le champ d'application de cette directive et devront donc respecter les réglementations nationales des Etats-membres.

II.2.6 - Les boues d'épuration

Les boues d'épuration sont valorisées lorsque cela s'avère approprié. Les rejets de boues doivent faire l'objet de règles générales et sont soumis à enregistrement ou à autorisation.

Tout rejet de boues d'épuration dans les eaux de surface sera supprimé au plus tard le 31 décembre 1998. D'ici là, les quantités rejetées seront progressivement réduites.

II.2.7 - Définition des zones sensibles

Les Etats devaient désigner les "zones sensibles" et les "zones moins sensibles" avant le 31 décembre 1993.

La notion de "zone sensible" au sens de la directive est très large puisqu'elle comprend tous les milieux aquatiques menacés par l'eutrophisation, les eaux douces superficielles qui doivent être protégées spécialement pour rester aptes à la fabrication d'eau potable et les "zones pour lesquelles un traitement complémentaire au traitement prévu à l'article 4 de la directive (traitement secondaire ou équivalent) est nécessaire pour satisfaire aux directives du Conseil".

Toutefois, la directive ne comporte d'obligations précises en termes de valeurs limites de rejets que pour les zones sujettes à l'eutrophisation.

Pour apprécier les enjeux économiques de la désignation des zones sensibles, il faut garder à l'esprit que la directive ne permet aucune distinction entre stations existantes et stations à construire ou à rénover : toutes les stations de plus de

10.000 EH situées en zone sensible à l'eutrophisation devront être équipées pour l'élimination de l'azote ou du phosphore avant le 31 décembre 1998.

La règle de révision des zones sensibles tous les 4 ans, instaurée par le paragraphe 6 de l'article 5 de la directive justifie une attitude pragmatique et progressive dans la désignation des zones sensibles.

C'est dans cette optique que la définition des zones sensibles françaises a été confiée aux Comités de Bassin.

II.3 - Les principales évolutions techniques induites par la directive européenne

L'application des prescriptions contenues dans la directive européenne va susciter des avancées importantes dans la pratique de l'assainissement urbain en France et tout particulièrement dans cinq domaines :

- Les bilans de l'assainissement des agglomérations seront maintenant complets et prendront en compte l'ensemble des pollutions produites et des pollutions rejetées (réseaux et stations).

Les informations fournies ne seront plus focalisées sur le seul fonctionnement de la station d'épuration.

Il devrait être de comparer de façon globale les états d'avancement respectifs de l'assainissement dans les différents pays européens.

- L'élimination de l'azote et du phosphore : cette exigence devra être satisfaite à l'intérieur des zones sensibles au titre de l'eutrophisation ou de la préparation des eaux potables.

Les techniques d'épuration correspondantes sont déjà nombreuses (voir chapitres correspondants).

Il est cependant facilement prévisible que l'on est encore loin du terme des progrès et des innovations dans ce domaine.

- La fiabilité du fonctionnement : l'obligation de respecter une norme, quelle qu'elle soit, sur 90 à 95 % des contrôles effectués, est extrêmement contraignante.

Pour satisfaire cette exigence, beaucoup de stations existantes seront à aménager quelle que soit la façon d'enregistrer les performances exigées. Les pratiques actuelles de conception des stations d'épuration devront évoluer pour prendre en compte une plus grande exigence de fiabilité ; à titre d'exemple, respecter 95 % du temps une limite de 110 mg/l DCO est sensiblement équivalent à respecter, en moyenne, une limite de 70 mg/l DCO.

- L'assainissement par temps de pluie : les prescriptions traduisent une nette orientation vers l'admission sur les stations et le traitement de débits plus importants que ceux que l'on prend habituellement en compte pour dimensionner les installations françaises.

Il apparaît que cette évolution va susciter de nombreuses interrogations quant aux meilleures solutions aptes à optimiser le couple formé par la station d'épuration et son réseau de collecte.

- L'élimination des boues d'épuration : la pratique de l'épandage agricole de ces boues constitue certainement la filière d'élimination optimale tant du point de vue technique qu'économique.

Il n'est pas à exclure que l'étape préalable de compostage avec des matières structurantes pour disposer d'un déchet de meilleure qualité et plus facilement manipulable devienne une pratique importante.

La pérennité de cette pratique ne sera assurée qu'à condition d'appliquer des dispositions strictes et prudentes ainsi que des suivis complets et réguliers.

Ce cahier technique sera complété par d'autres publications interengagements relatives à :

la collecte des eaux résiduaires urbaines, les réseaux d'assainissement des agglomérations et la dépollution par temps de pluie,

– la fiabilité des ouvrages,

– l'économie du traitement des eaux résiduaires urbaines : montants d'investissements et dépenses d'exploitation.

DEFINITION DE LA POLLUTION ET DE SES EFFETS

I - DEFINITION

Le terme de pollution désigne l'ensemble des rejets de composés toxiques que l'homme libère dans l'écosphère, mais aussi les substances qui, sans être vraiment dangereuses pour les organismes vivants, exercent une influence perturbatrice sur l'environnement.

Polluer signifie étymologiquement profaner, souiller, salir, dégrader.

Parmi les définitions données par les experts, nous retiendrons la suivante, publiée dans un rapport rédigé en 1965 par le comité scientifique officiel de la Maison Blanche (intitulé : "Pour restaurer la qualité de notre environnement") :

"La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux

d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers les ressources agricoles, en eau et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature".

La distinction entre eau polluée et eau non polluée est souvent relative et dépend des exigences d'utilisation. Les experts européens (1961) assimilaient la pollution à "une composition ou à un état directement ou indirectement modifiés du fait de l'activité de l'homme de telle façon que cela se traduit par une moindre utilisation de l'eau". Cette définition met bien en évidence la responsabilité humaine dans la pollution et les inconvénients qui en résultent.

II - LES PARAMETRES GLOBAUX DE DEFINITION DE LA POLLUTION

On appelle paramètres globaux les analyses et les tests biologiques réalisés sur des eaux résiduaires ou naturelles et qui sont destinés à traduire leur niveau de contamination.

Ces paramètres renseignent sur la composition des eaux usées et sur leurs impacts polluants essentiels :

11.1 - Les impacts majeurs

• *Toute contribution à la diminution du taux d'oxygène dissous dans les eaux naturelles.*

- oxydation chimique directe,
- consommation biologique par les microorganismes aérobies dans le cours de la métabolisation des polluants biodégradables,
- phénomènes physico-chimiques contrariant le maintien d'un taux d'oxygène convenable :
 - température,
 - salinité.
 - limitation des échanges gazeux entre l'atmosphère et le milieu aquatique,
- conséquences des phénomènes fermentaires intervenant à la suite de déversements de matières organiques décantables.

• *Tous phénomènes de toxicité aiguë ou d'accumulation de micro polluants à effets de toxicité différée.*

- toxicité aiguë ou subaiguë se traduisant par des taux de mortalité significatifs de populations entières,
- toxicité à long terme au travers de la bioaccumulation dans les chaînes alimentaires :
 - effets **somatiques** avec altération des grandes fonctions physiologiques,
 - effets **germinaux** avec stérilisation des espèces ou transmission héréditaire de monstruosité.

• *Tous phénomènes résultant de déversements excessifs de substances azotées et phosphorées.*

Substances azotées

- toxicité directe de certaines formes :
 - ammoniacale (vie piscicole),
 - nitrique.
- surcoût pour la production d'eau potable
- contribution à l'eutrophisation

Substances phosphorées

- eutrophisation du milieu aquatique :
 - excès de population d'algues et pollution organique massive,
 - coloration et mauvaises odeurs (production d'eau potable compromise),
 - dérèglement des concentrations en oxygène dissous avec asphyxie de nuit et mortalités spectaculaires de poissons.

- *Tous phénomènes de contamination bactérienne ou virale.*
- *Détérioration de la qualité sanitaire des eaux du milieu récepteur, restriction drastique des usages de l'eau.*

11.2 - Les principaux paramètres

II.2.1- Paramètres principaux correspondant à autant de méthodes analytiques normalisées qui permettent de caractériser une eau résiduaire

- **pH** caractère acide ou alcalin des eaux
- **Sels solubles (*)** ou encore conductivité théorique

• **Matières en suspension (*)**

pois, volume et nature minérale ou organique des particules véhiculées par les eaux usées.

• **Demande biobimique en oxygène (*)**

consommation d'oxygène en 5 jours, à 20°C, résultant de la métabolisation de la pollution biodégradable par des microorganismes de contamination banale des eaux.

• **Demande chimique en oxygène (*)**

consommation d'oxygène dans les conditions d'une réaction d'oxydation, en milieu sulfurique, à chaud et en présence de catalyseur.

• **Formes de l'azote (*)**

- azote ammoniacal ; forme NH_4^+
- azote Kjeldahl NTK ; quantité d'azote exprimée en N correspondant à l'azote organique R-NH, et à l'azote ammoniacal
- azote nitrate NO_3^- et nitrite NO_2^- ; formes minérales oxydées.

• **Formes du phosphore (*)**

- orthophosphate ; forme la plus courante PO_4^{3-} (70 % du total)
- phosphore total ; somme du P contenu dans les orthophosphates, les polyphosphates et le phosphate organique.

• **Toxicité selon le test daphnies (*)**

l'équitox exprime la concentration pour laquelle la moitié d'une population de daphnies est immobilisée et considérée comme morte par intoxication chimique.

Le nombre d'équitox par m^3 est le taux de dilution nécessaire pour obtenir une concentration égale à 1 équitox/ m^3 .

• **Toxicité selon le test microtox**

La toxicité est exprimée par la concentration (ou le taux de

dilution) de l'échantillon qui diminue de 50 % la luminescence des bactéries après 5.15 et 30 minutes d'exposition à 15°C.

II.2.2. - Paramètres rendant compte de pollutions spécifiques, (non exhaustif, à titre indicatif)

- Hydrocarbures (indice CH, par infra-rouge)
- Graisses et huiles (extraction au solvant)
- Métaux (fer, nickel, cadmium...)
- Métaux "lourds" (*), ils sont l'objet d'une méthode de mesure polluante qui consiste à effectuer la somme des concentrations ou des flux de 8 métaux pondérés chacun par un coefficient proportionnel à son potentiel polluant : mercure et cadmium (50), plomb et argent (10), cuivre et chrome (5), nickel et zinc (1). L'unité de cette mesure est le Metox.
- Toxiques spécifiques (cyanures...)
- Micropolluants organiques
 - dosage des AOX (*), VOX, TOX (halogènes organiques adsorbables, volatils et totaux)
 - dosage des composés organochlorés
 - dosage des composés phénolés
 - dosage des hydrocarbures monoaromatiques (benzène, toluène, xylène...)
 - dosage des HPA (hydrocarbures polycycliques)
 - dosage des composés du type amines aromatiques
 - dosage des composés du type organo-nitro-phosphorés.

N.B. Les paramètres de redevance sont repérés (*).

III- CARACTERISTIQUES MOYENNES DE SEAU USEES DOMESTIQUES EN FRANCE

Les valeurs suivantes ne sont données qu'à titre indicatif. Il s'agit des valeurs les plus fréquemment rencontrées en France. Pour les débits, on peut admettre en première estimation :

- moins de 10 000 usagers : 180 l/hab.jour
- de 10 000 à 50 000 : 200 l/hab.jour
- plus de 50 000 : 250 l/hab.jour

CONCENTRATIONS MOYENNES		
Paramètres	Echelle de variation	Fraction décantable
pH	7,5 à 8,5	
Extrait sec (mg/l)	1 000 à 3 000	10 %
MES totales (mg/l)	100 à 400	50 à 60 %
DBO ₅ (mg/l)	150 à 500	25 à 30 %
DCO (mg/l)	300 à 1 000	30 %
COT (mg/l)	100 à 300	30 %
NTK (mg/l)	30 à 100	< 10 %
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	20 à 80	0 %
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	< 1	0 %
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 1	0 %
Détergents (mg/l)	6 à 13	
P total (mg/l)	10 à 25	10 %

IV.1 - Paramètres et redevances de pollution

Dès le premier programme d'interventions des Agences de l'Eau (1969-1971), des paramètres de redevance étaient utilisés pour caractériser le flux de pollution domestique dont l'impact était le plus évident et dont le traitement était, à priori, le plus aisé. Il s'agit des trois paramètres de base MeS, DCO et DBO₅ dont les deux derniers sont combinés pour définir les matières oxydables MO égales à :

$$\frac{2 \text{ DBO}_5 + \text{ DCO}}{3}$$

Le paramètre de base fondamental de dimensionnement des ouvrages d'épuration biologique a été et reste à ce jour la DBO₅ de l'eau brute.

En 1973, on a institué le paramètre "salinité" qui mesure indirectement (par conductivité) la charge en sels solubles d'un effluent.

Depuis 1974, un test normalisé de toxicité utilisant un réactif biologique, en l'occurrence un micro crustacé d'eau douce

(la daphnie), permet d'estimer le paramètre MI (Matières Inhibitrices, car susceptibles d'annuler la DBO₅ d'un effluent).

Ces premiers paramètres de redevances ont été complétés au cours des programmes d'interventions successifs par des paramètres complémentaires : l'azote réduit (NR) en 1981, qui permet d'appréhender la pollution azotée sous ses formes organiques et ammoniacales (à l'exclusion des nitrates et des nitrites) ; le phosphore total ou matières phosphatées (MP) qui permet de quantifier le principal facteur d'eutrophisation du milieu aquatique ; les métaux lourds pondérés (Metox) et les composés organohalogénés (AOX) qui sont à l'origine d'effets de toxicité aiguë ou à long terme.

Il est vraisemblable que ces paramètres et redevances de pollution seront complétés pour les programmes d'interventions futurs par l'azote oxydé (NO) qui est présent sous forme de nitrates et de nitrites et par la toxicité "à long terme" ou "à effets différés" pour laquelle la méthode de mesure est en cours d'élaboration.

V - QUELQUES PRECISIONS

PARAMETRE DEMANDE BIOCHIMIQUE D'OXYGENE EN 5 JOURS DBO₅

Analyse :

Norme AFNOR NFT 90-103

La détermination de ce critère de pollution consiste à livrer à un certain volume de cette eau un excès d'oxygène et à mesurer la quantité d'oxygène qu'elle aura consommée en 5 jours, à 20°C. Il suffira de ramener le résultat à 1 litre d'eau à étudier pour obtenir l'expression correcte.

Du point de vue pratique, la méthode par dilution est la plus utilisée, car elle ne nécessite pas un appareillage particulier très coûteux. Elle consiste schématiquement à diluer l'eau à étudier dans un certain rapport avec une eau non polluée et pratiquement saturée en oxygène dissous ; déterminer sur une fraction de ce mélange homogénéisé la quantité d'O₂ dissous ; conserver la deuxième fraction à 20°C et à l'obscurité pendant 5 jours puis à déterminer l'O₂ dissous subsistant ; la différence des oxygènes dissous représente l'O₂ consommé par l'eau à étudier ; le produit de cette différence par le taux de dilution donne la "DBO". Soit la relation :

$$\text{DBO} = \text{O}_2 \text{ consommé} \times \text{Fd}$$

Fd = facteur de dilution

La DBO mesurée selon la norme expérimentale est la méthode qui reproduit le mieux le phénomène de consommation d'oxygène à la suite d'un rejet en rivière. Les transformations biochimiques des matières organiques s'effectuent en deux stades :

- le premier stade se rapportant aux composés carbonés débute immédiatement et s'achève à 20°C au bout de 20 jours environ,
- le deuxième stade se rapportant aux composés azotés, ne

commence qu'au bout de 10 jours à 20°C et s'étend sur une longue période.

A 20°C, 20.6 % de la DBO de premier stade est satisfaite en un jour, puis 20.6 % du reste le deuxième jour. etc. Il a été convenu, après étude de la loi de satisfaction du premier stade, de limiter la durée du test à 5 jours à 20°C.

La mesure de la DBO par dilution, bien que basée sur un principe simple, fait l'objet de discussions et certains pays envisagent son abandon. L'application de cette méthode aux eaux résiduaires urbaines permet d'obtenir des résultats reproductibles et comparatifs si les dilutions sont correctement exécutées et si l'appareillage de mesure de la concentration d'oxygène dissous est convenablement choisi.

Remarque :

Dans le cas d'une nitrification, si on désire ne mesurer que la consommation d'oxygène due à la seule décomposition des matières hydrocarbonées, il convient de détruire les microorganismes responsables.

Pour ce faire, la norme AFNOR propose d'acidifier l'échantillon à pH 2 ou 3 pendant 15 minutes. La norme ISO préconise l'ajout d'alkylthiourée (ATH).

Impacts :

Le résultat de la mesure de DBO permet une certaine évaluation des nuisances induites par le rejet de matières organiques biodégradables en mesurant une consommation d'oxygène prévisionnelle.

L'évaluation plus précise de l'impact d'un rejet ne peut se faire qu'en utilisant un modèle d'auto-épuration du cours d'eau étudié, modèle qui demande le calage de paramètres aussi divers que nombreux (conditions hydrauliques de l'écoulement, nature des fonds, etc.).

PARAMETRE DEMANDE CHIMIQUE D'OXYGENE DCO

Analyse :

Norme AFNOR NF T 90-101

Standards methods

Oxydation par le dichromate de potassium en milieu sulfurique dilué au 1/2 à chaud sous reflux en présence d'un catalyseur d'oxydation et après complexation des ions chlorures présents dans le milieu. L'oxydation peut ne pas être totale pour certains composés chimiques malgré les 2 heures à 160°C.

Impacts :

La DCO au dichromate de potassium est une mesure chimique qui ne traduit pas l'aspect biologique d'une pollution. Elle permet d'obtenir rapidement un ordre de grandeur de la matière oxydable d'un rejet. L'étude du rapport DBO/DCO permet de caractériser une eau brute ou une eau à un certain stade de traitement. Une idée reçue est de croire qu'une eau dont le rapport DBO/DCO est inférieur à 0,3 n'est pas apte à être traitée par voie biologique. L'expérience montre le contraire.

PARAMETRE AMMONIUM NH_4^+

Analyse :

Plusieurs méthodes d'application facile y compris pour de faibles teneurs.

Norme AFNOR NF T 90-015 (méthodes colorimétriques) adaptée aux eaux résiduaires ou acidimétrie après distillation.

Impacts :

- Paramètre limitant pour les usages "fabrication d'eau potable, vie piscicole".
En rivière, au-dessus de 3 mg/l de NH_4^+ , en été ($t \geq 25^\circ\text{C}$ et $\text{pH} \geq 8,3$) il y a risque de mortalité de poissons adultes par NH_3 (ammoniac) qui dépasse la dose létale de 0,25 mg/l.
- Paramètre traduisant une consommation importante d'oxygène. 1 mg d' NH_4^+ consomme 3,56 mg d'oxygène pour être oxydé.

PARAMETRE AZOTE KJELDAHL NTK

Analyse :

Norme AFNOR.

Standards methods.

La méthode Kjeldahl comporte une phase de minéralisation délicate à conduire.

Impacts :

Il est intéressant de considérer la différence NTK- NH_4^+ qui permet de situer le niveau de rejet organique et d'évaluer la quantité d' NH_4^+ retard (prévision d'impact sur la consommation d'oxygène à distance du rejet).

PARAMETRE AZOTE NITREUX NO_2^-

Analyse :

Norme NF T 90-O 13.

Méthode dérivée de la méthode de Griess

N. B. Analyse à réaliser dans les plus brefs délais après prélèvement.

Impacts :

- En rivière : dans les conditions d'étiage (t et pH élevés), formation d'acide nitreux non ionisé toxique.
- *Divers milieux : formation de nitrosamines cancérigènes et hépatotoxiques.

PARAMETRE AZOTE NITRIQUE NO_3^-

Analyse :

Norme AFNOR NF T 90-O 12.

Standards methods.

Méthodes à la brucine ou par électrode spécifique.

Impacts :

Entre les apports par les eaux usées et par l'agriculture, le problème des nitrates devient crucial :

- participation à l'eutrophisation y compris dans le domaine maritime.
- méthémoglobinémie (cyanose) des nourrissons après réduction en nitrite.

PARAMETRE ORTHOPHOSPHATE PO_4^{3-}

Analyse :

Norme AFNOR NF T 90-023

Standards methods

Dosage colorimétrique basé sur le développement de la coloration au bleu-molybdène. Mode opératoire à ajuster en fonction des concentrations 0.1 à 1,5 mg/l - 1 à 20 mg/l.

Impacts :

Eutrophisation, premières nuisances à partir de 0,2 mg/l, il y a une probabilité de 17 % qu'un lac devienne eutrophe à partir d'une concentration de 0.15 mg/l.

INTRODUCTION TECHNIQUE A L'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES

1- RECOMMANDATIONS POUR L'ETUDE D'UN PROJET DE STATION D'EPURATION

L'établissement du devis programme, du cahier des charges ainsi que le choix à faire lors du jugement du concours d'une station d'épuration posent des problèmes aux maîtres d'œuvre. Le décideur doit être conscient qu'une rédaction précise des documents de base où l'essentiel est bien défini facilitera son travail. La présentation des projets ayant des caractéristiques comparables nécessite une analyse complète des données techniques et financières permettant au maître d'œuvre d'arrêter son choix sur les projets présentant les meilleures garanties de réalisation, de fiabilité dans l'exploitation et dans les résultats, dans les conditions financières les plus favorables. Il est indispensable pour tout projet que le devis programme ou le cahier des prescriptions spéciales précise les données techniques fondamentales sans lesquelles il n'est pas possible d'établir des propositions valables comparables.

• Données techniques fondamentales

Pour l'établissement d'un projet d'assainissement, il est nécessaire de communiquer aux concurrents le maximum de précisions sur les caractéristiques des différents éléments de l'installation. Il apparaît essentiel que ces données fassent l'objet d'études approfondies de la part du maître d'œuvre. Les renseignements portent sur le lieu d'implantation des ouvrages, le réseau d'assainissement, les flux de pollution, le milieu récepteur, l'installation souhaitée, le traitement et l'élimination des boues.

1.1 - Emplacement - accès - environnement

• Plan d'ensemble du terrain

Un extrait de carte et un plan coté doivent être annexés à tout dossier de projet ou de consultation ; le plan doit indiquer le point où sont délivrées les eaux usées, la cote atteinte par le radier du collecteur ou de l'émissaire d'amenée à ce point, le profil en travers et le profil en long du dit ouvrage sur une certaine longueur en amont de son débouché, ainsi que la cote de l'ouvrage de rejet ou celle du niveau maximum retenu pour la rivière.

La nature et les caractéristiques des voies permettant d'accéder au terrain, les contraintes de localisation et d'aménagement des raccordements à la voirie existante doivent être précisées.

Il est indispensable de fournir aux concurrents des renseignements géotechniques suffisants pour leur permettre de déterminer notamment le mode et le niveau de fondations des ouvrages. Les documents à joindre aux spécifications parti-

culières comportent en outre l'emplacement des sondages qui ont déjà été effectués, les résultats cotés de ceux-ci, les indications géologiques dont on dispose à l'emplacement des ouvrages ainsi que, s'il y a lieu, l'appréciation des niveaux de la nappe et de son abaissement en fonction de débits d'épuisements donnés.

Les caractéristiques des réseaux (électricité, eau, gaz, téléphone), celles des ouvrages de branchement, les contraintes particulières, les tarifs et les conditions de vente, l'emplacement du dispositif de comptage et les conditions de sa fourniture et de son installation doivent être précisés. Toutes les dispositions doivent être prises pour que les branchements nécessaires puissent être assurés.

1.2 - Réseau d'assainissement

Les systèmes d'assainissement sont définis par la nature du réseau collecteur (réseau séparatif, unitaire, mixte, pseudo-séparatif) et de ses caractéristiques (longueur, pente moyenne, existence de fosses septiques, etc...). La structure du réseau sera explicitée dans un exposé précis et détaillé.

1.2.1 - Pour les réseaux unitaires

- Recenser le nombre de points de déversement dans le milieu naturel,
- recueillir les renseignements sur la pluviométrie,
- vérifier l'implantation et le niveau de calage des déversoirs d'orage :
 - risque de submersion par les crues du milieu récepteur : fréquence, durée. dispositions envisagées pour supprimer ce risque.
 - risque de fonctionnement par temps sec ou parfaite pluie, ou inversement manque d'écroulement pendant les précipitations importantes.

Dans le premier cas, cela se traduit par la fuite dans le milieu naturel d'une pollution non négligeable, encore plus accentuée en début de précipitation par suite de l'entraînement des hydrocarbures souillant les chaussées et des matières en suspension diverses, principalement minérales (sable, argile).

Dans le deuxième cas, les débits considérables arrivant à la station peuvent surcharger les relèvements et les traitements et provoquent une dilution de la pollution dont la réduction devient plus difficile et plus onéreuse.

Le flux principal de pollution rejetée correspond la plupart du temps à la pointe de débit. Les volumes de stockage nécessaires sont très importants. On s'oriente alors vers des techniques de traitement rapides : dégrillage, décantation lamellaire, aéroflottation...

Attirer l'attention des maîtres d'ouvrages sur l'intérêt du balayage des rues pour éliminer les matières en suspension à sec, au lieu de les entraîner dans le réseau lors des lavages.

1.2.2 - Pour les réseaux séparatifs

Vérifier les fluctuations des débits par temps sec et pendant les pluies. Très souvent ces réseaux reçoivent des eaux pluviales, dont la connaissance du débit s'impose par suite des incidences inévitables sur le traitement.

Recueillir les renseignements sur la pluviométrie.

1.3 - Effluents à traiter

Avant de lancer une opération de lutte contre la pollution des eaux, une étude particulière sur les flux de pollution est indispensable. En effet, la nature des diverses substances polluantes et le débit de leur rejet doivent être connus avec le maximum de précision. L'origine des effluents collectés, la population et les industries raccordées sont rassemblées dans un tableau.

Il est indispensable de donner des renseignements suffisamment précis pour trois périodes différentes :

- la "situation actuelle" qui se présentera lors de la mise en service de l'installation,
- la "situation prochaine" qui impliquera la pleine utilisation des installations à construire au cours d'un premier stade (s'il y a lieu).
- la "situation future" qui suppose le plein développement de l'agglomération et de la consommation en eau, selon les prévisions raisonnables.

A cet égard, l'expérience montre que, généralement, les charges à prévoir pour les situations futures doivent être bien supérieures (au moins le double) à la situation prochaine.

Dans la zone desservie par la station d'épuration à construire, le maître d'ouvrage procède à un inventaire des pollutions et à leur bilan théorique. Cet inventaire porte sur les points suivants :

1.3.1 - Populations raccordées et raccordables

Pour l'estimation des populations saisonnières d'une localité (cas des stations balnéaires, touristiques, de sports d'hiver), comparer les chiffres recueillis à ceux obtenus à partir des tonnages journaliers d'ordures ménagères collectées, ou à partir des produits de première nécessité consommés par jour, tels que viande, pain...

Apprécier également le pourcentage de la population raccordée après traitement des effluents dans des fosses septiques

(cette donnée pouvant intervenir dans l'interprétation des résultats des mesures ultérieures).

Rassembler tous les renseignements sur les volumes d'eau utilisés (volumes distribués) et leurs variations en cours d'année ; si possible estimer la partie employée pour les jardins, espaces verts et, dans le cas d'un réseau séparatif, celle destinée au lavage des rues.

1.3.2 - Débits

Les volumes d'effluents d'origine domestique sont appréciés à partir des consommations d'eau, diminués des volumes utilisés pour l'arrosage : de plus, ils tiennent compte, des eaux de drainage (notamment de la partie ne pouvant pas être éliminée du réseau).

Le calcul théorique des débits est établi à partir de données par habitant, les débits moyens sont normalement liés à la population raccordée.

On admet généralement :

180 l/hab/j : pour une population inférieure à 10 000 habitants

200 l/hab/j : pour une population de 10 000 à 50 000 habitants

200 à 500 l/hab/j : pour les villes de plus de 50 000 habitants.

En général en milieu rural on prend 150 l/hab/j.

Pour le calcul du débit de pointe de temps sec Q_{ts} , le coefficient de pointe de temps sec P_{ts} sera calculé par la formule figurant dans la circulaire du ministère de la construction et de l'urbanisme C.G. 1333 (instructions techniques relatives à l'assainissement des agglomérations du 22 février 1949) :

$$P_{ts} = 1,5 + \frac{2,5}{Q_m}$$

avec Q_m exprimé en l/s et en limitant le coefficient P_{ts} à 3 (si le calcul donne un résultat supérieur à cette valeur).

En réseau unitaire, l'application de la directive européenne va conduire à modifier fortement l'approche du traitement des eaux pluviales pour diminuer les flux de pollution qu'elles entraînent vers les milieux récepteurs.

Ces nouvelles contraintes vont conduire à la mise en œuvre d'ouvrages d'épuration de ces eaux pluviales avant leur rejet et surtout de bassins d'orage permettant de stocker les pointes de débits puis d'étaler leur reprise au cours des jours qui succèdent aux épisodes pluvieux.

Quelles que soient la nature du réseau et l'importance de la station, il est nécessaire de prévoir un dispositif de comptage du débit traité. Il est en outre souhaitable de prévoir un système permettant d'assurer la constitution d'échantillons moyens suffisamment représentatifs des eaux réellement rejetées.

L'attention des maîtres d'œuvre est attirée sur l'intérêt d'estimer l'importance du débit des eaux parasites dans les réseaux (vérification de l'étanchéité des réseaux, infiltration dans les canalisations, collecte des eaux de sources, fontaines ou même ruisseaux).

I.3.3 - Industries raccordées

. Recenser les établissements industriels ou assimilés (par exemple à partir des listes suivantes : I.N.S.E.E. patentes registres du commerce et de l'industrie établissements classés Agences de l'Eau - Sté de distribution d'eau) et distinguer les utilisateurs d'eau.

- En déduire une liste des établissements qui rejettent des eaux usées et vérifier leur situation vis à vis du réseau d'égout (raccordés raccordables).

- Procéder à une enquête auprès de chacun de ces derniers établissements, en vue de connaître :

- leur type d'activité,

- leurs productions moyennes et surtout maximales et les périodes s'y rapportant,

l'utilisation de l'eau :

- provenance de l'eau (volumes et variations des débits),
- séparation des circuits pollués et non pollués (réalisée ou possible),

- nature et importance de certains rejets liquides ou solides dans les eaux résiduaires industrielles, susceptibles d'être récupérés avant mélange aux eaux à traiter,

- nature et importance des pertes ressortant du bilan matières de l'établissement industriel concerné.

A ce titre, il est précisé qu'il ne s'agit pas des seuls établissements industriels mais également des établissements divers tels que les laboratoires, les hôpitaux, l'hôtellerie, les magasins à grande surface, les élevages... et généralement de toutes les activités polluantes importantes non comprises dans l'habitat.

Dans la mesure où les types d'établissements industriels rencontrés correspondent à des pollutions spécifiques connues, il faut établir ce bilan à partir des renseignements recueillis auprès des industriels lors de l'enquête en soulignant les variations en fonction du rythme d'activité et des périodes de pointe de production.

Lorsqu'il s'agit de prévisions de zones industrielles, l'appréciation sera sommaire et seule la comparaison avec des zones industrielles de types d'activités semblables, permettra d'avancer des ordres de grandeur de pollution probable.

D'une façon générale.

- rechercher pour chaque industrie les risques de pollution toxique ou susceptible de perturber les traitements classiques de la station d'épuration,

- examiner les possibilités de récupération directe au point d'émission de certains rejets liquides ou solides avant mélanges avec les eaux résiduaires.

- examiner les possibilités et l'intérêt d'une collecte sélective par nature d'eau résiduaire,

- décider des prétraitements indispensables et de l'élimination du réseau des rejets qui, de par leur composition, entraîneraient des risques graves pour la station à construire.

1.3.4 - Produits de vidange domestique

S'informer auprès des sociétés de vidange de la nature et des volumes de produits enlevés dans les fosses fixes (précisant les cadences maximales journalières) et distinguer les quantités provenant de sites appartenant au réseau de collecte de

la station d'épuration prévue de celles qui proviennent d'autres lieux d'origine.

I.3.5 - Charges polluantes

La pollution des eaux domestiques et industrielles est obligatoirement définie par leur demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO_5) et les matières totales en suspension (MeST).

Pour les eaux domestiques :

a) DBO_5

A défaut d'analyses portant sur les rejets existants suffisamment représentatifs, on choisira la DBO_5 dans la fourchette suivante :

- réseau séparatif : 60 à 70 g/hab/j

- réseau unitaire : 70 à 80 g/hab/j

Le choix pourrait être fonction du nombre d'habitants. Par exemple, on pourra adopter :

- 60 g jusqu'à 5 000 habitants.

- 65 g de 5 000 à 20 000 habitants,

- 70 g au-delà de 20 000 habitants.

b) MeST

L'expérience a montré que l'on ne trouve par temps sec des chiffres de 70 g/hab/j dans le cas d'un réseau séparatif, et de 80 g/hab/j dans le cas d'un réseau unitaire sur les réseaux de grandes villes et souvent pour les petites collectivités. Les valeurs à prendre en compte sont inférieures à 60 g/hab.j.

Pour les eaux industrielles :

Il est indispensable, avant d'établir le devis programme, de procéder à des enquêtes et à des campagnes d'analyses et de mesures suffisamment poussées pour éviter des erreurs d'appréciation dont les conséquences peuvent être graves pour le fonctionnement des installations projetées. On fournira un inventaire des industries avec, pour chacune d'elles, en plus de tous les résultats d'analyses et des mesures de débit qui auront pu être pratiquées. Les indications ci-après :

- tonnage des matières traitées, effectif et temps de travail, pointes hebdomadaires ou saisonnières, conditions d'écoulement (débit régulier ou intermittent, vidanges de boues, chasses...).

- installations de prétraitement existantes ou envisagées (élimination des toxiques, des hydrocarbures, rétention des liqueurs à haute charge de pollution, tels que sang et sérums... ou des matières susceptibles de nuire à l'écoulement des eaux dans les égouts ou d'entraver le bon fonctionnement de la station telles que terre, graisses, matières stercoraires, matières de vidange, neutralisation de certaines eaux, etc...).

Au cas où certains renseignements n'auraient absolument pas pu être recueillis, les documents établis par les Agences de l'Eau permettront d'apprécier la pollution apportée par les industries en cause.

Les renseignements concernant la pollution apportée par l'émissaire, seront regroupés en un tableau accompagné de l'inventaire des industries avec pour chacune : tonnage des matières traitées, effectif, temps de travail, installation de prétraitement, etc...

1.3.6 - Bilan réel de pollution

La précision de ces valeurs reste insuffisante pour l'élaboration du dossier de consultation des entreprises et il est indispensable de procéder à la vérification des flux de pollution par des mesures.

L'évaluation théorique des charges polluantes à traiter n'est pas toujours possible et elle ne constitue qu'une première approximation tributaire de **nombreux** paramètres très variables d'un cas à l'autre. Aussi il apparaît utile et même indispensable de procéder à la vérification des caractéristiques des effluents à traiter afin d'en déduire un bilan aussi proche que possible de la réalité.

Les données de base pour la détermination de la conception et du dimensionnement des ouvrages d'épuration seront ainsi plus rigoureuses et assureront une meilleure rentabilité des investissements d'épuration.

Le processus de vérification consiste à établir un bilan réel des pollutions les plus importantes tant par leurs charges que par leur nocivité, en réalisant des campagnes de mesures et en interprétant les résultats. Il faut se garder de lancer de telles campagnes systématiquement, sans avoir jugé de l'opportunité de les entreprendre. Dans la grande majorité des cas, les renseignements recueillis lors de l'enquête préliminaire, dans les établissements industriels, sont suffisants et permettent de se dispenser d'une campagne de mesures (au moins pour les industries qui ne représentent qu'une faible part de la charge polluante totale à traiter).

1.3.7 - Campagnes de mesures

Il est indispensable de recourir à des personnes compétentes pour le choix et la mise en place du matériel le mieux adapté à chaque cas particulier, pour la coordination des mesures avec les éléments intervenant sur les variations de la pollution, pour les prélèvements d'échantillons et leurs analyses, sans risque d'erreurs.

L'attention des maîtres d'ouvrages et des maîtres d'œuvres doit être attirée sur la nécessité de recourir à des équipes spécialisées pour la conduite des enquêtes et la mesure des charges polluantes, ainsi que pour la réalisation des sondages de reconnaissance et études de portance du sol sur lequel les ouvrages d'épuration doivent être construits.

1.3.7.1 - Programme des mesures

Il est à établir en fonction des variations des activités industrielles et des populations raccordées.

Il faudra effectuer des mesures lors des jours d'activité et de pollution maximale : week-end pour les stations de sports d'hiver, juillet-août pour les stations balnéaires, début de semaine pour les abattoirs, fin de semaine pour les nettoyages industriels, etc...

Il peut être indispensable d'effectuer des mesures dans certains établissements industriels dont le raccordement à l'égout est envisageable.

1.3.7.2 - Fréquence des campagnes

Pour un projet d'épuration de capacité inférieure à 20 000 habitants on peut prévoir un minimum de 1 à 2 campagnes de 24 h

correspondant à des jours caractéristiques de la pollution, si l'étude préliminaire a permis de recueillir des renseignements précis. Compléter éventuellement par une campagne en période de pollution minimale, surtout dans le cas de variation saisonnière d'activité industrielle ou de population.

Entre 20 000 et 100 000 habitants, et suivant l'importance des rejets industriels, on peut prévoir au minimum 4 à 6 campagnes dans l'année.

Au-delà de 100 000 habitants, la campagne devrait s'étaler sur 7 jours consécutifs. Elle devrait être complétée par d'autres campagnes d'au moins 24 h, au cours de l'année, afin de les comparer au jour moyen correspondant à la première campagne.

Dans le cas de campagne sur un établissement industriel, la durée devrait correspondre au moins à un cycle complet de fabrication.

1.3.7.3 - Organisation des mesures

Les opérations à effectuer sur le terrain comporteront des mesures de débits et simultanément des prélèvements d'échantillons d'effluents aux fins d'analyses physico-chimiques.

1.3.8 - Choix des points de mesure

En principe il faut retenir les points principaux de déversement dans le milieu naturel (vérifier la possibilité d'accès et d'installation du matériel de mesures et prélèvements).

En cas de prépondérance ou d'importance particulière d'une pollution industrielle déjà raccordée à l'égout, on procède à une campagne de mesures au niveau du rejet global de l'industrie et simultanément, si nécessaire, sur l'ensemble du réseau d'égout public.

1.3.9 - Choix des jours de mesures

Les mesures sont à effectuer :

- hors journée pluvieuse, la comparaison des volumes mesurés avec ceux d'eau consommée (c'est-à-dire provenant des réseaux de distribution et des pompages particuliers) et l'examen des volumes horaires nocturnes et des concentrations en DBO, DCO, MeST... permettant de déceler la présence d'eau non polluée dans les égouts,

- en période pluvieuse, pour la détermination des débits de pointe et en périodes de concentrations et de flux maximum.

Dans le cas de réseau séparatif, la comparaison des volumes avec ceux mesurés par temps sec renseigne sur l'incidence des pluies sur un tel réseau (les branchements collectant parfois, même dans ce cas, les eaux pluviales).

Les productions correspondantes des industries raccordées à l'égout et des populations présentes (cas des fluctuations saisonnières : sports d'hiver tourisme...) sont à noter pour les jours de mesures.

1.3.10 - Cadence des mesures et des prélèvements

Si le matériel le permet, il est préférable d'enregistrer les débits et de prélever l'effluent à traiter en continu. Dans le cas contraire, on peut limiter les intervalles entre les prélèvements à un maximum de 15 minutes. Sur certains effluents industriels, le prélèvement continu est indispensable.

La vérification de l'efficacité des prétraitements existants dans les établissements industriels est faite au cours des campagnes de mesures.

La composition, le volume, la fréquence et la durée des rejets discontinus ou accidentels (bains usés industriels par exemple) sont également à examiner.

1.4 - Traitement des boues

Une station d'épuration ne peut fonctionner correctement que si le personnel d'exploitation dispose d'une grande facilité d'extraction des boues résiduaires produites.

Dès que des contraintes apparaissent et que la filière d'évacuation des boues s'engorge, l'efficacité de l'épuration obtenue et la qualité du fonctionnement se détériorent.

Il est prévisible que cette difficulté, liée au contexte de plus en plus délicat de l'élimination des déchets, s'amplifiera au cours des prochaines années.

Lorsqu'on envisage la construction d'une station d'épuration, la première question est : que va-t-on faire des boues ? quelle destination finale fiable envisager ?

Puis on définit la nature des filières de traitement et les procédés les mieux adaptés aux conditions locales.

Les quantités de boues produites et leur aptitude à se prêter aux opérations de traitement (conditionnement, déshydratation mécanique, stockage, incinération, épandage agricole...) sont fortement dépendantes :

- de la nature et des caractéristiques de l'effluent traité,
de la filière de traitement choisie pour l'épuration des eaux et de son rendement.

L'évaluation prévisionnelle et l'établissement pratique du bilan pondéral des boues sont des opérations délicates nécessitant une grande expérience.

De même, le choix des techniques de traitement et la recherche de solutions finales d'élimination préservant l'environnement procèdent d'une approche méthodologique rigoureuse qui comporte :

- l'évaluation de la production, en masse et en volume,
- la caractérisation physico-chimique et structurale détaillée, la recherche de l'aptitude aux divers traitements possibles, la vérification de la conformité des produits aux normes et les règlements en vigueur.

II - ASSAINISSEMENT ET TECHNIQUES D'EPURATION DES EAUX USEES D'ORIGINE DOMESTIQUES

Les chapitres qui suivent sont consacrés à l'exposé des principales techniques d'épuration (à l'exception du lagunage) des eaux usées provenant des locaux d'habitation et assimilés, transitant par des réseaux collectifs.

Responsables de la salubrité publique, les maires peuvent ou doivent prendre toutes les mesures nécessaires pour veiller à la qualité de l'eau et faire en sorte que les habitations, comme les installations industrielles, présentent toutes les garanties de non pollution.

Le raccordement au réseau d'assainissement est obligatoire (Code de la Santé Publique) sauf exonération exceptionnelle. Les immeubles "difficilement raccordables" doivent être équipés d'installations autonomes conformes à la réglementation.

Par définition, nous ne traiterons donc pas en détail, le problème de l'assainissement autonome qui a fait l'objet de publications spécifiques. Nous rappellerons cependant que ces techniques s'appliquent à de vastes zones géographiques d'habitat rural ou en périphérie des agglomérations quand il convient de protéger des milieux récepteurs sensibles et dans le cas où l'assainissement collectif serait économiquement prohibitif. Ces procédés très séduisants par leur rusticité sollicitent le pouvoir autoépurateur du sol (fosse septique toutes eaux précédant un dispositif d'infiltration type tranchée filtrante ou lit filtrant drainé horizontal ou vertical, autre matériau filtrant, etc.) mais laissent apparaître quelques difficultés :

- problèmes liés à l'aptitude des sols,
- sérieux de la réalisation par les entreprises,
- entretien minimum de la part des particuliers,
- organisation du service de vidange des fosses septiques toutes eaux (problème majeur).

De nombreuses publications ont été réalisées (en particulier par les Services du CEMAGREF) qui décrivent et donnent tous les conseils utiles pour la mise en œuvre des différents types de lagunage :

- lagunages aérobies,
- lagunages facultatifs ou anaérobies,
- lagunages aérés artificiellement,
- lagunages à microphytes ou à macrophytes, etc.

Depuis 1965, le procédé a connu des applications à la fois comme traitement principal des petites collectivités ou comme traitement de finition.

Nous avons donc limité le contenu de ce cahier aux techniques qui trouvent leur application sur le site de ce qu'il est convenu d'appeler une station d'épuration communale :

- épuration physico-chimique,
- épuration biologique,
et leurs prétraitements associés ainsi que les compléments indispensables : traitement des boues, traitements de finition (haute performance) et traitement des nuisances (odeurs).

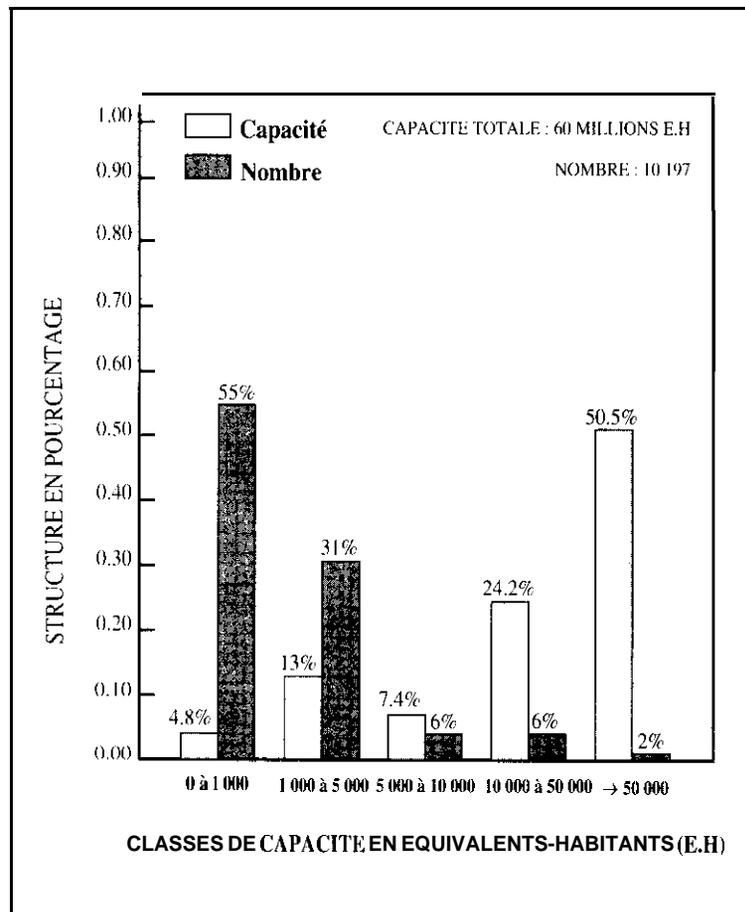
III - REPARTITION DU PARC DES STATIONS D'EPURATION EN FRANCE

Les dernières statistiques disponibles permettent d'établir les deux graphiques présentés ci-après.

III.1 - Répartition du parc des stations d'épuration par classe de capacité

En terme de répartition de capacité, le parc des stations d'épuration est à l'image de la distribution de la population fran-

çaise dont la moitié habite dans 800 villes alors qu'il y a 36 000 communes dispersées sur le territoire. Au 1er janvier 1987, 50 % de la capacité totale du parc était assurée par 2 % du nombre total des stations, tandis que 55 % du nombre total des stations n'assuraient que 5 % de la capacité totale.

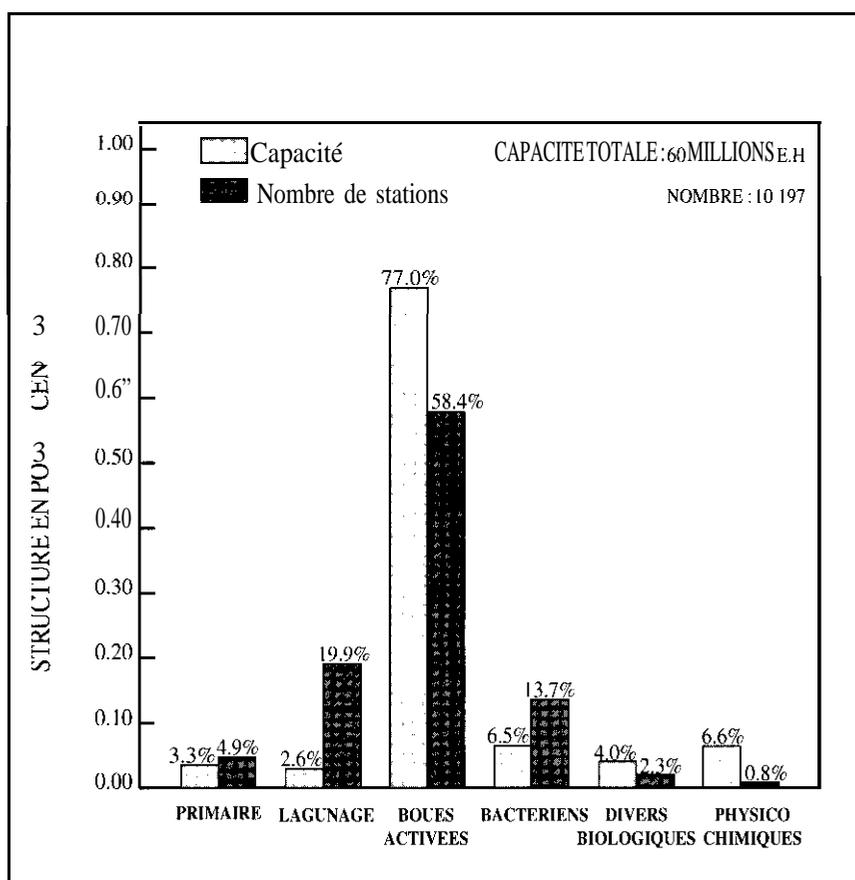


Parc des stations d'épuration en 1987
par classe de capacité

III.2 - Répartition du parc des stations d'épuration par types de procédés d'épuration

Parallèlement à l'amélioration quantitative du parc en nombre et en capacité, le parc des stations d'épuration s'améliore qualitativement notamment par l'abandon des simples traitements primaires au profit de traitements biologiques très lar-

gement majoritaires. Au 1^{er} janvier 1987, 6,6% seulement de la capacité globale du parc étaient assurés par un simple traitement primaire.



Parc des stations d'épuration en 1989 par types de traitement

LES PRETRAITEMENTS EN STATION D'EPURATION

Les collecteurs urbains d'eaux usées véhiculent des matières très hétérogènes et souvent volumineuses, spécialement dans des réseaux unitaires. A l'arrivée à la station d'épuration, les eaux brutes doivent subir, avant leur traitement proprement dit, des traitements préalables de "dégrossissage" nommés prétraitements et destinés à extraire des effluents, la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature ou la dimension constituerait une gêne pour les traitements ultérieurs.

Il s'agit d'un ensemble d'opérations physiques ou mécaniques qui s'avèrent toujours indispensables et dont on ne peut faire l'économie tout en notant bien entendu que l'importance des équipements à mettre en œuvre dépendra :

de la nature des effluents : présence de sable, huiles, graisses ou autres matières flottantes.

-de la ligne de traitement prévue en aval : avec ou sans

décantation primaire, épuration biologique ou physico-chimique,

-de l'importance en taille de la station.

Les prétraitements sont constitués par les opérations ci-après :

- dégrillage,

- tamisage,

- dilacération,

- dessablage,

déshuilage - dégraissage,

- évacuation et traitement des sables et refus.

Les prétraitements ne sauraient évidemment constituer une opération de traitement complète des effluents urbains. Cependant, on doit considérer qu'aucun traitement ultérieur en station d'épuration ne saurait être efficace sans des prétraitements performants qui constituent une première étape décisive des traitements des effluents urbains.

1 - DÉGRILLAGE

Le dégrillage est une opération indispensable qui permet :

-de protéger la station contre l'arrivée intempestive de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation.

-de séparer et évacuer facilement les matières volumineuses charriées par l'eau brute qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements suivants ou en compliquer l'exécution.

L'opération est plus ou moins efficace, en fonction de l'écartement des barreaux des grilles et l'on distingue :

le dégrillage fin pour un écartement de 3 à 10 mm,

le dégrillage moyen pour un écartement de 10 à 25 mm,

le prédégrillage pour un écartement de 50 à 100 mm.

1.1 - Les différents types de grilles

Le dégrillage est assuré soit par une grille à nettoyage manuel, soit obligatoirement à partir d'une certaine importance de la station par une grille à nettoyage automatique, dite "grille-mécanique" ou "dégrilleur mécanique" souvent protégée par une prégrille à barreaux plus espacés (espacement de 50 à 100 mm) habituellement prévue à nettoyage manuel mais pouvant également être automatisée dans les installations importantes ou pour des eaux très chargées.

1.1.1 - Les grilles manuelles

Elles sont généralement constituées de barreaux droits en

acier, de sections cylindriques ou rectangulaires. Elles peuvent être verticales mais sont plus souvent inclinées (angle de 60 à 80° sur l'horizontale). Dans les petites stations d'épuration rurales, les grilles sont quelquefois remplacées par des paniers perforés relevables, lorsque les collecteurs d'arrivée sont très enterrés.

1.1.2 - Les grilles mécaniques

La mécanisation du dégrillage ne dépend pas seulement de l'importance de la station. Le désir de diminuer notablement les interventions manuelles (peu alléchantes) de nettoyage peut imposer cet appareillage, même dans des stations de traitement de faible importance.

Le fonctionnement, généralement discontinu, du dispositif de nettoyage, peut être commandé par une horloge électrique ou un indicateur de perte de charge différentiel, ou bien encore par une combinaison des deux systèmes.

Les dégrilleurs mécaniques peuvent être classés suivant la position du système de nettoyage en :

1. Grilles à nettoyage par l'amont parmi lesquelles on distingue :

- Les grilles courbes (fig. 1)

avec un ou deux bras diamétraux rotatifs de nettoyage, équipés de râtaux (éventuellement de brosses sur des grilles très fines), avec éjection automatique des débris dans une goulotte de réception.

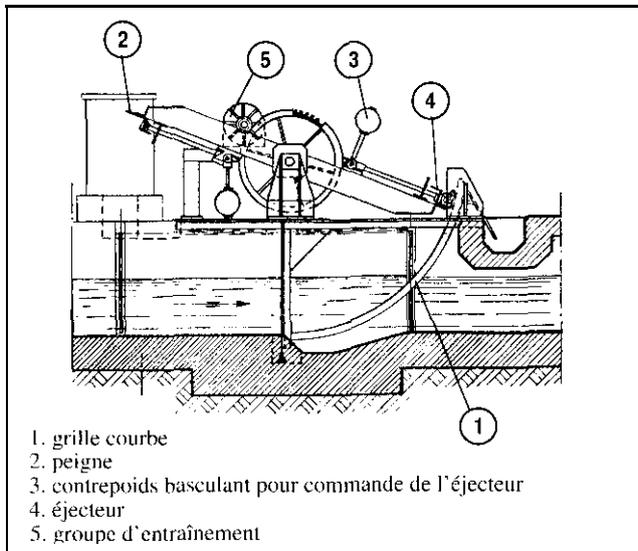


Fig. 1 - Grille mécanique courbe

Ces grilles très robustes sont installées sur des collecteurs peu enterrés, prévues pour des profondeurs d'installation inférieures à 2 m par rapport au sol, leur largeur peut atteindre jusqu'à 3 m.

Ce type de grille est très bien adapté aux stations de petite ou moyenne importance.

-Les grilles droites (fig. 2)

dont le champ de grille est généralement incliné de 80° sur l'horizontale et qui sont conçues avec différents dispositifs de nettoyage tels que :

- râteau alternatif à commande par crémaillère, pour hauteur moyenne de relèvement des débris,
- râteau ou à grappin alternatif, à commande par câbles, permettant d'obtenir une grande hauteur de relèvement des débris,
- brosses montées sur chaînes sans fin, pour dégrillage fin.

Ces différents types permettent de couvrir une gamme de débits de 100 à 40 000 m³/heure.

2. Grilles mécaniques à nettoyage par l'aval (fig. 3)

Equipées de râteaux peignes montés sur chaînes sans fin, elles peuvent traiter des eaux particulièrement chargées dans une gamme de débit de 500 à 30 000 m³/h.

Le champ de grille, vertical ou incliné (60 à 80° sur l'horizontale), est nécessairement prolongé jusqu'au point de déversement des déchets : la nécessité de lui donner une rigidité suffisante limite la profondeur d'installation.

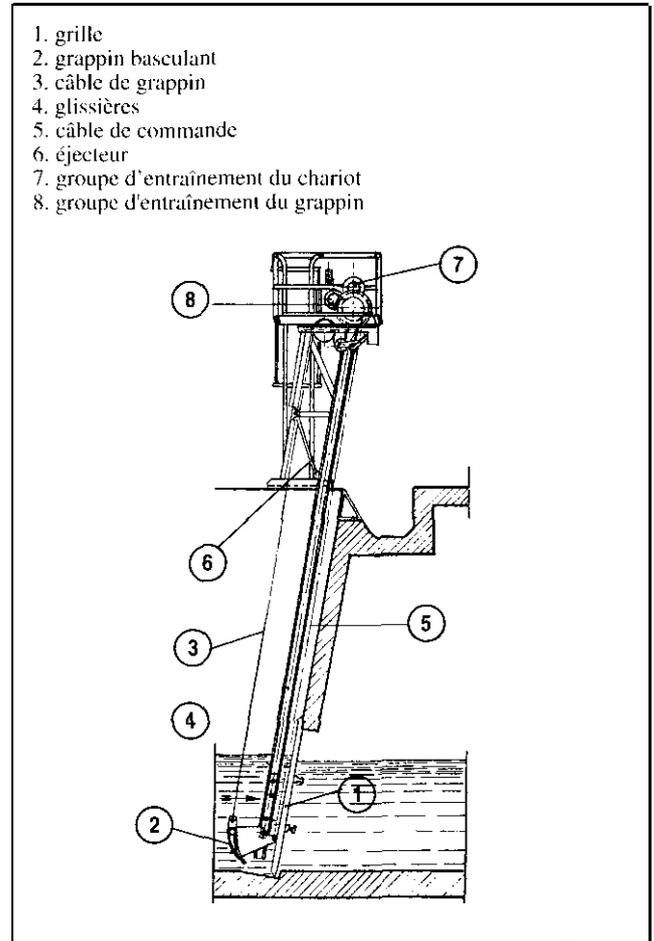


Fig. 2 - Grille à câble avec grappin

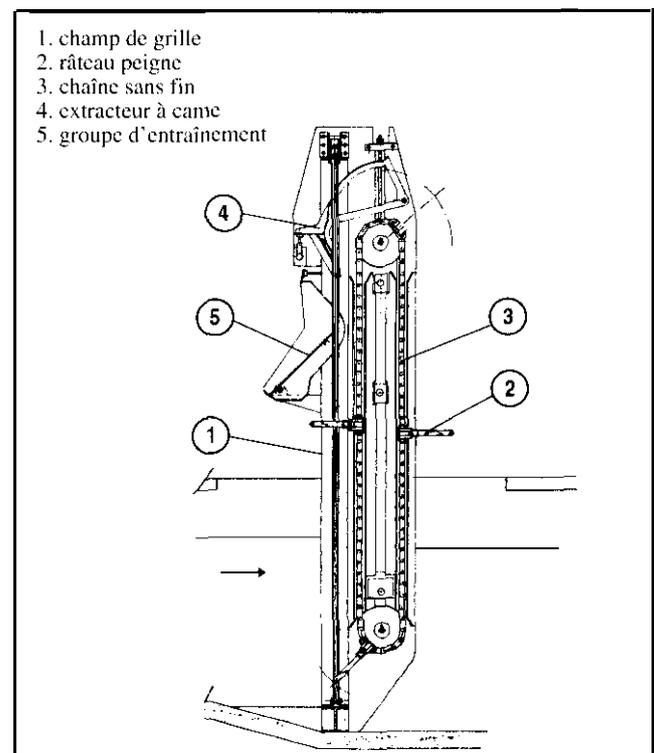


Fig. 3 - Grille mécanique droite

1.2 - Conditions d'utilisation des grilles mécaniques

1.2.1 - Vitesse de passage de l'effluent :

La vitesse de passage à travers les barreaux doit être suffisante pour obtenir l'application des matières sur la grille, sans pour autant, provoquer une perte de charge trop importante ni entraîner un colmatage en profondeur des barreaux de la grille.

On adopte, en général, une vitesse moyenne de passage entre les barreaux comprise entre 0.50 m/s et 1 mis. Cette vitesse peut atteindre 1.00 à 1.20 mis au débit maximal. Suivant les vitesses et les taux de colmatage acceptés, les grilles créent des pertes de charge de l'ordre de 0,10 à 0.20 m. Elles peuvent atteindre exceptionnellement 0.40 m environ.

1.2.2 - Espacement des barreaux :

L'espacement des barreaux doit être choisi en fonction de la qualité du dégrillage désiré, en évitant tout excès dans un sens ou dans l'autre : si l'écartement est trop grand, l'efficacité de l'opération sera insuffisante ; s'il est trop faible, on augmentera inutilement le volume des déchets, ce qui imposera un dispositif de nettoyage de performances plus grandes et des moyens d'évacuation et de traitement des déchets plus importants (voir paragraphe "Evacuation et traitement des déchets").

1.2.3 - Possibilités de relevage des déchets :

La grille ne doit pas être déterminée uniquement en fonction de considérations hydrauliques : le système de nettoyage mécanique doit pouvoir assurer correctement le relevage et l'extraction des déchets arrêtés sur le champ de grille.

Il faut tenir compte :

du volume des déchets retenus, fonction de la charge de l'effluent et de l'écartement des barreaux.

de la nature de ces déchets.

- de la façon dont ils arrivent sur la grille (régulièrement ou massivement par à-coups),

- durée de fonctionnement :

en marche normale, le dispositif de nettoyage d'une grille mécanique ne doit pas fonctionner plus de 3 à 4 heures par jour, sauf aux moments de pointes saisonnières, où la durée de marche journalière pourra atteindre 24 heures pendant quelques jours.

- Nombre de grilles :

si les conditions économiques le permettent, il est souhaitable de prévoir au moins deux grilles mécaniques fonctionnant en parallèle afin d'avoir une souplesse plus grande dans l'exploitation et l'entretien.

- Canal de grille :

la grille mécanique est, généralement, placée dans un canal construit en béton.

Celui-ci doit être conçu pour assurer de bonnes conditions de dégrillage. Il sera, si possible, rectiligne sur une certaine longueur en amont de la grille, pour obtenir une bonne répartition du débit sur la grille.

Il est souhaitable de prévoir un canal de "by-pass" de la grille mécanique, équipé d'une grille manuelle de secours, permettant une mise hors-service pour remise en état, et faisant également office de trop-plein de sécurité en cas de colmatage accidentel.

Les conditions d'utilisation des dégrilleurs sont résumées dans le tableau ci-dessous.

TYPE DE DEGRILLEUR	CONDITIONS D'UTILISATION				
	Type d'eau	Gamme de débits m ³ /H	Profondeur de canal m	Largeur de canal m	Espacement entre barreaux mm
GRILLES A NETTOYAGE PAR L'AMONT					
Grille courbe	Moyennement chargée	10 à 5 000	1.70 à 0.40	0.30 à 2.00	12 à 80 spécial 4 à 10
Grille à crémaillère	Chargée	100 à 10 000	1,50 à 5.00	0.60 à 2.w	12 à 80
Grille à râseau à 2 câbles	Peu chargée	100 à 15 000	2,50 à 10,0	0,606 4,50	12 à 80
Grille à grappin à 3 câbles	Chargée	1 000 à 40 000	2,50 à 10.0	1,50 à 5.50	12 à 100
Grille à nettoyage continu à chaînes sans fin	Peu chargée	100 à 15 000	1,50 à 8.00	8,00 à 2.00	12 à 25 spécial 4 à 10
GRILLES A NETTOYAGE PAR L'AVAL					
Grille à peigne sur chaînes sans fin	Chargée	500 à 15 000	1,50 à 4.00	0.80 à 4,00	10 à 80

II - TAMISAGE

Le tamisage assure un dégrillage poussé par filtration des eaux brutes sur toile, treillis ou tôle perforée, à mailles plus ou moins fines.

La quantité de matières solides retenue sur le tamis étant très supérieure à celle retenue par les grilles, il y a lieu de procéder automatiquement à leur nettoyage. Suivant la dimension des orifices de passage du support, c'est-à-dire la finesse de la filtration, on distingue deux variantes :

- le macrotamisage (mailles supérieures à 0,3 mm) est destiné à retenir certaines matières en suspension, flottantes ou semi-flottantes, débris végétaux ou animaux, insectes, brindilles, algues, herbes, etc. de dimensions comprises entre 0,2 mm et quelques millimètres,
- le microtamisage (mailles inférieures à 100 microns) réalise les séparations des matières en suspension de très petites dimensions et peut être considéré suivant les cas, comme un traitement partiel ou total.

La technique de macrotamisage est la seule utilisée de façon courante en station d'épuration.

Les appareils de macrotamisage utilisables en prétraitement peuvent être classés en :

- appareils installés au fil de l'eau, à faible perte de charge ; macrotamis rotatifs, tamis fixes raclés et grilles continues à chaîne filtrante auto-nettoyante,
- appareils nécessairement alimentés par pompage : tamis auto-nettoyants statiques ou rotatifs, filtres mécaniques.

On peut aussi considérer le dispositif de nettoyage et d'extraction des déchets en distinguant les tamis à lavage par eau sous pression et les tamis à évacuation mécanique des déchets.

11.1 - Macrotamis rotatifs

Ces appareils, utilisables sur effluents peu chargés, peuvent traiter des débits de quelques centaines de litres par seconde à plus de 10 m³/seconde (fig. 4).

Installé dans un canal construit en béton, l'appareil se présente, soit sous forme d'un tambour cylindrique à axe horizontal, de plusieurs mètres de diamètre, lorsque le niveau liquide varie relativement peu ; soit sous la forme d'une bande rotative sur chaîne sans fin, lorsque le niveau liquide varie beaucoup (de plusieurs mètres, par exemple).

Le tamisage se fait sur des panneaux filtrants équipés d'un treillis généralement métallique, présentant un vide de maille compris entre 0,3 et 3 mm.

La commande automatique du nettoyage à l'eau sous pression permet de limiter la perte de charge à 20 cm environ en marche normale. L'eau de lavage véhiculant les déchets retenus, de l'ordre de 0,5 à 1% du débit traité, peut atteindre une concentration en matières solides de l'ordre de 10 g/litre et doit faire l'objet d'un traitement séparé.

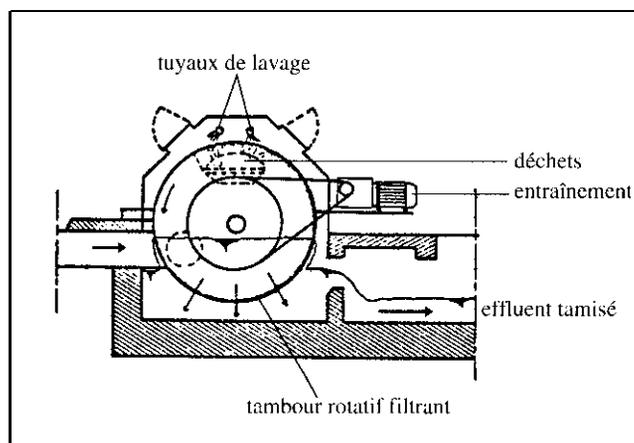


Fig. 4 - Tamis rotatif

II.2 - Tamis fixes à nettoyage par raclage

Ces appareils sont utilisés en général sur des eaux résiduaires d'industries alimentaires (abattoirs, conserveries) ou des effluents urbains proches de ce type d'eaux résiduaires

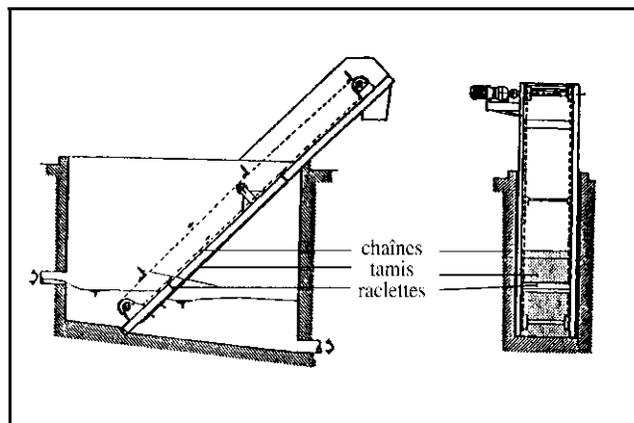


Fig. 5 Tamis type Claromatic

Ils assurent le tamisage des eaux brutes en retenant les matières en suspension sur une fine tôle perforée fixe, à orifices de 2 à 5 mm de diamètre. Les matières solides sont enlevées par des raclettes fixées sur chaîne sans fin. Le matériel peut équiper des canaux de 1 à 1,5 m de largeur et traiter des débits de l'ordre de 100 à 200 m³/h avec une perte de charge qui ne doit normalement pas dépasser 0.5 m environ.

II.3 - Tamis à chaîne filtrante à auto-nettoyage continu

Breveté sous la dénomination "Aqua-Guard", la grille, de conception originale, combine les éléments filtrants en une chaîne articulée, permettant une séparation efficace des matières flottantes et en suspension, des eaux d'égout en vue de la protection des lits bactériens ou des décanteurs lamellaires, en particulier.

La chaîne filtrante assure à elle seule les deux fonctions d'arrêt et de relèvement des déchets récupérés sur un convoyeur ou dans un container. Elle se nettoie ensuite elle-même mécaniquement de façon à présenter à l'effluent brut une surface de filtration toujours propre. L'appareil offre une très bonne capacité de relèvement et peut accepter sans problème des afflux massifs de matières solides même si elles s'avèrent très fragiles (par exemple agglomérations de graisses) dans la mesure où elles ne s'écrasent pas sur la chaîne et leur décharge en est ainsi facilitée.

Cette technique de tamisage fait l'objet de petites ou de très grosses installations en couvrant des gammes de débit en fonction des dimensions des mailles de 100 à près de 6 000 m³/h par appareil.

11.4 - Tamis auto-nettoyants statiques ou rotatifs

Ces appareils d'une finesse de tamisage de 0,25 à 2 mm sont utilisés en prétraitements d'eaux résiduaires domestiques en particulier si elles renferment des effluents d'origine industrielle.

- Les tamis statiques (fig. 6)

comportent une grille, constituée par des barrettes horizontales en acier inoxydable, droites ou incurvées, de section triangulaire. L'eau est répartie à la partie supérieure de la grille, dont l'inclinaison sur l'horizontale diminue progressivement de haut en bas de 65° à 45° environ. On obtient ainsi successivement les effets de séparation, égouttage et évacuation des matières solides.

- Les tamis rotatifs

comportent une grille cylindrique à axe horizontal, en barrettes d'acier inox de section trapézoïdale, qui tourne lentement. Les matières retenues sur la grille sont récupérées par un racleur fixe et évacuées.

Tamis statiques et tamis rotatifs permettent de traiter des débits de l'ordre de 10 à 1000 m³/h suivant le type et la finesse de tamisage désirée. Il est nécessaire de tenir compte d'une perte de charge de l'ordre de 2 m de colonne d'eau et du fait que les déchets extraits sont collectés au pied de l'appareil. Comme les tamis fixes raclés, ces appareils peuvent être sensibles au colmatage par des graisses figées.

III - DILACÉRATION

Cette opération de broyage nommée dilacération a pour but de désintégrer les matières solides charriées par les eaux résiduaires.

Au lieu d'être extraites de l'effluent brut, ces matières sont déchetées au passage et poursuivent le circuit de l'eau vers les stades de traitement suivants. Cinq intérêts de ce processus est de supprimer les sujétions et nuisances entraînées par l'évacuation et la décharge des déchets de grille. Mais il présente en pratique plusieurs inconvénients : en particulier la néces-

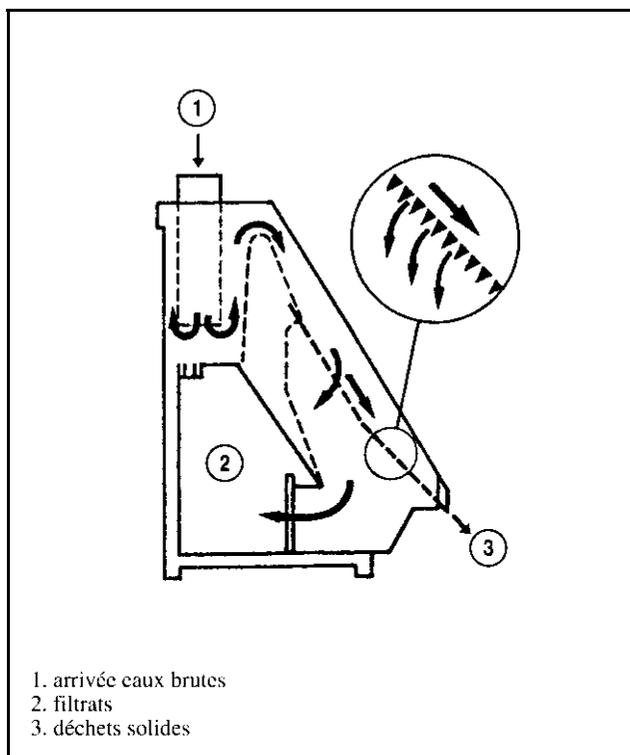


Fig. 6 - Tamis statique type Hydrasieve

II.5 - Filtres mécaniques

Différents constructeurs industriels proposent des filtres alimentés par pompage dans une gamme de débits de quelques m³/h jusqu'à 5 000 m³/h

C'est le cas en particulier :

- des **filtres cyclones** à entrée tangentielle supérieure, avec tamis filtrant cylindrique en acier inox, à maille comprise entre quelques dixièmes de mm et plusieurs mm,
- et des **filtres rotatifs** à nettoyage continu, avec corps filtres démontables, en porcelaine ou en treillis inox (orifices ou mailles de 0,1 à 1,6 mm) fixés sur un dispositif tournant, avec nettoyage par passage des corps filtres devant une lumière isolée délivrant l'eau et les déchets à l'extérieur par contre courant.

sité d'interventions fréquentes sur un matériel assez délicat, le danger de bouchages de tuyauteries et pompes provoqués par l'agglomération en masses de fibres textiles ou végétales associées à des graisses, la prolifération d'un "chapeau" de boue dans les digesteurs anaérobies et enfin l'augmentation notable de la pollution organique dissoute des eaux résiduaires.

Pour ces raisons, la dilacération en eaux brutes en tête de station est de moins en moins préconisée dans les installations nouvelles. Par contre, la dilacération est parfois substituée au

dégrillage fin dans le cas de boues fraîches (épaissies ou non) avant traitement direct de celles-ci sans digestion (traitement thermique, centrifugation) ; elle est alors effectuée par un "dilacérateur en ligne" garantissant la finesse de dilacération désirée.

On distingue les "dilacérateurs au fil de l'eau" et les "dilacérateurs en ligne". Dans les deux cas, il s'agit d'appareils spécialement adaptés aux eaux résiduaires, capables d'absorber les matières normalement contenues dans ces eaux (après, toutefois, un prédégrillage grossier à espacement d'environ 50 à 80 mm suivant l'importance des appareils utilisés) et de les réduire en éléments de quelques millimètres de diamètre moyen.

- Les dilacérateurs au fil de l'eau ont l'avantage de ne créer qu'une faible perte de charge et de n'absorber qu'une faible énergie.

Les appareils les plus classiques comportent un tambour rotatif à axe vertical, à fentes horizontales et se montent soit en canal, soit directement sur tuyauterie (pour les petits

modèles). Le tambour est constitué par des barres circulaires, équipées de dents coupantes. Des peignes coupants fixes sont boulonnés au bâti.

L'eau circule de l'extérieur vers l'intérieur du tambour, les matières arrêtées sur le tambour étant déchiquetées au fur et à mesure.

- Les dilacérateurs en ligne ou associés peuvent combiner à l'effet de broyage un effet de pompage destiné à refouler les matières "désintégrées et diluées". Ils se montent sur des tuyauteries comme sur des pompes, mais leur capacité de refoulement généralement faible peut nécessiter l'adjonction d'une pompe en série.

Ces appareils, nécessairement très robustes, comportent généralement une hélice poussant les matières diluées à travers une grille coupante. Un ou plusieurs couteaux réglables permettent d'ajuster la finesse du broyage.

Les caractéristiques principales de fonctionnement des deux types de dilacérateurs sont regroupés dans le tableau ci-dessous

Types de dilacérateurs	Débits m ³ /h	Hauteur d'eau maximale dans le canal d'arrivée m	Perte de charge maximale m	Hauteur manométrique de refoulement m	Puissance du moteur électrique KW
Dilacérateurs fil de l'eau	5 à 8 000	0,30 à 1,20	0,10 à 0,35		0,25 à 4
Dilacérateurs en ligne	50 à 300			0 à 20	7,5 à 20

IV - DESSABLAGE

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion, à éviter de surcharger les stades de traitement suivants.

Le domaine usuel du dessablage porte sur les particules de granulométrie supérieure à 200 microns. Une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation.

L'étude théorique du dessablage se rattache à celle des phénomènes de sédimentation des particules solides en chute libre mettant en jeu les formules de Stokes (en régime laminaire), de Newton (en régime turbulent) et d'Allen (applicable au régime transitoire) (se référer au chapitre "Traitement primaire").

Le problème du dessablage des eaux urbaines est relativement ardu car le technicien se trouve en présence d'un milieu très hétérogène duquel il n'est pas simple d'extraire exclusivement le sable.

On désire, en effet, séparer les sables des autres matières présentes dans les eaux, et en particulier des matières organiques, de telle sorte que les sables n'amènent pas de nuisances, ce qui est, généralement, malaisé.

En fait les sables extraits contiennent toujours une certaine

proportion de matières organiques qui sédimentent en même temps. La séparation de ces matières doit se faire grâce à une vitesse de balayage maintenue aux environs de 0,30 m/s. Une amélioration peut être obtenue en prévoyant un lavage final des sables extraits du dessableur, la teneur en matières organiques des sables lavés étant alors ramenée à moins de 30 %.

Pour assurer le dessablage des eaux urbaines, on utilise par ordre croissant d'importance et d'efficacité les principaux ouvrages ci-après :

- les dessableurs couloirs simples dans lesquels la vitesse d'écoulement varie avec le débit. Ces ouvrages sont utilisés pour les petites stations d'épuration. Le sable est extrait manuellement d'une cunette longitudinale, d'une capacité de stockage d'environ 4 à 5 jours.

- les dessableurs couloirs à vitesse d'écoulement constante (de l'ordre de 0,30 m/s) comportant un ou mieux deux canaux équipés d'un déversoir de sortie à équation linéaire (hauteur d'eau proportionnelle au débit). Généralement prévus avec des cunettes de stockage à nettoyage manuel, ils peuvent être étudiés pour permettre un transport hydraulique du sable vers une trémie accolée, comportant un dispositif mécanique d'extraction. Le temps de séjour est d'environ 1 à 2 minutes.

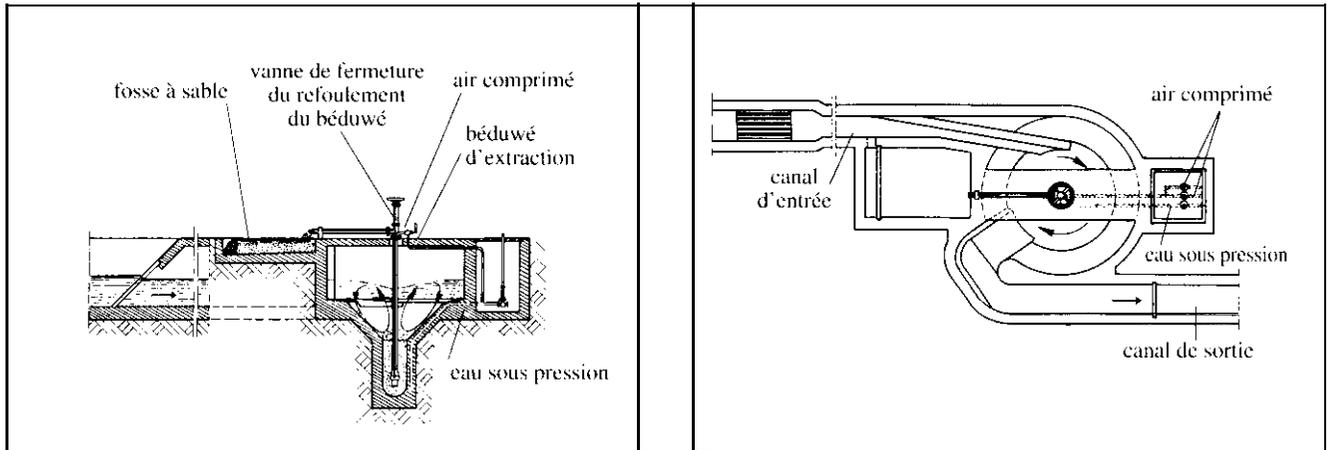


Fig. 7 - Dessableur circulaire à alimentation tangentielle.

• les **dessableurs** circulaires à alimentation tangentielle (fig. 7) ou à brassage mécanique, nu mieux à **insufflation** d'air, dans lesquels la vitesse de balayage de fond créée est maintenue sensiblement constante quelque soit le débit. Le sable stocké dans une trémie centrale est extrait par pompe ou par émulseur d'air et envoyé dans un compartiment d'essorage gravitaire. Le temps de séjour est d'environ 2 à 3 minutes.

• Les dessableurs rectangulaires aérés dans lesquels l'air insufflé provoque une rotation du liquide, créant ainsi une vitesse constante de balayage de fond, perpendiculaire à la vitesse de transit qui, beaucoup plus faible, peut alors être variable sans inconvénient. L'air insufflé, en plus de son rôle moteur, favorise par son effet d'agitation la séparation des matières organiques pouvant être agglutinées aux particules de sable.

Ces ouvrages sont calculés avec un temps de séjour d'environ 3 à 5 minutes, une charge hydraulique maximale d'environ 70 m³ d'eau par m² de surface libre et par heure. De longueur maximale de 30 m, ils permettent une retenue de l'ordre de 80 % des sables de granulométrie 250 microns (à débit maximal) à 150 microns (à débit minimal).

L'extraction du sable est réalisée automatiquement :

par un ensemble d'émulseurs d'air à fonctionnement synchrone (prise en trémies inférieures).

- par raclage (par chaînes sans fin ou par pont raclé) vers une fosse de collecte d'extrémité, suivi d'une reprise par pompage,

-directement par pompe suceuse (ou émulseur d'air) montée sur pont roulant. Le sable est généralement séparé de l'émulsion refoulée par un moyen mécanique réduisant la proportion de matières organiques associées, et assurant la manutention pour le stockage.

L'extraction du sable étant réalisée, on cherche à l'heure actuelle à affiner le traitement en faisant passer le sable extrait (en fait il s'agit d'un mélange d'eau, de sable et de matières organiques) dans un hydro-cyclone, lui-même complété d'un clarificateur. Les résultats obtenus dépendent essentiellement de la nature des déchets retenus par le dessablage et de la granulométrie du sable lui-même par rapport aux corps gras (graisses notamment) contenus dans l'effluent traité.

V - DÉSHUILAGE ET DÉGRAISSAGE

Les problèmes de déshuilage et de dégraissage en prétraitement des eaux urbaines sont très complexes. En effet, ces deux opérations sont réalisées ensemble bien que correspondant à deux phénomènes physiques différents. Le déshuilage correspond à une opération de séparation liquide-liquide, le dégraissage correspond à une opération de séparation solide-liquide (à condition que la température de l'eau soit suffisamment basse pour permettre le figeage des graisses, ce qui est le cas général sous nos latitudes).

En fait, en station d'épuration d'eaux urbaines, on parle essentiellement de dégraissage. Ainsi, dans une station d'épuration, le décanteur primaire sépare obligatoirement les graisses, qui se rassemblent en surface, mais est en général mal équipé pour la reprise de celles-ci dès que leur volume devient important, et il s'ensuit des difficultés d'exploitation.

Pour minimiser ces dernières, il est important de noter qu'un dégraissage des effluents avant rejet à l'égout est toujours recommandé. Ce prétraitement à la "source" est souvent imposé à de nombreuses entreprises artisanales (industrie de la viande) et aussi aux restaurants.

Des séparateurs de graisse (ou boîtes à graisse) standardisés sont fabriqués en série pour des débits allant jusqu'à 20 ou 30 litres par seconde. Ces appareils sont calculés pour un temps de séjour de 3 à 5 minutes et une vitesse ascensionnelle de 15 m/h environ.

Bien exploités, ils peuvent retenir de l'ordre de 80 % des matières grasses figées, à condition que la température des eaux soit inférieure à 30 °C à la sortie de l'appareil et que l'enlèvement des matières soit effectué systématiquement par des curages réguliers.

Des appareils "séparateurs d'essence" sont également utilisés, en particulier pour les garages et stations service. Il apparaît cependant plus souhaitable de collecter les huiles de garages et les eaux de lavage de citernes d'hydrocarbures par un service de ramassage.

Au niveau de la station d'épuration des eaux urbaines, un dégraissage est souhaitable et devient indispensable en l'absence d'une décantation primaire.

Le dégraissage qui peut être, selon les cas, effectué avantageusement avec le dessablage (pour autant que les dimensions de l'ouvrage soient calculées en conséquence) réalise la flottation des matières grasses et flottants divers, par différents procédés : insufflation d'air, production d'air induit mécaniquement ou d'air dissous sous forme de microbulles par pressurisation-détente dans le cas de l'aéroflottation.

- Le modèle le plus répandu est le dégraisseur aéré à insufflation d'air. L'ouvrage comporte une zone d'aération où l'air est insufflé à la partie inférieure et une zone tranquilisée destinée à la remontée des graisses en surface. Les boues décançables glissent sur une paroi inclinée et sont ramenées dans la zone d'aération. Le temps de séjour dans l'ouvrage est de l'ordre de 10 à 15 minutes au débit moyen, avec un minimum de 5 minutes.

L'évacuation des graisses peut être réalisée soit par déversement, soit mieux, par raclage mécanique de la surface.

Le dégraisseur peut avoir une configuration longitudinale ou circulaire ; il est calculé pour une vitesse ascensionnelle de 15 à 20 m/h maximum. On peut dans ces conditions espérer retenir environ 80 % des graisses figées.

- Le dégraissage ou la flottation des graisses est obtenue par formation mécanique de bulles d'air (aération à air induit). Il est généralement réalisé dans des cuves cylindro-coniques où l'effluent brut arrive dans une jupe centrale, soit latéralement, soit par le fond.

L'introduction de l'air dans l'eau s'effectue par l'intermédiaire d'une turbine immergée à deux vitesses (dégraisseur du type Pista) c'est-à-dire par des aérateurs immergés type "oxyclone ou aéroflott", appareil constitué d'une turbine de diffusion gazeuse, accouplée à une turbine de brassage à effet turbulent.

- La technique de flottation par air dissous (production de microbulles par le système pressurisation-détente) n'est guère d'usage pour le dégraissage des effluents urbains. Nous reviendrons sur ce procédé de flottation très efficace dans son application plus particulièrement en traitement physico-chimique des eaux usées domestiques et des rejets industriels.

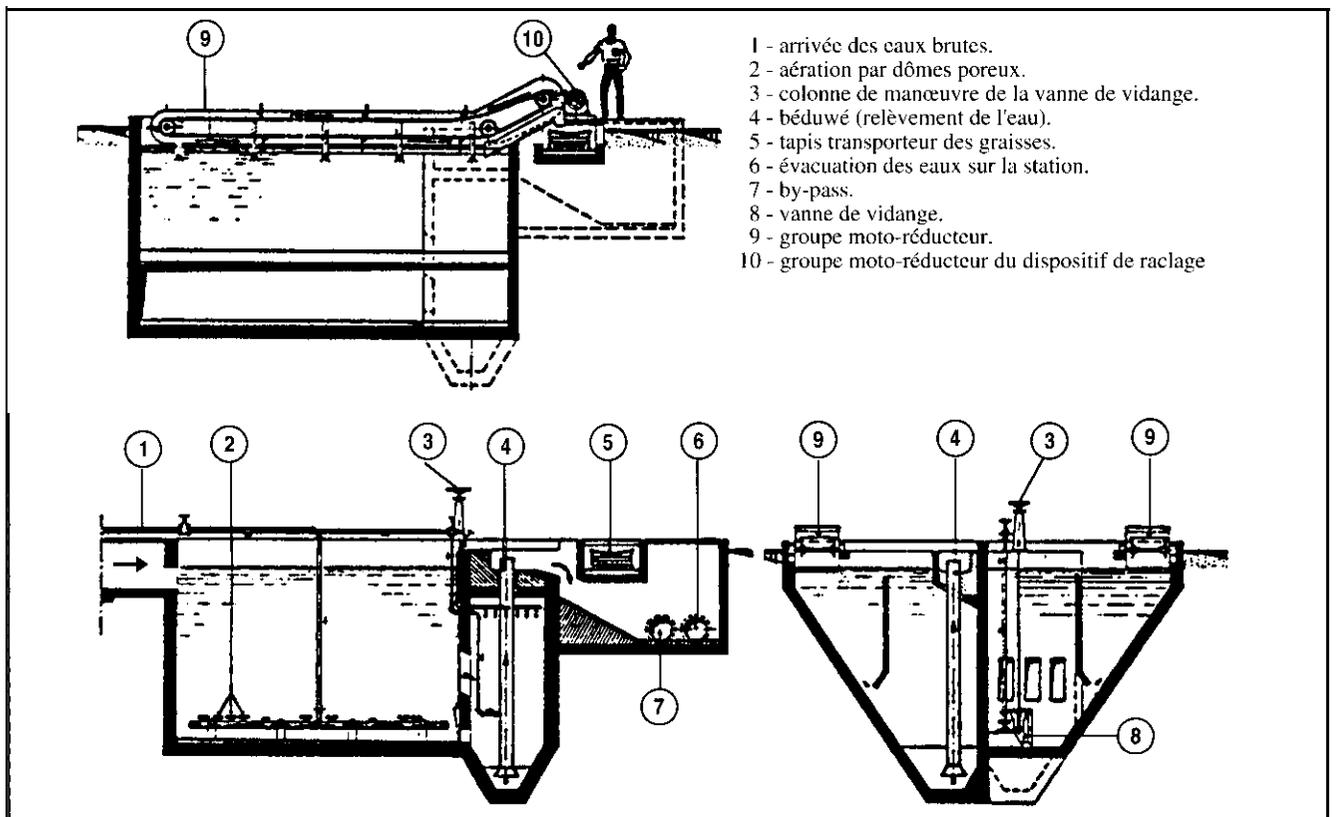


Fig. 8 - Dégraisseur-dessableur longitudinal aéré.

VI - EVACUATION ET TRAITEMENT DES SABLES ET REFUS

Les prétraitements permettent de séparer des effluents bruts certains déchets que l'on peut classer si on les abandonne dans la nature, au rang des nuisances. Il convient donc impérativement de se préoccuper des modalités d'évacuation et de traitement de ces différents déchets.

VI.1 - Les refus de grilles et tamis

Le volume des déchets retenus sur les grilles et les tamis dépend :

- du débit d'effluent traité,
- de la qualité des matières en suspension (nature, dimension, concentration),
- de la finesse du dégrillage ou tamisage comme le montre la courbe ci-après.

Pour les eaux vannes, les débris extraits simplement égouttés, mais non tassés, ont une densité voisine de 1 pour une hydratation de l'ordre de 80 %.

Il est d'usage de considérer que l'on retient des volumes de déchets suivants par habitant et par an :

- 2 à 5 dm³ sur grille à espacement de 30 à 50 mm,
- 5 à 10 dm³ sur grille à espacement de 15 à 25 mm.

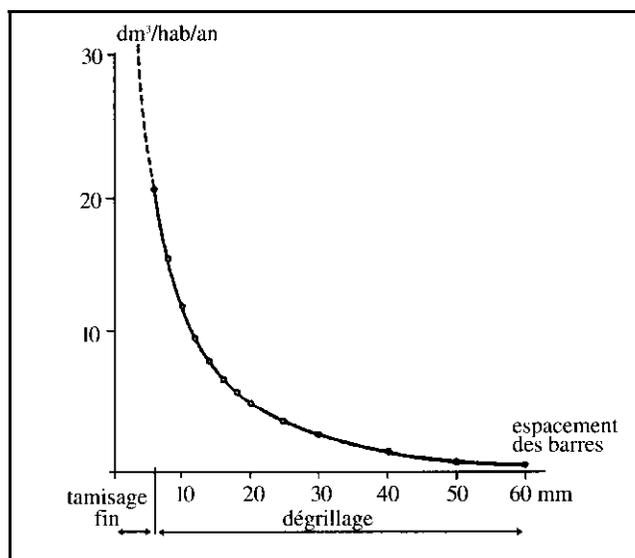


Fig. 4 - Volume de déchets dm³/hab./an en fonction de la finesse du dégrillage

En fonction de la qualité de l'effluent, on retiendra :

- pour un effluent peu chargé, de l'ordre de 1 à 40 dm³ de déchets pour 1000 m³, sur grille à espacement de 10 mm ; de 3 à 15 dm³ pour 1000 m³, sur grille à espacement de 25 à 50 mm,
- pour un effluent chargé, de l'ordre de 120 à 300 dm³ pour 1000 m³ sur une grille à espacement de 10 mm (ce qui impose, soit de réduire cette charge par un pré-dégrillage, soit de limiter la vitesse de passage dans la grille pour rester en deçà de la capacité maximale d'extraction des déchets); 40 à 100 dm³ pour 1000 m³ sur une grille à espacement de 25 à 50 mm.

Les déchets récupérés sur les grilles ou tamis peuvent être évacués, soit manuellement (panier, wagonnet, benne Marel), soit mécaniquement (tapis transporteurs), soit hydrauliquement.

Ces matières sont souvent envoyées en décharge ou enterrées. Elles peuvent, également, être incinérées à une température de combustion supérieure à 800°C pour éviter le dégagement d'odeurs dans un four prévu à cet effet ou dans une usine d'incinération d'ordures ménagères.

Pour rendre leur transport plus aisé, ces matières peuvent être essorées et compactées au moyen de presses hydrauliques spécialement conçues à cet effet.

De toutes façons, quelle que soit la solution retenue pour l'évacuation des refus de grilles, on veillera à ne pas les stocker sur de longues périodes, les nuisances olfactives risquant très vite de rendre l'atmosphère insoutenable.

VI.2 - Les matières extraites des dessableurs

La théorie voudrait que les matières extraites des dessableurs ne soient que des sables. En réalité il s'avère que le dessableur retient les particules les plus "lourdes" des effluents et qu'en pratique les matières extraites sont hétérogènes et de composition aussi bien minérale qu'organique.

On considère que pour les eaux résiduaires urbaines, le volume de sable extrait est de l'ordre de 5 à 12 dm³ par usager et par an.

Le sable extrait manuellement à la pelle des petits dessableurs couloirs est généralement impropre à une réutilisation et doit être enterré ou envoyé en décharge avec les détritus de grille.

Pour les installations plus importantes, le sable extrait des dessableurs par pompage peut être séparé de son eau :

par décantation dans un récepteur peu profond avec évacuation des eaux par dalles filtrantes ou par déversoir de trop-plein,

- par reprise mécanique (vis d'Archimède par exemple ou classificateur à râtaeux alternatifs) et stockage dans une trémie fixe ou une benne mobile,

- par hydrocyclonage et reprise par vis d'Archimède avant stockage en trémie fixe ou benne mobile.

Dans les grosses installations, les sables sont parfois lavés avant stockage en trémies dans un bassin séparé, équipé d'un brassage à air insufflé efficace, recevant le mélange eau-sable pompé dans les dessableurs. Un sable lavé assez propre peut être réutilisé sur place (constitution des lits de séchage de secours).

VI.3 - Les graisses et écumes

Un colloque s'est tenu à PARIS (sous l'égide de l'ANRED) en Novembre 1989 qui a mis en évidence les difficultés d'élimination de ce type de déchets.

On avance (avec prudence) les chiffres suivants qui caractérisent la situation de l'élimination des déchets gras :

- dépôts en station d'épuration : 24 %
- déposables : 12 %
- mise en décharge : 18 %
- "épandage agricole" : 2X %
- $\square \blacktriangle \circ \square$: 13 %
- *incinération : 5 %

Ces produits sont particulièrement difficiles à éliminer correctement en l'état dans la mesure où :

- ils sont inacceptables en décharge ou en épandage,
- ils sont difficilement incinérables car peu homogènes (faible PCI ou risques de coups de feu),

– la solution dite "épandage agricole" recouvre des pratiques très diverses.

Ce gisement de déchets gras important mais mal estimé, et encore plus mal géré, constitue une source de nuisances locales, de pollution différée et génère des coûts d'exploitation non négligeables.

La résolution de ce difficile problème passe nécessairement :

- par une amélioration de la collecte et de l'entretien des installations,
- par la mise en œuvre de techniques permettant d'obtenir un déchet plus exploitable (aspect physique) de qualité homogène et régulière,
- par l'amélioration de techniques de traitement telles que digestion thermophile ou compostage.

VII - CONSIDÉRATIONS ÉCONOMIQUES

VII.1 - Au plan de l'investissement

Les prix de mise en œuvre des différents équipements pour le prétraitement des effluents urbains (dégrillage - tamisage - dessablage - déshuilage) peuvent être très variables en fonction :

- de la qualité et de la robustesse du matériel,
- des dispositions de Génie Civil et de la profondeur des ouvrages,
- des caractéristiques physico-chimiques et en particulier de la concentration des eaux brutes à traiter qui peut nécessiter, si elle est importante, un traitement en deux stades en série,
- enfin de l'efficacité recherchée au niveau des différents ouvrages de prétraitement.

A titre indicatif, on pourra se baser sur les ordres de grandeurs suivants (prix H.T.) comprenant l'équipement électromécanique et le Génie Civil (sans travaux de sol, ni fondations spéciales).

VII.1.1 - Dégrillage mécanique et tamisage :

On peut tabler sur les coûts ci-après à l'équivalent habitant :

- 8 à 12 F par usager pour des stations de 5 à 10 000 hab.,
- 5 à 8 F par usager pour les installations moyennes d'une population de 50 000 hab., soit un volume de 10 à 15 000 m³/j,
- 3 à 5 F/hab. pour des stations d'agglomérations importantes supérieures à 100 000 hab., soit un volume journalier supérieur à 25 000 m³/j.

VII.1.2 - Dessablage et déshuilage :

Les coûts fluctuent entre :

- 50 et 80 F/m³ d'effluent traité par jour pour des installations de quelques milliers de m³/j,
- et entre 30 et 50 F/m³ d'eau traitée par jour pour des stations assurant le prétraitement des quelques dizaines de milliers de m³/j.

VII.2 - Au plan de l'exploitation

Les charges d'exploitation relatives à l'énergie et à la main-d'œuvre des prétraitements restent relativement modestes par rapport aux autres stades du traitement des effluents et des boues issues de l'épuration.

Les puissances électriques mises en jeu sont assez faibles et le fonctionnement automatique ne demande que peu de surveillance. Toutefois, il faut prévoir le remplacement des pièces mécaniques en mouvement au bout de cinq ans environ.

Cependant malgré leur relative rusticité, les prétraitements sont à l'origine de la production de déchets dont l'évacuation longtemps exécutée de façon sauvage est de plus en plus régie par des règles strictes qui conduisent à une "facture" dont le montant est loin d'être négligeable.

L'évacuation vers une décharge contrôlée ne constitue plus une solution d'élimination admise par la réglementation. Pour l'incinération de ces mêmes déchets, remarquons simplement qu'une solution d'incinération avec les ordures ménagères est économiquement plus favorable qu'une solution "incinération spécifique".

LES TRAITEMENTS PRIMAIRES

1 - GÉNÉRALITÉS

La pollution des eaux urbaines se trouve sous la forme d'insolubles et en solution ; la part de la fraction particulaire représentent en moyenne 70 % de la pollution organique des effluents, mesurée par la DCO et la DBO₅.

L'eau résiduaire brute est généralement une suspension hétérogène de matières solides dont la nature (organique et minérale), les dimensions (particules grossières, finement dispersées ou à l'état colloïdal) et la densité sont très diverses.

Les traitements primaires sont constitués par des techniques physiques de séparation par décantation gravitaire des matières solides du liquide qui les contenait, processus fai-

sant appel à la grosseur et au poids spécifique des particules.

La décantation primaire présente un intérêt certain en épuration dans la mesure où sans addition préalable de réactifs chimiques, elle assure l'élimination par sédimentation des matières en suspension décantables (qui présentent une taille généralement supérieure à 50 μ).

Elle garde toujours l'avantage essentiel du coût d'élimination le plus faible de la DBO₅ en exploitation, tout en permettant une réduction de la pollution des effluents bruts :

- de 40 à 60 % des matières en suspension,
- et 25 à 40 % de la DBO₅ et DCO.

II - RAPPELS DE QUELQUES NOTIONS THÉORIQUES CONCERNANT LES LOIS FONDAMENTALES DE LA SÉDIMENTATION

Le phénomène de sédimentation peut se manifester différemment selon la concentration de la suspension, les caractéristiques propres des particules et les interactions possibles entre elles.

On distingue deux types de matières décantables :

- **les particules** grenues qui se sédimentent indépendamment les unes des autres, avec une vitesse de chute constante,
- **les particules plus** ou **moins** flocculées qui résultent d'une agglomération naturelle ou provoquée des matières colloïdales en suspension.

A faible teneur, ces particules dispersées sédimentent comme si elles étaient seules, mais leur vitesse de chute augmentera au fur et à mesure que leurs dimensions vont se développer, par suite de leur rencontre avec des particules plus fines : c'est la **sédimentation diffuse**, à l'origine d'une clarification graduelle de la suspension.

Pour des concentrations plus élevées, l'abondance des particules "floculeuses" crée une sédimentation d'ensemble freinée, caractérisée par une interface nettement marquée, entre la masse boueuse et le liquide surnageant : c'est la **sédimentation freinée** nommée encore "**en piston**".

Sur le plan pratique, les relations mathématiques décrivant ces phénomènes sont malheureusement de peu d'utilité car l'eau brute urbaine est une suspension hétérogène de particules à la fois grenues et flocculées qui ne sont presque jamais sphériques, de même taille et de même densité. Il est donc

nécessaire de recourir à une approche expérimentale pour décrire le phénomène.

Il en est de même pour les suspensions plus concentrées où une interaction est possible entre les particules.

En effet, les particules peuvent avoir une tendance naturelle ou provoquée, à s'agglomérer à l'occasion de collisions mutuelles. Au fur et à mesure que l'agglomération s'effectue, les particules acquièrent une vitesse de chute plus grande que les particules initiales, et peuvent ainsi rencontrer, au cours de leur chute, des particules de petite taille se déplaçant à une vitesse moindre, qui se trouveront ainsi fixées. Si la suspension est diluée, à chaque instant les particules suivront une loi de chute analogue à celle des particules grenues, mais ce sont la taille et la densité des particules qui évolueront au cours du temps. Il n'existe pas actuellement de relation mathématique générale pouvant décrire ce phénomène quantitativement. Des essais de laboratoire sont nécessaires pour en déterminer la cinétique. L'expérience montre que la coalescence des particules est d'autant plus rapide :

- que la concentration de la suspension est élevée,
- que les particules ont à la fois des tailles et des masses volumiques très différentes,
- que la viscosité du liquide de suspension est basse (température élevée).

Enfin, le temps de séjour dans le bassin de sédimentation est un paramètre qu'il convient de prendre en considération impérativement.

III- ÉLÉMENTS FONDAMENTAUX POUR LE CALCUL DIMENSIONNEL DES DÉCANTEURS

111.1 - Sédimentation des particules grenues

La théorie du décanteur idéal développée par Hazen et Camp permet le dimensionnement des bassins de sédimentation qu'ils soient à flux vertical ou horizontal.

Elle repose sur les hypothèses ci-après :

- les particules à sédimenter sont distribuées de manière uniforme sur toute la section d'entrée du bassin (S),
- une particule est considérée comme étant retenue, lorsqu'elle atteint le fond du bassin.

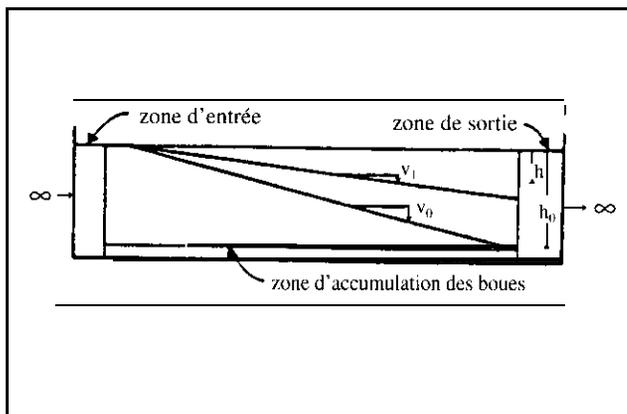


Fig.1 Sédimentation des particules grenues

Si on considère par exemple un décanteur longitudinal rectangulaire, la vitesse de sédimentation peut être reliée au débit d'alimentation par la relation :

$$v_0 = h_0/t = \frac{h_0 \cdot S}{S \cdot t} = \frac{v/t}{S} = Q/S$$

h_0 = profondeur du bassin

t = temps nécessaire pour que la particule atteigne le fond du bassin

S = surface du bassin

Q = débit traversier

V = volume du bassin

D'après le tracé de la figure 1, toutes les particules ayant une vitesse supérieure à v_0 seront éliminées et toutes les particules ayant une vitesse inférieure à v_0 seront éliminées dans le rapport v/v_0 ou h/h_0 .

En conclusion, on peut dire que la sédimentation des particules grenues est régie par des lois simples : la profondeur du

bassin est sans importance ; n'entre en ligne de compte que la surface horizontale du bassin dans son rapport avec le débit horaire traversier, concept exprimé par la charge hydraulique superficielle en $m^3/m^2 \cdot h$.

III.2 - Sédimentation diffuse des particules floculées

Les particules peuvent s'agglutiner (coalescence), elles floculent et décantent avec une vitesse croissante. Dans un bassin à flux hydraulique horizontal, la trajectoire de décantation est curviligne (fig. 2). L'efficacité de la décantation diffuse sera liée non seulement à la charge hydraulique superficielle, mais au temps de décantation.

Il n'existe pas de formule mathématique permettant le calcul de la vitesse de décantation. Il est indispensable de recourir à une expérimentation en laboratoire.

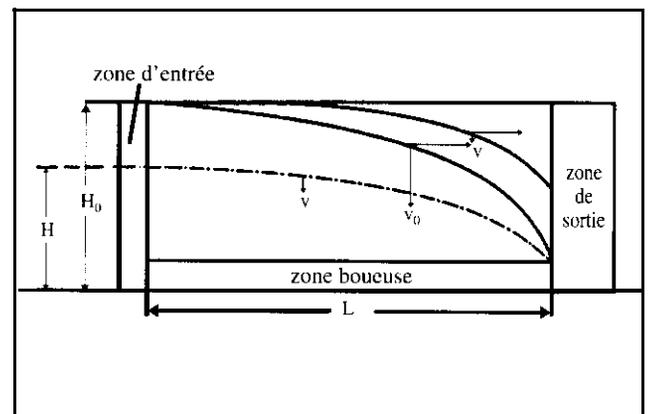


Fig. 2 Sédimentation diffuse des particules floculées

Cette analyse en laboratoire consiste à effectuer des essais de sédimentation dans des colonnes permettant la prise d'échantillons à des profondeurs diverses et à des intervalles de temps déterminés.

La mesure des matières en suspension restantes dans ces échantillons permet de calculer le pourcentage d'élimination correspondant. L'ensemble de ces résultats, reportés graphiquement, permet de tracer des courbes d'équiconcentration servant de base au calcul d'un bassin de sédimentation (fig. 3 a).

On peut tracer par ailleurs un graphique d'évolution du rendement d'élimination en fonction de la charge hydraulique superficielle et du temps de séjour (figures 3 b et 3 c).

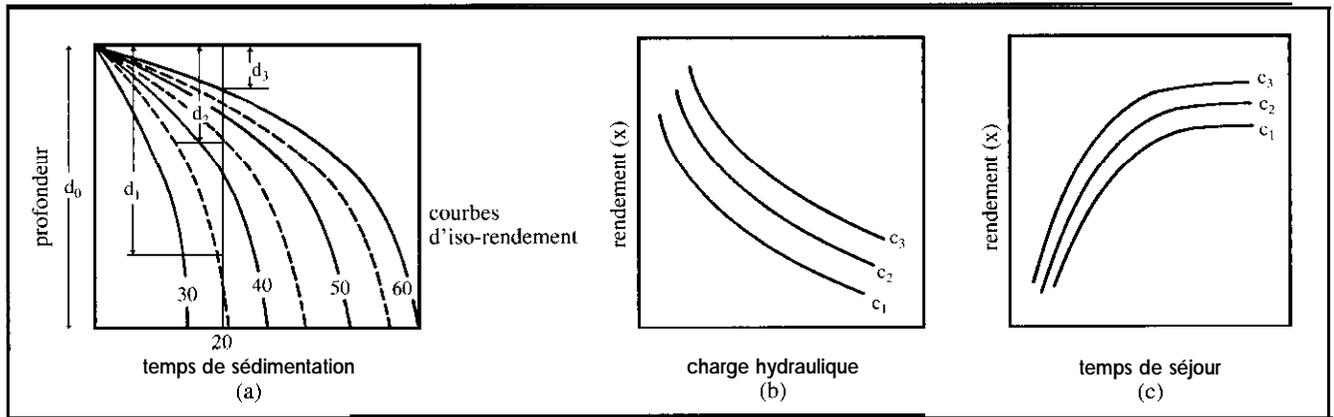


Fig. 3 - Décantation diffuse ou floculante.
 (a) Influence du temps de séjour et de la profondeur sur le rendement.
 Evolution du rendement en fonction de la charge hydraulique (b) et du temps de séjour (c).

De ces courbes, on déduira la valeur de la charge hydraulique superficielle effective et le temps de décantation nécessaire à l'obtention d'un rendement d'élimination des particules correspondant à la qualité de l'eau décantée recherchée.

Il faut noter qu'une expérimentation dynamique à l'échelle pilote peut s'avérer très intéressante pour confirmation des dimensionnements et des performances et pour recueillir des boues en quantité suffisante pour permettre d'étudier leur traitement.

III.3 - Sédimentation freinée ou en piston

Ce processus de sédimentation se produit pour des concentrations en matières solides floculées supérieures à 500 mg/l par suite d'interférence mutuelle entre les particules et de la vitesse ascensionnelle du fluide déplacé au cours de la décantation. Il est caractéristique en particulier des boues activées.

Kynch (1952) a proposé une théorie mathématique du phénomène basé sur l'hypothèse que la vitesse de chute d'une particule dépend uniquement de la concentration locale C en particules de la zone qu'elle traverse.

Lorsqu'on réalise une décantation en piston dans un tube de hauteur et diamètre suffisants et que l'on enregistre la variation de la hauteur de l'interface en fonction du temps, on obtient une courbe ci-dessous qui présente plusieurs phases distinctes

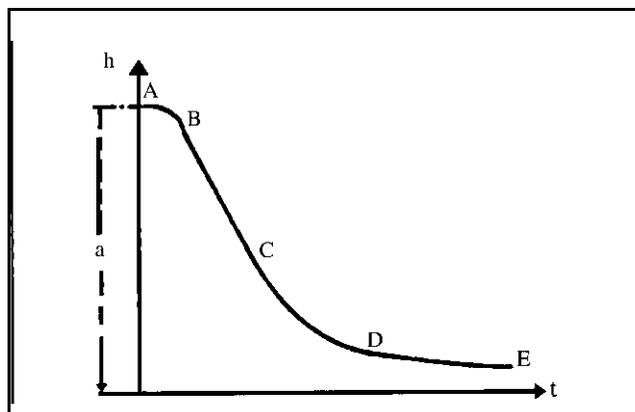


Fig. 4

• de A à B, la surface de séparation est plus ou moins nette : c'est la phase de coalescence des flocons. Cette phase est parfois inexistante,

- de B à C, une partie rectiligne qui traduit une vitesse de chute constante v_0 (pente de la droite). v_0 est fonction, pour un tube de dimensions données, de la concentration initiale en matières solides et des caractéristiques de floculation de la suspension,
- le tronçon C D concave vers le haut correspond à un ralentissement progressif de la vitesse de chute de la couche supérieure du dépôt,
- à partir de D, les flocons se touchent et exercent une compression sur les couches inférieures.

La théorie de Kynch s'applique aux tronçons B C et C D qui couvrent le domaine essentiel de la décantation des effluents concentrés en particules solides en vue d'une clarification et de l'épaississement de la boue produite.

Le calcul permet de montrer (fig. 5) que :

dans le triangle BOC la concentration et la vitesse de chute sont constantes et égales respectivement aux valeurs initiales régnant en B (C_0 et v_0)

-dans le triangle COD, les courbes d'équiconcentration sont des droites passant par l'origine, ce qui signifie que dès les premiers moments de la décantation, les couches les plus proches du fond sont amenées à se toucher et à passer par toutes les concentrations comprises entre la concentration initiale et celle correspondant au point D début de la compression et du tassement à l'origine de l'arrêt de la sédimentation. Aux concentrations croissantes de C à D, correspondent des vitesses de sédimentation décroissantes. Ces vitesses sont données par les tangentes successives à la courbe C D. La concentration C_i en un point M de la partie C D est donnée par la relation :

$$C_i = \frac{h_0}{h_i} \times C_0$$

En conclusion, pour ce qui concerne la clarification, la charge hydraulique superficielle du décanteur ($m^3/m^2 \cdot h$) devra être inférieure à la vitesse de sédimentation en zone correspondant à la pente de la partie rectiligne de la courbe.

La surface du décanteur nécessaire pour épaissir la boue au niveau de concentration souhaitée est calculée en fonction de la charge unitaire en matières sèches exprimée en $kg MS/m^2 \cdot jour$. L'épaississement est étudié en détail au chapitre "Traitement des boues".

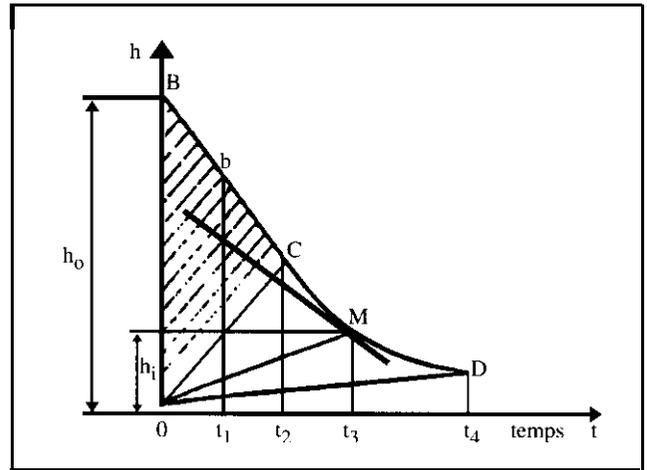


Fig. 5.

IV - TECHNOLOGIE DE LA DÉCANTATION RÉALISATIONS PRATIQUES EN DÉCANTATION PRIMAIRE

La décantation s'effectue selon un processus dynamique, en assurant la séparation des deux phases solide-liquide de façon continue.

Les décanteurs primaires peuvent être très simples : c'est le cas des bassins creusés dans le sol sans revêtement interne ou simplement avec compactage d'argile. Mais cette technique rudimentaire qui n'est pas sans présenter des inconvénients (curage difficile, dégagements de mauvaises odeurs, grande surface perdue et risques de pollutions de la nappe par infiltration d'eau polluée et septique ...) ne doit être employée que dans des cas bien particuliers après une étude poussée des risques qu'elle entraîne.

En réalité, un décanteur ne doit pas être considéré comme une simple cuve. Il constitue en fait un ensemble plus ou moins complexe selon le type d'appareil, dont l'efficacité est conditionnée par son hydraulique qui doit faire l'objet d'une étude particulièrement soignée. De plus, l'étude hydraulique du système ne se limite pas à la seule phase liquide, mais porte sur l'écoulement, la concentration et l'extraction des boues produites.

Selon la quantité de matières en suspension de l'eau brute, le volume des boues à évacuer et la pente du fond des ouvrages, les décanteurs primaires peuvent être équipés ou non d'un système de raclage des boues.

- Les décanteurs statiques sans raclage sont généralement à flux vertical constitués de bassins cylindro-coniques, tronconiques ou en pyramides renversées, avec de fortes pentes pour permettre aux boues de glisser naturellement vers le fond de l'appareil d'où elles sont extraites.

Si l'on ne veut pas risquer des accrochages de boues sur les parois ou dans les angles, aucune pente ne doit être inférieure à 50 - 60° sur l'horizontale. Cela conduit à des appareils très profonds et, pour des raisons économiques, on limite normalement leur emploi à un diamètre de 6 à 7 m.

Ces décanteurs sont dimensionnés pour fonctionner à une vitesse ascensionnelle moyenne de 1 à 2 m/h en décantation primaire des eaux usées urbaines.

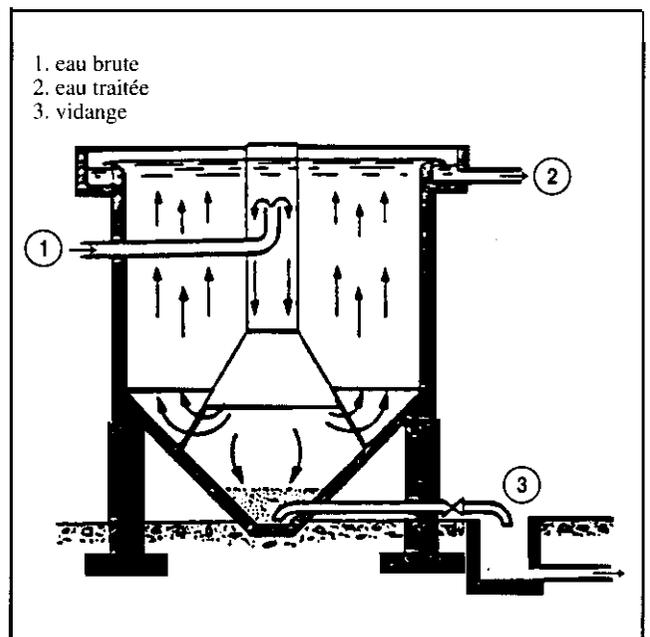


Fig. 6 - Décanteur cylindro-conique.

- Les décanteurs **primaires** les plus communément employés sont des appareils circulaires ou rectangulaires équipés d'un raclage mécanique des boues.

- Les décanteurs circulaires sont généralement limités à des diamètres de 50 à 60 mètres maximum bien que certaines réalisations américaines atteignent de plus grandes dimensions. La forme circulaire est particulièrement sensible aux effets du vent qui peuvent perturber la bonne répartition des filets liquides.

Les décanteurs circulaires comprennent un fût central où arrive l'eau brute et d'où elle est répartie soit au moyen de masques sur les ouvertures du fût, soit au moyen d'une cloison siphonide annulaire. Certains constructeurs dessinent le fût central de manière à y créer une capacité aménagée en déshuileur aéré. Cette pré-aération, si elle n'est pas trop intense, favorise en outre le contact entre les particules et

assure un effet de floculation favorable au bon rendement de l'appareil.

Le dispositif de raclage est généralement double ; il permet, grâce à une lame continue ou à des raclettes disposées en jalousie, d'amener les boues déposées sur toute la surface du fond de l'appareil vers une poche centrale d'où partent les tuyauteries d'extraction.

Par ailleurs, un raqueur de surface pousse les corps flottants vers un "pot à écumes" d'où ces produits peuvent être envoyés, soit vers le puits à boues pour être mélangés à celles-ci, soit vers un poste séparé de traitement propre aux produits recueillis au poste de dégrillage et à celui de déshuilage. La manière la plus élégante d'éliminer tous ces refus est de les incinérer.

Le fond de ces décanteurs a une très légère pente (4 à 10 %) vers le centre pour faciliter le glissement des boues.

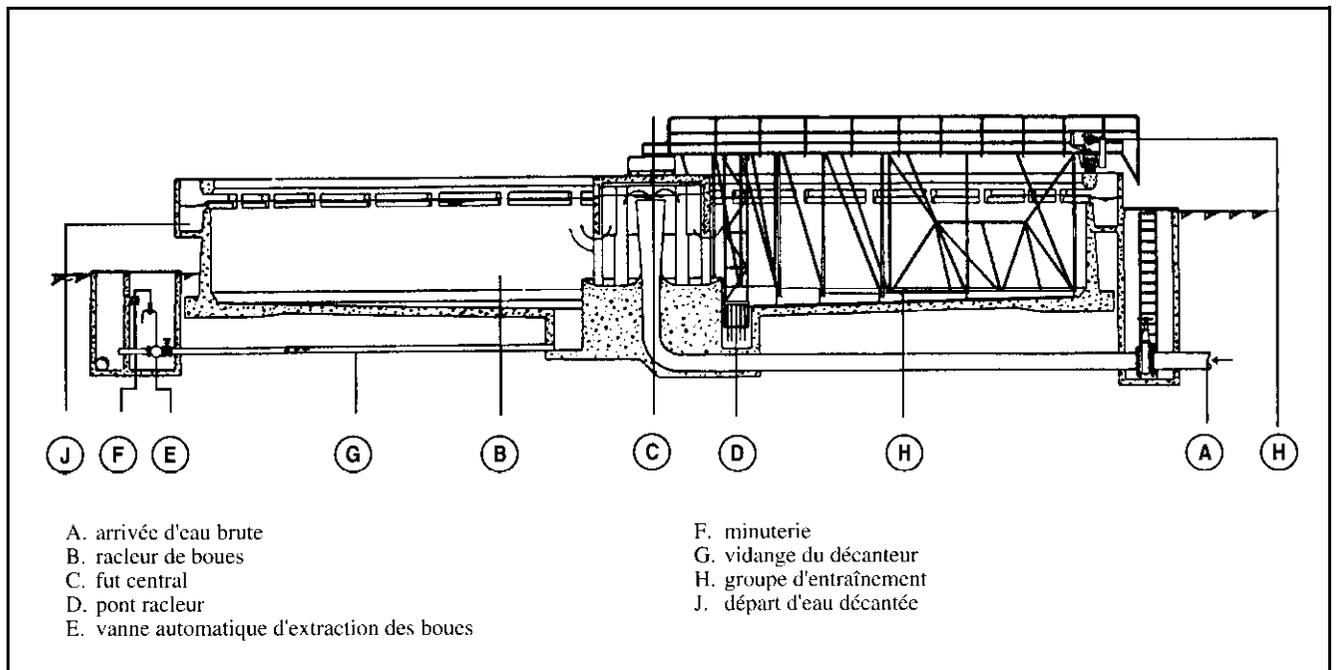


Fig. 7 - Décanteur cylindro-conique raclé, à entraînement périphérique.

Les dispositifs de raclage sont évidemment mobiles. La technique européenne est généralement orientée vers les ponts raqueurs à entraînement périphérique. En effet, ce matériel est simple et relativement bon marché par rapport aux dispositifs à entraînement central. Ceux-ci ne se justifient vraiment que dans les pays à hivers très rudes où il y a des risques de patinage du système d'entraînement sur un chemin de roulement verglacé. En outre, certaines eaux industrielles très chargées (en matières en suspension) demandent des dispositifs spéciaux d'alimentation des décanteurs et d'extraction des boues qui ne sont pas compatibles avec un dispositif à entraînement périphérique.

Pour les grands diamètres, on peut concevoir des ponts dia-
métraux articulés au centre et avec des dispositifs d'entraî-
nement aux deux extrémités. Le plus souvent, on se contente
d'un pont radial avec un prolongement en porte-à-faux sur le
tiers du rayon.

En-dessous de 40 m, le pont radial simple est généralement
suffisant. La vitesse de rotation du pont ne doit pas être trop
grande pour ne pas perturber la décantation, ni trop faible pour
éviter que les boues ne séjournent trop longtemps au fond de
l'appareil avant d'être amenées vers le point d'extraction
(vitesse habituelle à la périphérie : 3 à 5 cm/s).

On considère que les racleurs constitués par une seule lame radiale profilée permettent le transit le plus rapide de la boue déposée à la périphérie vers le point d'extraction central, alors que les racleurs en jalousies permettent par des reprises successives d'obtenir des boues plus épaissies.

Pour les petits appareils (diamètres 6 à 12 m), certains constructeurs ont mis au point des ponts simplifiés sans passerelle qui, par leur prix modique, permettent d'envisager un raclage mécanisé esthétique contrairement aux ponts classiques qui représentent des assemblages métalliques démesurés et onéreux.

- Les décanteurs rectangulaires (fig. 8) sont peu répandus en France, alors qu'ils ont une certaine vogue dans les pays d'influence Germanique. Si, en effet, ils permettent, quand il doit y en avoir plusieurs, de gagner de la place par rapport

aux appareils circulaires, on considère dans notre pays qu'ils ne sont pas économiques.

Il existe deux types de décanteurs longitudinaux : les appareils à pont racleur et les appareils à chaîne. Les ponts racleurs se déplacent selon un mouvement de va et vient. Ils raclent à contre-courant seulement. Il y a un temps maximal admissible entre deux raclages au même point, pour éviter les fermentations et les amas de boues tassées. La vitesse, pendant la période de raclage, ne peut excéder 3 cm/s (au retour la vitesse peut être triple). De ce fait, on doit se limiter à des longueurs de 60 à 80 m par dispositif de raclage.

La forme correspondant à la meilleure hydraulique donne un rapport de 1 à 6 entre la largeur et la longueur. La profondeur des bassins est comprise le plus souvent entre 2,5 et 4 m ; la pente du radier est de l'ordre de 1 %

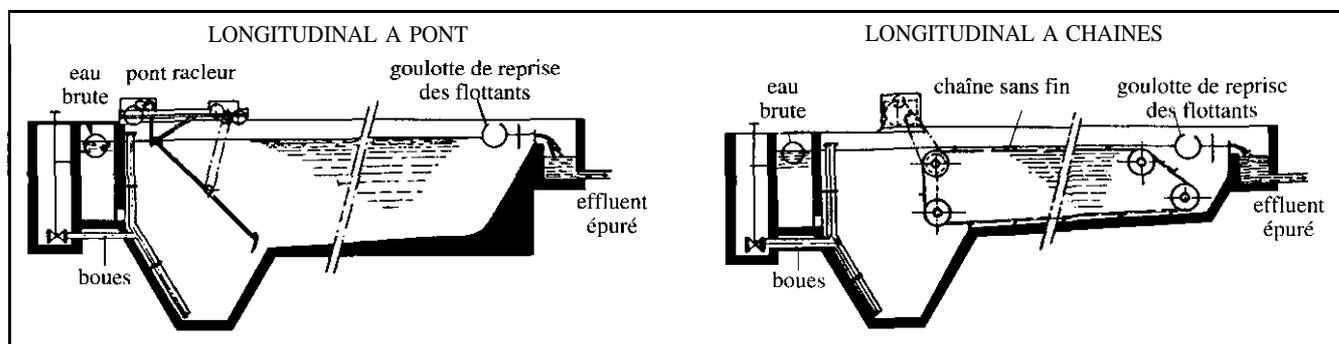


Fig. 8 - Décanteurs rectangulaires

Les décanteurs à chaînes permettent un raclage continu de la boue et des flottants, par une série de raclettes montées entre deux chaînes sans fin parallèles et tournant le long des parois verticales du bassin. S'il n'y a pas là de limitations théoriques dans les surfaces d'appareils, l'emploi d'un tel système est cependant peu recommandable, du fait des risques d'usure rapide par abrasion de toutes les parties mobiles immergées.

En outre, pour tous les décanteurs rectangulaires, l'extraction des boues des différentes trémies qui constituent la fosse à boues en tête du bassin, est plus complexe de construction et d'exploitation que pour les bassins circulaires.

Les constructeurs ont cependant mis au point ces dernières années des dispositifs qui permettent, dans une certaine mesure, de pallier certains de ces inconvénients (ponts doubles, etc.), mais qui entraînent un surcroît de dépenses.

V - DONNÉES TECHNIQUES ET ÉCONOMIQUES RELATIVES À LA DÉCANTATION PRIMAIRE

V.1 - Quelques considérations d'ordre technique

Si les principes de la décantation sont bien connus, il n'en demeure pas moins que le calcul dimensionnel des ouvrages et l'évaluation précise des rendements d'épuration pouvant être escomptés ne sont pas aisés, car largement dépendants des caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute à décanter, laquelle est une suspension hétérogène où les matières en suspension se répartissent de manière continue entre la catégorie des particules entièrement dispersées ou gre-

nues (grains de sable) et celle des particules complètement floculées (matières organiques).

On admet généralement que pour le dimensionnement d'un décanteur primaire, les facteurs à prendre en compte sont :

- la charge hydraulique superficielle ou vitesse ascensionnelle en $m^3/m^2.h$,
- et le temps de séjour (h).

Ces deux critères sont déterminants lorsque la concentration



en matières solides dans l'eau à décanter est faible (décantation libre et diffuse des particules).

Lorsque la concentration en matières en suspension est importante ($>$ à 500 mg/l) et conduit à une décantation freinée ou en piston, il convient impérativement de considérer également la charge matières (en kg MeS/m².h), paramètre fondamental en particulier pour le calcul d'un décanteur assurant conjointement l'épaississement des boues.

Par ailleurs, l'expérience pratique nous amène sur le plan technologique à formuler certaines recommandations :

- l'adoption pour les décanteurs circulaires d'une hauteur cylindrique au moins égale à 2 à 5 m jusqu'à des diamètres de 24 m et égale à $(\varnothing/24)$ pour un diamètre supérieur, afin d'éviter l'effet des courants de convection qui vont en croissant avec le diamètre.
- le maintien d'un temps de séjour théorique au moins égal à 30 minutes, indispensable pour l'élimination d'environ 40 à 50 % des matières en suspension décantables,
- la prise en compte de la vitesse d'approche sur les lames du déversoir des décanteurs, qui croît comme le double du diamètre. Certains auteurs Américains notamment, ont parlé d'une vitesse limite de 10 m/h, valeur qui n'est pas confirmée par l'expérience. En fait, on a utilisé pour des décanteurs allant jusqu'à 50 m de diamètre, des vitesses d'approche proches de 20 m/h sans altérer les rendements vis-à-vis des matières en suspension décantables. Il semble bien que la limite à ne pas dépasser se situe vers cette valeur.

Pour les décanteurs calculés suivant les règles énoncées ci-dessus, on peut tabler, pour des eaux résiduaires urbaines classiques, sur une réduction de 50 à 60 % des matières en suspension totales correspondant en moyenne à environ 35 % de la DBO₅ et DCO des eaux brutes (si l'on applique cette décantation physique dans des appareils où la vitesse ascensionnelle maximale est inférieure ou égale à 2,5 m/h au débit horaire de pointe).

V.2 - Considérations économiques

On peut admettre que les frais d'exploitation de la décantation primaire sont très faibles, car la puissance nécessaire pour faire se mouvoir un pont racleur n'excède pas 0,5 à 1,5 kW.

C'est l'extraction des boues qui demande le plus d'énergie. Quant à la main-d'œuvre qu'elle nécessite, nous verrons que le développement de l'automatisme permet de réduire considérablement son importance.

Le poste le plus coûteux est donc l'amortissement de construction des décanteurs où le Génie Civil représente une part importante des dépenses de premier établissement, surtout pour les gros appareils.

En outre, la mécanique est généralement très rustique et se fatigue peu (si on a pris la précaution de ne pas mettre en contact les parties motrices fragiles avec le sable ou la boue dont l'effet d'abrasion est intense). Seules les pompes d'extraction ont une vie courte. Les temps à prendre en compte pour le calcul de l'amortissement du capital engagé sont donc longs ; on peut admettre pour ce poste 30 ans pour le Génie Civil et 10 ans pour la moyenne des équipements.

Les décanteurs à pont à entraînement central reviennent en moyenne 40 % plus chers que les appareils à pont à entraînement périphérique. Les décanteurs rectangulaires sont 30 % plus chers que les décanteurs circulaires mais cette différence s'amenuise pour les petits appareils.

Globalement, on doit considérer que le coût de la décantation primaire est faible pour les grandes installations de traitement des eaux urbaines, mais il ne faut pas oublier qu'elle n'assure qu'un abattement de la pollution particulière de l'ordre de 50 à 60 % et une réduction moyenne de la DB05 de 35 %, si bien qu'en raison des limites hydrauliques, on peut estimer que 1 m² de décanteur ne peut retenir que 2,5 kg de DB05 en moyenne par jour.

VI. NOUVELLES ORIENTATIONS POUR LA SÉDIMENTATION PHYSIQUE

VI.1 - L'évolution de la technologie de décantation : la séparation lamellaire



Ces dix dernières années ont vu une évolution importante de la technologie de décantation avec la mise en oeuvre de la séparation lamellaire qui a permis la conception d'installations beaucoup plus compactes.

Cette évolution s'explique essentiellement par le développement des traitements physico-chimiques appliqués aux rejets urbains à grandes variations de pollution comme c'est le cas en zone touristique (agglomérations à population très variable plus particulièrement stations balnéaires et de haute montagne).

La décantation lamellaire s'opère dans des ouvrages cloisonnés intérieurement par des plaques ou tubes parallèles d'orientation dans lesquels on améliore les conditions hydrauliques en facilitant l'écoulement laminaire. On limite par ailleurs les turbulences en guidant l'écoulement des filets liquides.

Les appareils sont conçus en mettant à profit le fait que le rendement de séparation des matières en suspension ne dépend, en réalité, que de la surface du décanteur. Sa profondeur a peu d'influence sur ses capacités de décantation.

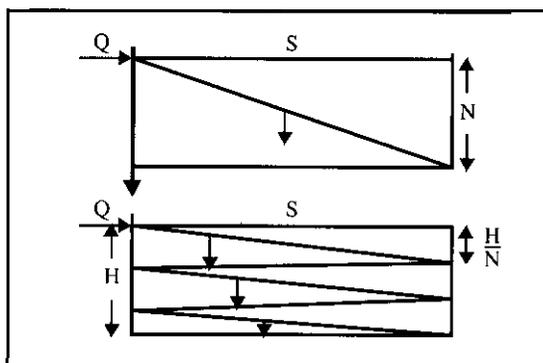


Fig. 9 Principe de la décantation lamellaire.

Dans ces conditions, si on considère un décanteur rectangulaire ou circulaire de surface S et de hauteur H , l'installation de N cloisons horizontales le divisant en N compartiments superposés de hauteur (H/N) , permettra de traiter dans chaque décanteur élémentaire le débit Q , soit au total un débit de $N \times Q$.

Dans la pratique, il est absolument indispensable que l'auto-curage des matières sédimentées sur les plaques soit assuré, d'où l'inclinaison de ces dernières d'un angle sur l'horizontale, compatible avec l'évacuation des boues déposées.

L'inclinaison des plaques est généralement de 45 à 60° , leur espacement de 10 à 15 cm.

Par voie de conséquence, la surface effective ou équivalente de décantation du séparateur lamellaire sera égale à $NS \cos \alpha$, c'est-à-dire la somme de la projection de chaque plaque (de surface élémentaire S) sur l'horizontale (fig. 10).

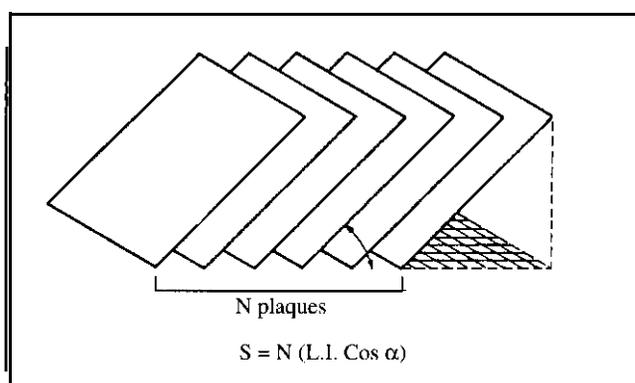


Fig. 10 - Calcul de la surface équivalente d'un décanteur en lames minces.

Pour le dimensionnement de ces ouvrages, le concept de la charge hydraulique superficielle reste applicable.

On la définit comme étant le rapport entre le débit horaire Q (en m^3/h) passant dans l'installation et la somme des surfaces horizontales projetées des N décanteurs élémentaires constitutifs.

La décantation lamellaire pour des rendements d'élimination équivalents à la décantation classique, fonctionne avec des charges hydrauliques superficielles très élevées (de 10 à $15 m^3/m^2.h$). Le temps de séjour de l'eau est réduit à environ 10 à 12 minutes contre 2 heures dans un décanteur ordinaire.

La conception technologique des circuits hydrauliques, c'est-

à-dire la circulation relative de la boue déposée et de l'eau décantée, permet de distinguer trois grandes familles de séparateurs : les décanteurs lamellaires à contre-courant, co-courant ou courants croisés.

La figure II illustre le fonctionnement de ces trois systèmes qui ont chacun des avantages et inconvénients, mais il semble jusqu'ici impossible de décider scientifiquement si l'un ou l'autre l'emporte par ses performances.

Quelle que soit leur technologie, il convient impérativement, pour faciliter l'exploitation de ces ouvrages en traitement primaire, d'installer au niveau des prétraitements un dégrillage fin (1 cm maxi) ou mieux un tamisage pour éviter tout risque de colmatage des plaques. Pour ne pas altérer par ailleurs la clarification, il est indispensable d'étudier avec beaucoup de soin la collecte et l'extraction des boues déposées

VI.2 - Autres tendances d'évolution de la décantation primaire

Une tendance très nette se fait jour : c'est la suppression de la décantation primaire pour les petites installations. Il est certain que l'étude des coûts d'installations montre qu'une sédimentation bien conduite (ce qui implique le raclage mécanique) y est très onéreuse en frais de premier établissement. Le développement des traitements biologiques à faibles charges, ainsi que la digestion aérobie des boues est en faveur des stations sans décantation primaire.

La deuxième tendance qui se développe est de réduire les contraintes dans les grandes installations où la décantation primaire s'impose. C'est le développement de l'automatisme des extractions : vannes pneumatiques à commande électrique, contrôles de concentration des boues extraites par émetteurs de rayons ou tout autre procédé valable. Une bonne automatisation des extractions n'a de valeur que si le pompage des boues est adapté (puits à proximité du décanteur, poste de pompage avec pompes immergées ou pompes à fosse sèche accolée au puits à boues, etc.), de manière à réduire tous les risques de bouchage

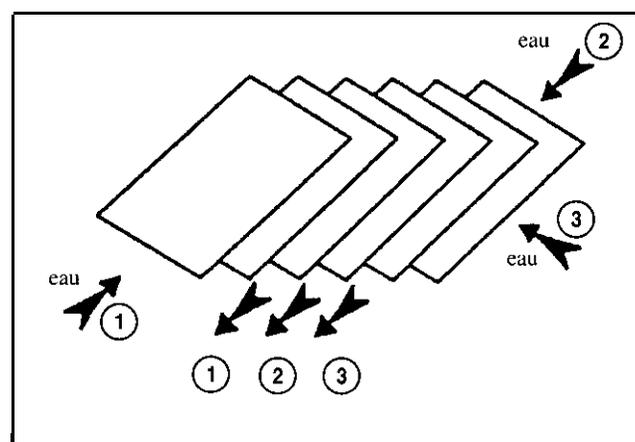


Fig. II

Décanteur à lames minces à contre-courant (1)

Décanteur à lames minces à co-courant (2)

Décanteur à lames minces à courants croisés (3)

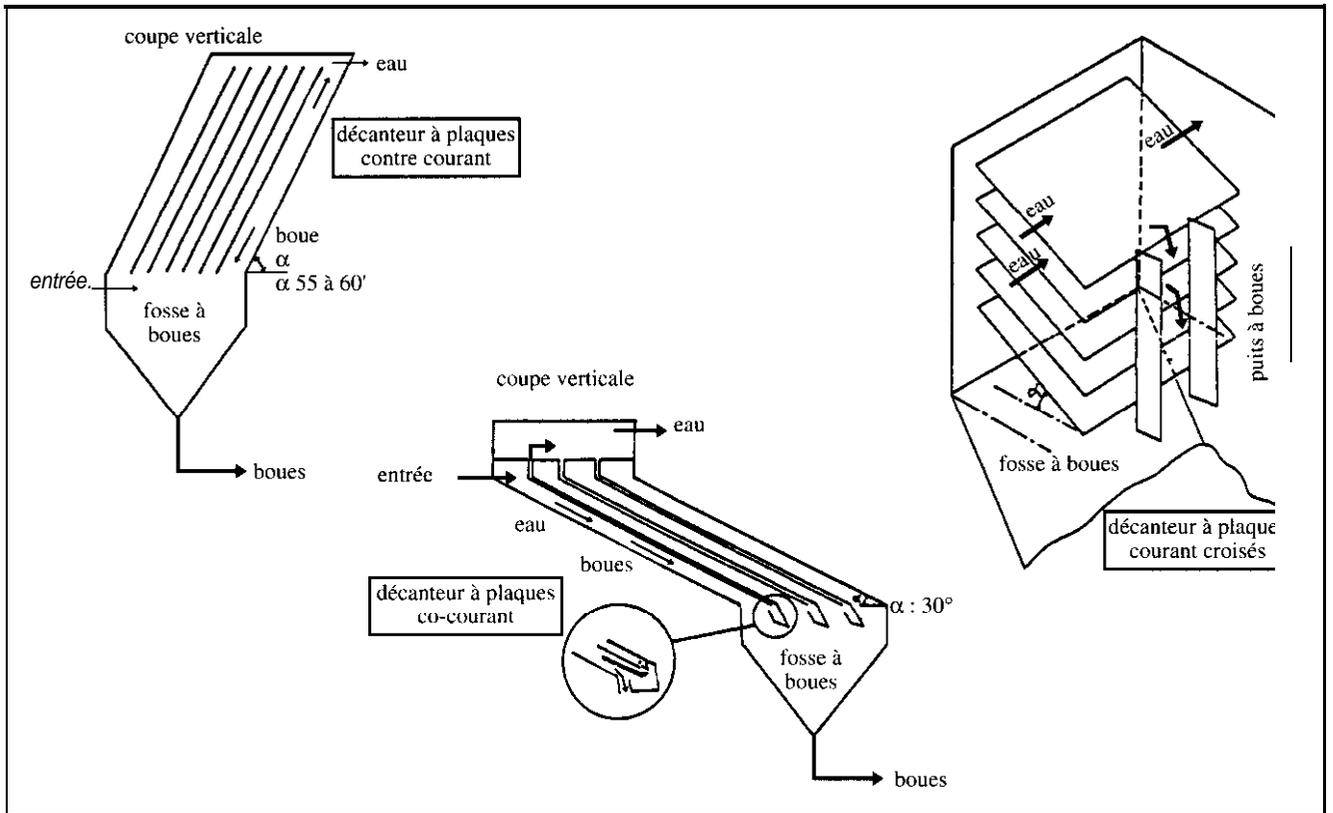


Fig. 12 -Les différents types de décanteurs à lames minces parallèles

LES TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES

1 - AVANT-PROPOS - GÉNÉRALITÉS

L'épuration biologique est, et restera sans doute encore longtemps, le mode de traitement le plus utilisé pour assurer l'élimination de la pollution organique biodégradable des effluents urbains, car de loin le plus économique en exploitation.

Il faut reconnaître cependant que, malgré les grands services qu'ils continuent à rendre, les procédés d'épuration biologique ne sont pas sans présenter de grandes lacunes dans le cas du traitement des rejets des zones touristiques de haute montagne ou de bord de mer où les populations varient très vite et de façon considérable.

Les limites et les inconvénients majeurs des procédés biologiques sont essentiellement :

- leur inadaptation aux variations brutales et importantes des flux de pollution à traiter dans le cadre des activités de loisirs et touristiques,
- leur mise en régime trop lente, incapable de suivre les accroissements de charge de pollution surtout en altitude où les baisses de températures des effluents en hiver ralentissent les processus biologiques,

l'exploitation rendue souvent difficile par le développement, suite aux fluctuations importantes et de courte durée (par exemple lors des week-end) de la pollution, de bactéries filamenteuses à l'origine des phénomènes de gonflement (bulking) des boues activées qui altèrent leur décantabilité,

- les investissements souvent considérables dans la mesure où la station devra être dimensionnée pour la pollution maximale atteinte seulement 2 à 4 mois par an,
- la nécessité pour l'implantation de la station d'une superficie importante en terrains, souvent très difficile à dégager et par ailleurs d'un prix élevé, en général.

Toutes ces raisons expliquent que l'épuration des eaux résiduaires urbaines en France est marquée, depuis une dizaine

d'années, par le développement important de techniques physico-chimiques qui s'ajoutent, complètent ou remplacent les techniques biologiques dans presque toutes les réalisations actuelles en bord de mer ou en montagne.

Les principaux objectifs poursuivis par la mise en œuvre de ces techniques d'épuration sont :

- un démarrage immédiat de l'installation qui permet une réponse aussi rapide que possible aux variations de population,
- une faible emprise au sol permettant pour des raisons psychologiques de dissimuler au maximum l'existence d'une station d'épuration dont on peut prévoir l'implantation à l'intérieur de bâtiments clos,
- une très grande adaptabilité à des extensions successives notamment lorsqu'on vise une épuration complémentaire ultérieure par voie biologique en vue de l'obtention de performances plus élevées,
- une prise en compte des contraintes dues à l'altitude, à la présence d'effluents industriels contenant des toxiques et des possibilités d'élimination des phosphates (lutte contre l'eutrophisation des lacs par exemple).

L'ensemble de ces caractéristiques et éléments d'appréciation ainsi que le contenu technique de la directive européenne font que les traitements biologiques constituent les moyens les mieux adaptés pour l'obtention des objectifs fixés.

Les procédés physico-chimiques, utilisés seuls, ne sont pas réellement compétitifs.

Cependant la mise en œuvre de ces procédés en prétraitement ou en traitement tertiaire en association avec un procédé biologique peut constituer une excellente solution dans les agglomérations à fortes variations saisonnières ou lorsque les niveaux d'épuration visés sont particulièrement élevés.

II - CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES : OBJET DES TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES - PRÉSENTATION DES FILIÈRES DE TRAITEMENT ENVISAGEABLES

La plupart des eaux polluées, et en particulier les eaux usées domestiques, renferment en suspension des matières solides dont la nature, les dimensions et la densité sont très diverses.

Si la séparation des particules solides de grande taille et de forte densité s'effectue sans difficulté, par contre l'élimination des matières finement dispersées et des colloïdes, à l'origine de la turbidité et de la coloration des eaux, ne peut

être obtenue, en un temps suffisamment court, par simple décantation.

En effet, dans le cas de systèmes colloïdaux, l'état de la phase dispersée est tel que les colloïdes, possédant un rapport surface-volume extrêmement élevé, ont un comportement déterminé, dans une grande mesure, par la nature de leurs propriétés de surface, ce qui explique qu'ils peuvent rester

longtemps en suspension, décanter très lentement, ou ne pas sédimenter du tout.

Pour augmenter les performances de séparation des particules extra-fines, la solution la plus efficace consiste à augmenter la granulométrie des matières solides, ce qui implique la rupture de l'état colloïdal de la suspension aqueuse par l'intermédiaire d'un traitement de coagulation et de floculation qui, en provoquant l'agglomération mutuelle des particules extra-fines contiguës, contribuera à accélérer leur séparation et à parfaire la clarification des eaux résiduaires.

Par voie de conséquence, le terme d'épuration physico-chi-

mique est généralement réservé dans le traitement de l'eau, à l'une des deux chaînes comportant, après les prétraitements indispensables, les séquences :

- coagulation floculation
- décantation statique ou lamellaire
- ou coagulation floculation flottation

Il est ainsi possible d'obtenir une élimination quasi totale des matières en suspension (y compris les fines et les colloïdes) ce qui permet d'assurer une réduction de la charge polluante organique (exprimée en DBO_5) des eaux usées domestiques de l'ordre de 70 %.

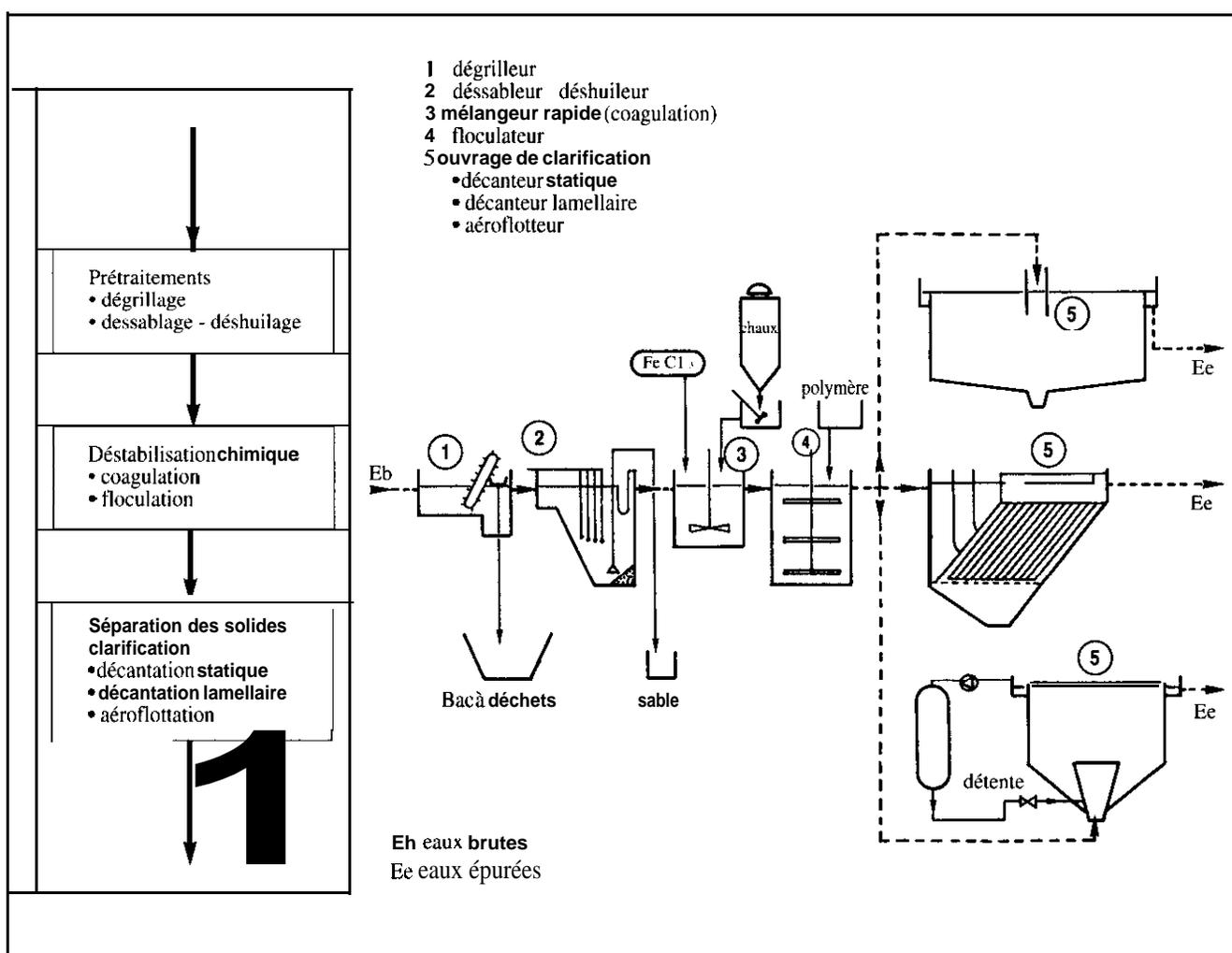


Fig. 1 Schéma général du principe de fonctionnement des traitements d'épuration physico-chimiques

III - LES MÉCANISMES DE L'ÉLIMINATION DE LA POLLUTION DES EAUX URBAINES PAR LES PROCÉDÉS PHYSICO-CHIMIQUES

III.1 - Prétraitements (se référer au chapitre correspondant)

Les débris volumineux, matières abrasives (sable), flottants..., véhiculés par les eaux doivent être éliminés par des grilles, dessableurs, désbuilleurs..., afin de protéger les ouvrages de traitement.

Il convient de tenir compte des variations de flux (débit et pollution) souvent considérables pour déterminer les caractéristiques des ouvrages correspondants.

III.2 - Les processus de coagulation - floculation

III.2.1 - Réactifs chimiques mis en œuvre - Mode d'action

Pour assurer la déstabilisation physico-chimique des eaux usées domestiques, on utilise de nombreux adjuvants chimiques que l'on peut classer en deux catégories selon leur mécanisme d'action :

- **les électrolytes minéraux à polycations** (sels de fer, d'aluminium et chaux), qui provoquent l'agglomération mutuelle des solides finement divisés par l'intermédiaire d'un processus de coagulation, consistant à assurer l'annulation des charges électriques répulsives des colloïdes, c'est-à-dire de leur potentiel Zêta,
- **les polymères organiques de synthèse**, macromolécules de masse moléculaire élevée, à caractère anionique, non ionique ou cationique, qui engendrent ce qu'on a coutume d'appeler la **floculation**, procédé qui permet l'union des particules solides élémentaires par "pontage", par mise en œuvre d'un processus d'adsorption, puis de réticulation conduisant à la formation d'un "floc" tridimensionnel de structure fibreuse à la suite d'une agitation modérée du milieu réactionnel (schéma ci-dessous)

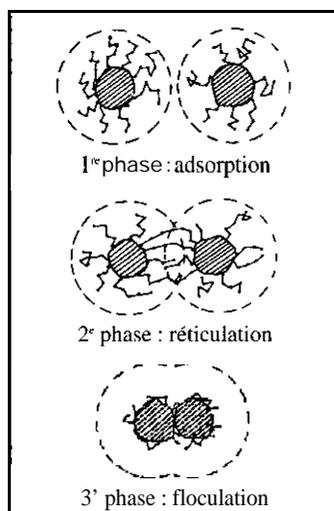


Fig. 2 Les différentes étapes du processus de floculation.

Il faut **remarquer** que ces adjuvants polymériques sont toujours utilisés à très faible dosage (0,25 à 2 g/m³ maximum) pour parfaire la **coagulation** initiale des colloïdes assurée par des réactifs minéraux, dont les plus couramment utilisés sont :

- **pour les sels de fer :**
 - le chlorure ferrique, FeCl₃
 - le chlorosulfate de fer, FeSO₄Cl (produit Clairtan)
 - le sulfate ferrique, Fe₂(SO₄)₃, 9 H₂O
 - le sulfate ferreux, FeSO₄, 7 H₂O.
- **pour les sels d'aluminium :**
 - le sulfate d'alumine, Al₂(SO₄)₃, 18 H₂O
 - le chlorure d'aluminium, AlCl₃, 6 H₂O
 - le perchlorure d'aluminium basique (produit WAC).

Le pH joue un rôle prépondérant dans la coagulation. Il existe un optimum de coagulation (proche du pH de solubilité minimum) pour les sels d'aluminium qui se situe entre 6 et 7,5. Pour les sels ferriques, la coagulation s'effectue dans des conditions satisfaisantes pour des **pH supérieurs à 5,5 - 6** (aucune redissolution de l'hydroxyde n'étant à craindre aux pH élevés).

A noter que ces coagulants (sels d'acide fort) sont souvent introduits dans les effluents conjointement avec de la chaux Ca(OH)₂ qui permet de réajuster si nécessaire le pH de coagulation, lequel peut chuter lors du traitement d'effluents faiblement tamponnés (faible TAC).

Les systèmes de conditionnement des eaux usées domestiques, selon les caractéristiques physico-chimiques des effluents et le type de technique de séparation mise en œuvre, pourront être aussi bien des combinaisons binaires (sels métalliques + polymère) que ternaires (sels métalliques + chaux + polymère).

111.2.2 - Cinétique de la coagulation - floculation - Dimensionnement et conception des réacteurs : étude de leurs conditions hydrodynamiques.

L'agglomération des colloïdes "déchargés", par l'intermédiaire d'électrolytes à polycations (sels de fer ou d'aluminium) dans le milieu réactionnel, fait intervenir deux phases :

- une phase "**péricinétique**", où la collision des particules, (même sans agitation) est réalisée sous l'effet de phénomènes diffusionnels (mouvement Brownien) dépendant de la température du milieu,
- une phase "**orthocinétique**", la seule intéressante en pratique, où l'on accélère la floculation par une agitation modérée du milieu, de façon à favoriser la mise en contact des particules contiguës. Cette floculation purement physique est facilitée par l'adjonction d'adjuvants polymériques, qui servent en quelque sorte de support d'accrochage aux particules colloïdales et conduisent à la formation de flocs volumineux.

- La déstabilisation chimique, par neutralisation des charges des colloïdes (coagulation), nécessite un mélange homogène des réactifs coagulants avec l'eau à traiter, ce qui implique un brassage rapide. Elle peut être réalisée parfois par l'ajout de polymères cationiques.

On pourra utiliser un mélangeur rapide (temps de passage 1 à 2 min, agitation à une vitesse de 100 à 300 tours/minute) ou s'arranger pour que le flux liquide assure une bonne diffusion des réactifs. Pour cela, on peut prévoir l'injection des réactifs chimiques dans la conduite d'amenée des effluents ou au niveau de l'ouvrage de répartition, au-dessus d'un déversoir pour que la chute assure un mélange suffisant.

- La floculation nécessite des conditions d'agitation plus modérées afin de ne pas briser les "flocs" formés.

Elle est assurée par un brassage lent dans des cuves équipées d'agitateurs à palettes entraînés par un moto-réducteur à vitesse variable (10 à 30 tr/min). Les réacteurs sont dimensionnés généralement pour des temps de passage de 10 à 20 minutes.

- Par ailleurs, il est absolument nécessaire de prévoir les points d'injection des réactifs chimiques de façon à obtenir un décalage optimum entre l'introduction du coagulant et celle du floculant, injecté toujours après. Suivant le débit à traiter et les réactifs mis en œuvre, ce décalage pourra varier entre 1 à 3 minutes.

Le mécanisme de la coagulation floculation est schématisé ci-après

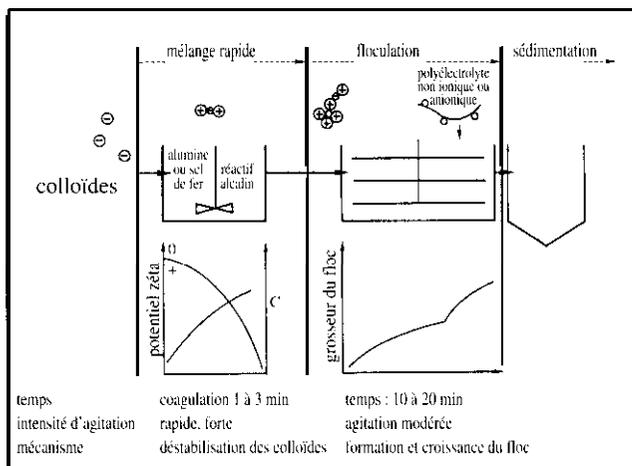


Fig. 3 - Conditions hydrodynamiques des processus de coagulation - floculation.

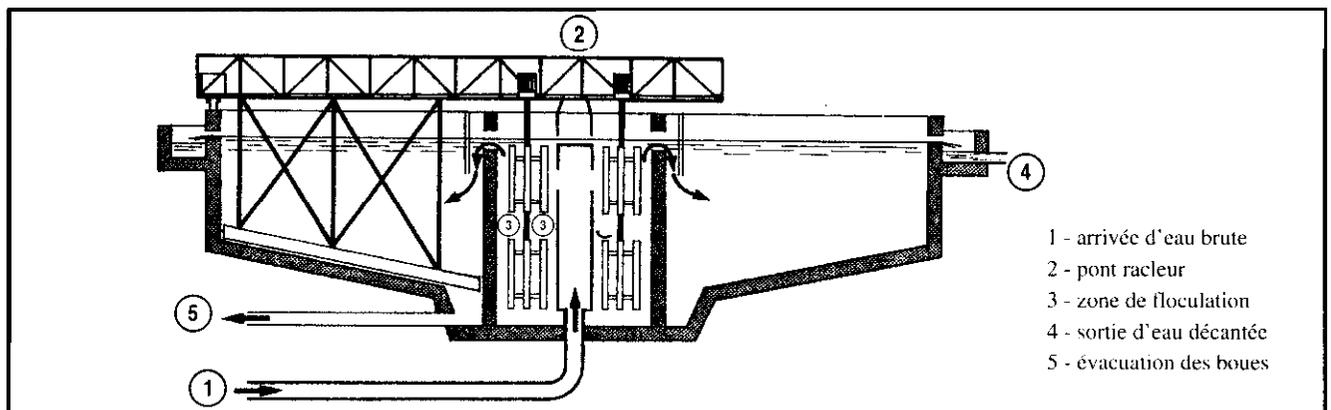


Fig. 4 - Décanteur-Floculateur raclé à entraînement périphérique.

Sur le plan de la technologie de mise en œuvre des réactifs, les coagulants sont injectés dans les effluents sous forme de solutions concentrées (à 13,14 % de fer pour les sels ferriques) à l'aide de pompes doseuses à débit variable. Pour les floculants (produits se présentant à l'état sec sous forme de poudre ou granulés) on réalise tout d'abord par dissolution dans l'eau la préparation de solutions mères à 2 à 5 g/l amenées à maturation. Ces dernières sont ensuite injectées par pompes doseuses volumétriques dans les effluents, après passage dans un hydrojecteur où l'on pratique une dilution secondaire par de l'eau propre pour les amener à une activité maximum sous la forme d'une solution diluée de 0,5 à 1 g/l ou plus.

111.3 - Les techniques de séparation des matières solides.

Analyse des aspects technologiques

Pour assurer la séparation des phases solide liquide, on utilisera des appareillages faisant appel aux mécanismes de décantation ou de flottation.

III.3.1 - Séparation des phases par décantation

Les performances de sédimentation et les taux de clarification pouvant être obtenus seront fonction :

de la charge hydraulique superficielle (ou vitesse ascendante) appliquée à l'ouvrage de décantation, en relation directe avec le temps de séjour de l'effluent dans le décanteur.

-de l'accélération de la sédimentation des matières solides, pouvant être occasionnée par l'intermédiaire d'un traitement de coagulation floculation.

Il faut noter que, suivant les procédés, la floculation pourra être séparée ou incorporée au décanteur.

Sur le plan de la technologie, trois grands systèmes de décantation pourront être proposés :

- La décantation statique

Elle est assurée dans des bassins rectangulaires ou circulaires avec ou sans raclage des boues (se reporter à ce sujet au chap. 5 des traitements primaires) qui sont généralement précédés par des floculateurs.

Dans certains cas (clarifloculateurs), les décanteurs raclés dont les hauteurs d'eau périphériques sont comprises entre

2,5 à 3,5 m, sont munis d'une chambre de floculation située au centre de l'appareil où l'on réalise le contact des réactifs avec l'eau à traiter pendant une durée de 10 à 30 minutes, par l'intermédiaire d'une agitation modérée, de façon à ne pas briser le "floc" en cours de grossissement. L'eau floculée s'écoule ensuite par de très larges ouvertures sans déversoir dans la zone de décantation périphérique où s'opère la clarification des effluents.

• **La décantation accélérée** (décanteurs à contact de boues) où pour favoriser la floculation incorporée au décanteur, on met en œuvre deux processus différents consistant :

-- **l'un**, à augmenter la concentration en particules solides, et par suite leurs chances de rencontre, par un recyclage des boues décantées. C'est le cas des décanteurs à recirculation de boues Koagulator (Passavant) Sédimat, Flocomat (Lurgi), Accélator et Turbocirculator (Degremont).

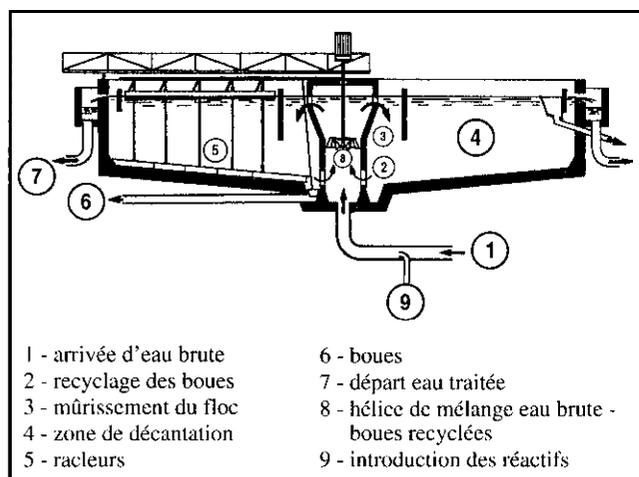


Fig. 3 - Turbocirculateur.

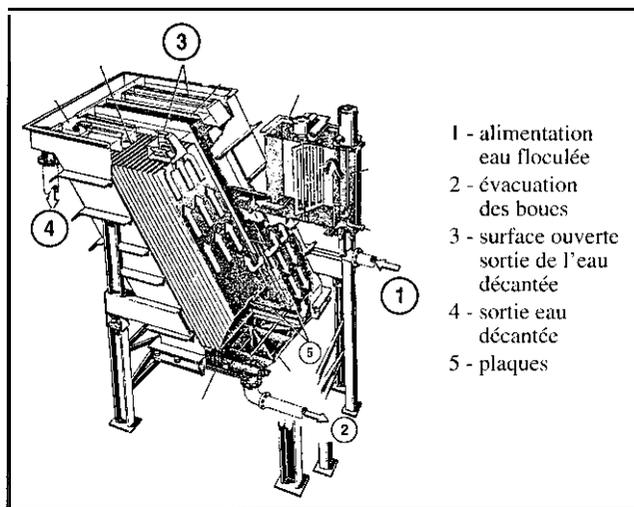
Dans ces appareils, une turbine ou une hélice au profil spécialement étudié, située à la partie supérieure de la zone de réaction centrale, fait circuler l'eau vers la zone de décantation. Une fraction des boues qui se dépose dans cette dernière est reprise par le système de recirculation pour assurer une floculation plus rapide et générer la formation d'un "floc" plus dense.

l'autre, à créer un lit de boues fluidisé qui sera traversé par l'eau floculée. C'est le cas du décanteur Pulsator de la Société Degremont, technique essentiellement appliquée pour la préparation d'eaux potables ou la clarification d'eaux de procédé.

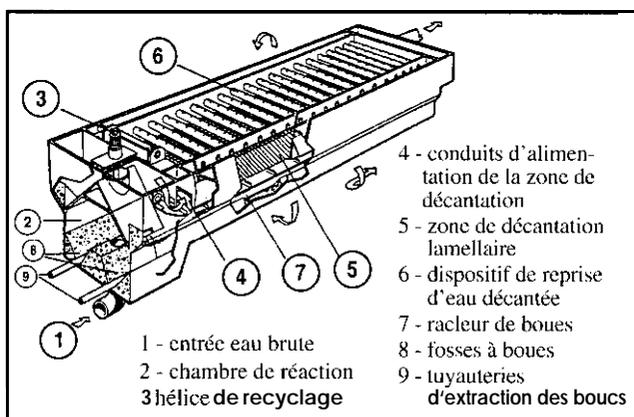
• **La décantation lamellaire**

Elle conduit à la conception d'installations très compactes où la décantation s'opère dans des ouvrages cloisonnés intérieurement par des plaques ou des tubes inclinés, dont l'effet est de réduire le trajet accompli par les particules solides pour être captées par une paroi et ainsi séparées de la phase liquide. Le principe de ces appareillages est décrit au chapitre traitement primaire.

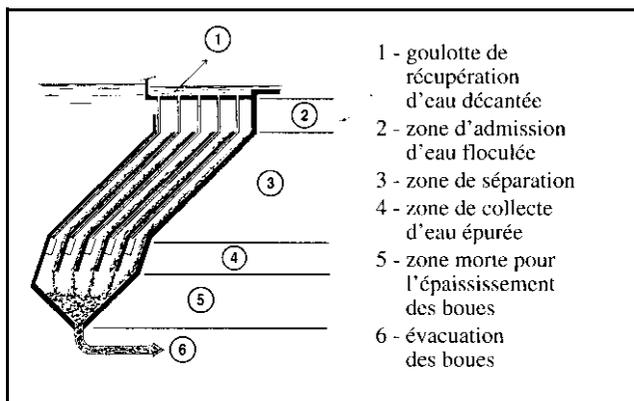
Des illustrations des principaux systèmes rencontrés figurent ci-contre.



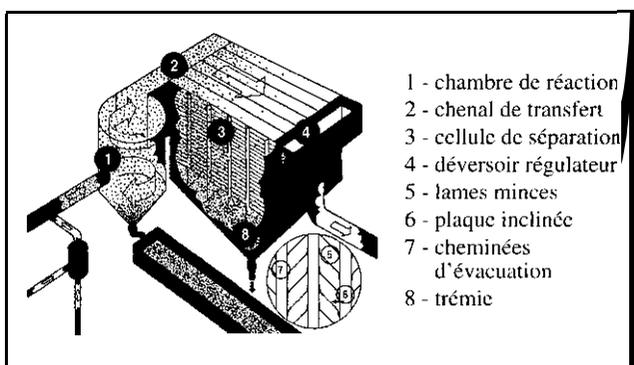
Décanteur lamellaire à contre-courant O.T.V.



Décanteur lamellaire R.P.S.



Décanteur lamellaire à co-courant Axel-Johnson.



Décanteur lamellaire à courants croisés SERPAC.

Il conviendra impérativement (et cela, quelle que soit la conception technologique des décanteurs à lames minces) pour faciliter l'exploitation de ces ouvrages, d'implanter au niveau des prétraitements un dégrillage ou tamisage fin afin d'éviter tout risque de colmatage des plaques. La collecte et l'extraction des boues déposées devront par ailleurs être étudiées avec le plus grand soin.

La faible durée de la décantation (20 min au maximum) dans ces ouvrages, limite l'épaississement des boues avant soutirage à 2 % de MS. Une amélioration importante des conditions d'épaississement est proposée par des réalisations comme celles du type Densadeg (Société Degremont) où l'on optimise la floculation et où l'on réalise un épaississement intégré des boues.

III.3.2 - Séparation des phases solide - liquide par flottation

• Principe et mécanismes théoriques de la flottation

La flottation réalise la séparation des insolubles collectés à la surface libre de l'appareillage, en utilisant la faculté de ceux-ci de se fixer à des bulles de gaz de faibles dimensions, ce qui leur confère une densité apparente plus légère que celle du milieu.

Nous rappellerons que les lois gouvernant la séparation des phases par flottation sont les mêmes que celles de la décantation.

Conformément à la formule de Stokes de la forme simplifiée :

$$v = Kd^2(\rho_s - \rho_l)$$

où v est la vitesse de séparation de la particule, du floc ou de l'agrégat par rapport à l'eau, d le diamètre moyen de la particule, ρ_s et ρ_l les masses volumiques de la particule et du liquide. on pourra augmenter les performances de séparation des particules extra fines et des colloïdes en jouant sur les deux paramètres.

• Diamètre des particules de la même façon qu'en décantation en procédant à un conditionnement chimique préalable des effluents moyennant l'apport de produits coagulants et floculants.

• Différence de densité : en effet, celle-ci dépend toujours de la nature de la particule à séparer, mais il est possible d'incorporer une certaine quantité d'air ou de gaz à cette particule ou au floc formé, de façon à provoquer une diminution de la masse volumique apparente de l'agglomérat ainsi constitué qui permettra à l'attelage "air-floc" de se séparer avec une vitesse ascensionnelle beaucoup plus élevée qu'en sédimentation.

Par ailleurs, indépendamment de l'existence de forces de liaisons au contact bulles-particules qui sont une condition nécessaire de la flottation, le fonctionnement d'une cellule est lié à la probabilité de mise en contact des bulles et des particules à séparer. Ceci explique l'importance, dans la conception d'un appareil de flottation, des choix des techniques qui permettent de maîtriser les paramètres qui régissent la dimension des bulles, l'homogénéité de répartition et la densité de leur flux.

En traitement d'eaux résiduaires par voie physico-chimique, les recherches effectuées par certains auteurs tels que Thomlisson et Fleming ont montré que les meilleures conditions de flottation sont obtenues avec des bulles dont le diamètre est de l'ordre de quelques dixièmes de millimètres.

Ces considérations éliminent, dans les applications qui nous intéressent, les appareils dans lesquels les bulles sont obtenues par simple insufflation mécanique d'air, à travers divers modèles de buses ou de dispositif de dispersion.

• Technologie des procédés de flottation

La production des microbulles de dimensions homogènes (de 40 à 80 μm de diamètre) ne peut être assurée actuellement que par deux systèmes de flottation dans lesquels la formation des bulles est fondée soit sur la technique de l'air dissous, soit sur la technique d'électroflottation.

• Flottation par air dissous ou aéroflottation

Dans la flottation par air dissous, on produit des microbulles au sein du liquide selon la technique de "pressurisation détente". Celle-ci consiste à saturer l'eau en air sous une pression de 3 à 6 bars et à détendre ensuite brutalement cette eau par retour à la pression atmosphérique pour provoquer l'apparition spontanée d'un véritable "lait de microbulles", qui, mélangé aux matières en suspension préalablement coagulées ou floculées, provoquera leur flottation.

Cette technique mise en œuvre dans les cellules de flottation Degremont et Erpac peut être pratiquée soit sur l'eau brute (pressurisation directe) de la totalité ou d'une fraction du débit, soit sur une partie de l'eau traitée recyclée (pressurisation indirecte).

Ces deux dispositions sont schématisées sur la figure n° 6 ci-dessous.

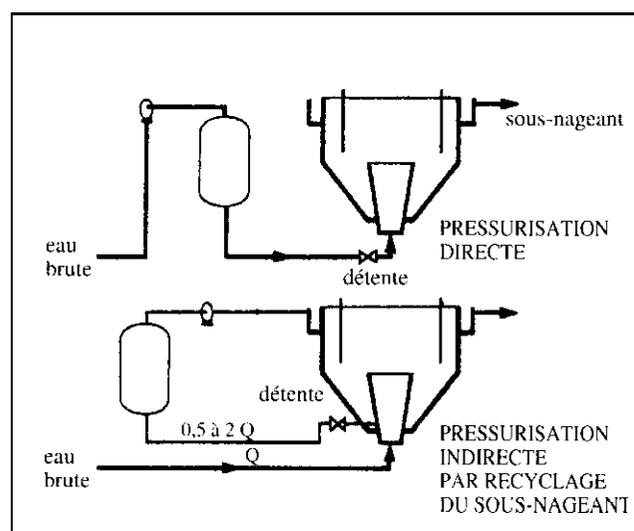


Fig. 6 - Les différents types de flottation à air dissous.

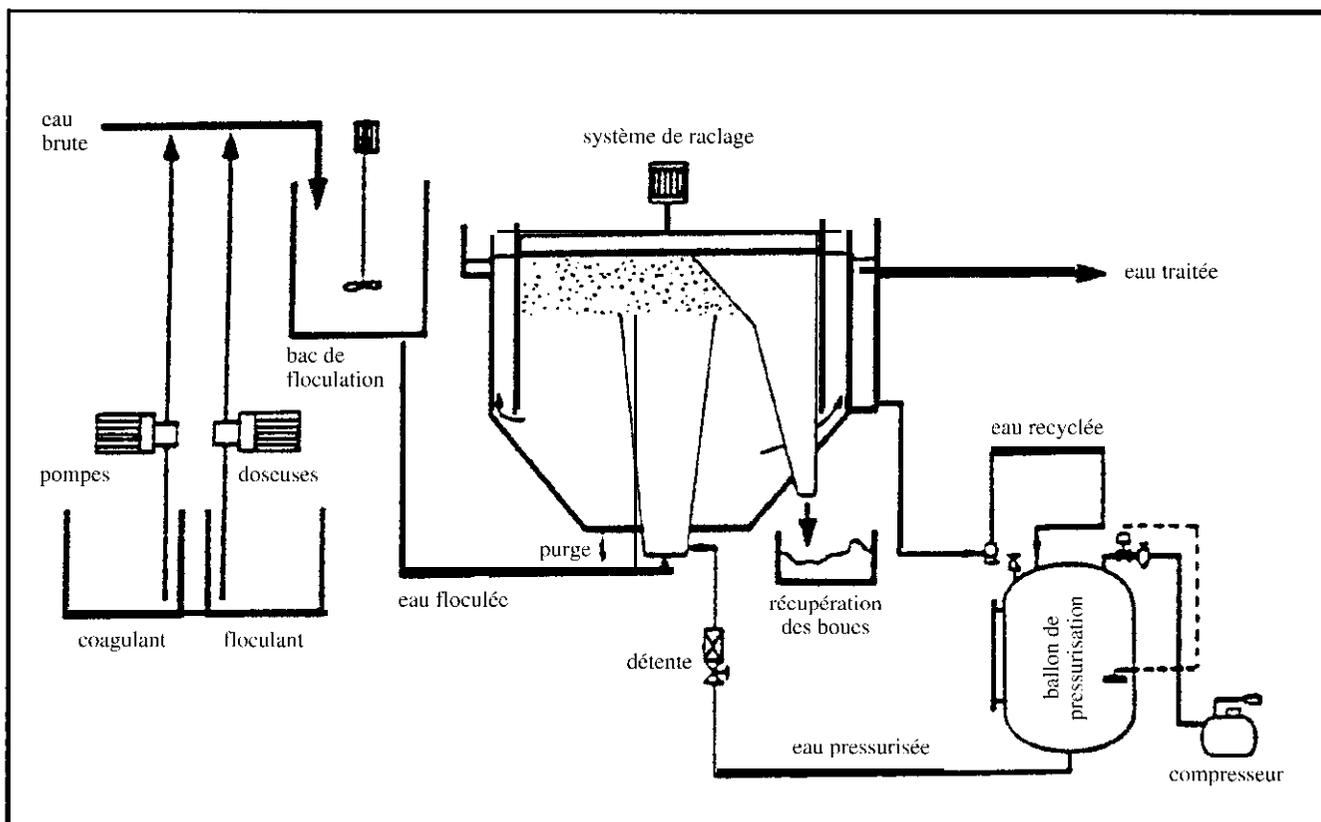


Fig. 7 - Schéma de principe d'une installation de traitement physico-chimique par aéroflottation.

La figure n° 7 indique la disposition-type d'un flottateur à air dissous et de ses ouvrages (pressurisation indirecte d'une fraction d'eau traitée recyclée) sous laquelle ce procédé est le plus commercialisé.

L'efficacité de telles installations dépend d'un certain nombre de paramètres : gradient de pression, taux de recyclage, durée de rétention dans la chambre de flottation, concentration en solides de l'eau à traiter et plus précisément du rapport A/S air-solide défini comme le poids d'air (en kg) devant être libéré par kg de solides dans l'eau résiduaire à traiter.

D'une façon générale, on favorise l'obtention d'un haut degré de clarification en procédant à un conditionnement préalable des effluents à épurer, par l'intermédiaire d'adjuvants de coagulation (sels métalliques à polycations) et/ou de flocculation (polymères organiques de synthèse).

On considère par ailleurs que trois organes sont déterminants pour les performances d'un flottateur et ce sont eux qui expliquent les différences constatées d'un appareil à l'autre.

*L'organe de pressurisation détente

Ce circuit annexe est alimenté à partir d'eau traitée recyclée par pompage en traitement physico-chimique d'eaux urbaines à un taux se situant entre 15 et 25%. Dans le ballon de pressurisation, l'eau se charge d'air dissous à une pression entre 3 et 6 bars pendant 2 à 4 minutes. L'eau ainsi saturée d'air sous pression est ensuite dirigée vers l'organe de détente contrôlée qui doit particulièrement être étudié pour éviter la formation de grosses bulles.

• L'organe de mélange entre floc et eau détendue

C'est du bon fonctionnement de cet organe que dépend l'efficacité de l'accrochage bulle-floc et par conséquent la qualité de la clarification.

• L'organe de raclage

Ce dispositif doit permettre :

- une accumulation aussi forte que possible de la boue à la surface,
- la possibilité de racler les boues avant qu'une fraction importante de l'air inclus n'ait le temps de s'échapper.

Dans la pratique, les flottateurs devront comporter des systèmes de raclage adaptés à chaque type de boue et il conviendra obligatoirement de jouer sur les paramètres tels que : vitesse, nombre de pales, nombre de goulottes de reprise des écumes.

Ils doivent souvent être équipés d'un double dispositif de raclage des boues en surface et au fond, bien adaptés au traitement d'eaux chargées en particules donnant à la fois des boues susceptibles de flotter et des boues lourdes uniquement décantables.

Du point de vue de leurs caractéristiques, les flottateurs industriels peuvent avoir une forme circulaire ou rectangulaire, avec une hauteur de 2,5 m à 4 m.

- Les appareils circulaires (fig. 8) existent selon différents modèles qui diffèrent par leur construction (en acier ou en béton), le mode d'évacuation des boues, le système d'entraînement (central ou périphérique) ainsi que la reprise de l'eau épurée (cloison siphonée, collecteur de reprise).

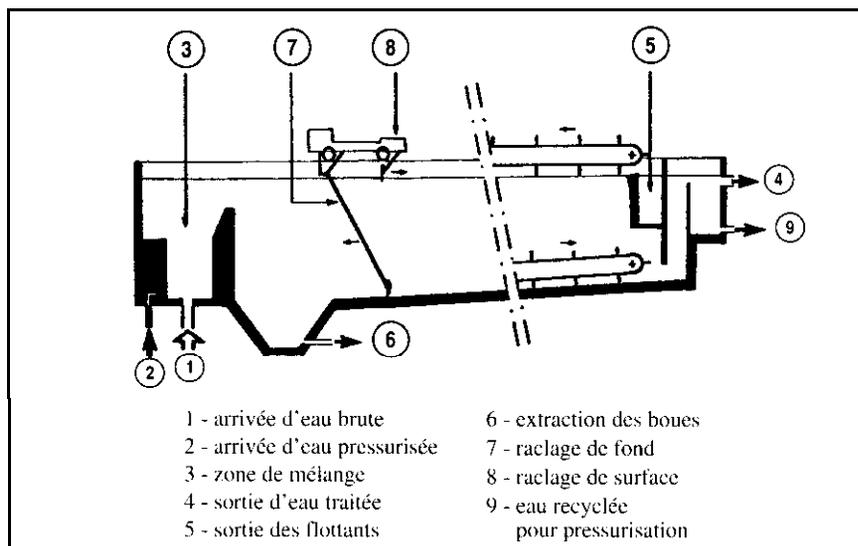


Fig. 8 - Flottateur longitudinal.

-Les appareils rectangulaires conviennent plus particulièrement lorsque les débits à traiter sont importants et la place disponible pour l'implantation limitée. On pourra alors réaliser un ensemble compact constitué du flocculateur et du flottateur équipé pour l'évacuation des boues de surface d'un racleur à chaînes, par pont mobile ou plus rarement par simple débordement.

La consommation d'énergie en Watts/h par m³ traité par la flottation à air dissous (avec 20 % de recirculation) se situe entre 40 et 60.

La figure n° 9 donne une représentation schématique de l'appareil.

• Electroflottation

C'est une technique de séparation analogue à l'aéroflottation, mais à la différence que les microbulles sont produites par électrolyse de l'eau à traiter au moyen d'électrodes appropriées. Développé essentiellement par SGTN (St-Gobain Techniques Nouvelles), ce procédé présente l'intérêt d'assurer l'homogénéité du flux tant du point de vue de la dimension (SO à 100 microns) des bulles que de leur répartition spatiale. Enfin, le débit gazeux obtenu est réglable à volonté puisqu'il est proportionnel à la quantité d'électricité fournie à la cellule.

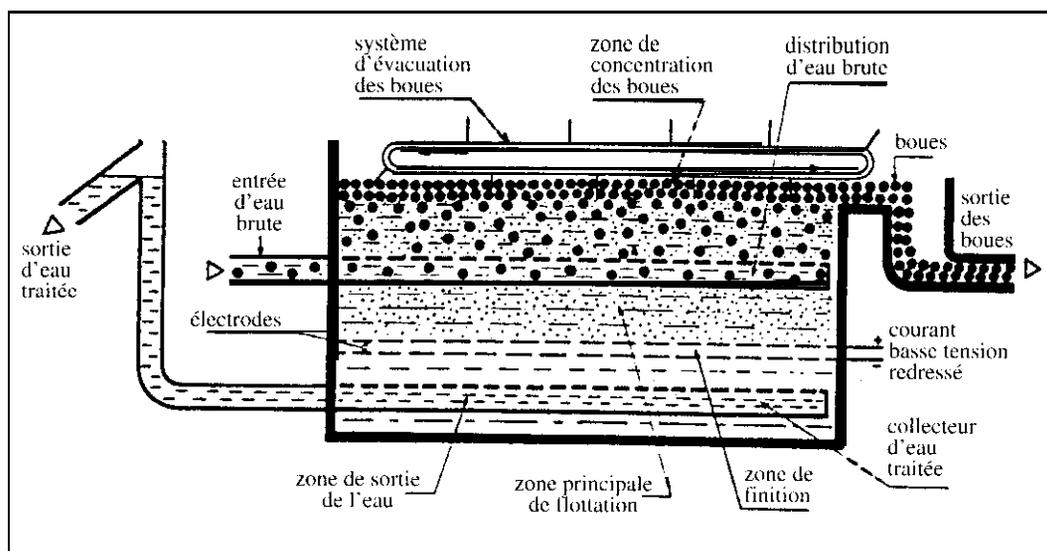


Fig. 9 - Schema de principe d'une cellule d'électroflottation.

Le point délicat de la technique réside dans la nature des électrodes utilisées : les anodes sont très sensibles à la corrosion et les cathodes à l'entartrage par décarbonatation impliquant un nettoyage périodique. La nature du métal utilisé (inox 18/10, carbone, ou mieux titane) est choisie pour obtenir une meilleure tenue à la corrosion compatible avec la composition physico-chimique des effluents à traiter.

Le groupe d'alimentation de la cellule de flottation comporte un redresseur et un transformateur qui délivrent un courant redressé de tension comprise entre 5 et 10 volts aux électrodes, suivant la conductivité de l'effluent. En pratique, les densités de courant pratiquées sont de l'ordre de 80 à 100 Ampère-heure par m² de surface d'électrode ; l'énergie électrique consommée par m³ d'eau traitée se situe entre 1.50 et 200 watts/heure.

IV - ANALYSE DES ASPECTS TECHNIQUES ET ÉCONOMIQUES DES PROCÉDÉS D'ÉPURATION PHYSICO-CHIMIQUE DES EFFLUENTS URBAINS.

NOUVELLES ORIENTATIONS

IV.1 - Efficacité - Dimensionnement et conditions d'exploitation des installations

L'expérience acquise sur de nombreuses stations physico-chimiques de toutes dimensions a montré que l'efficacité des procédés était largement dépendante :

- des caractéristiques physico-chimiques des effluents urbains (très variables d'une eau résiduaire à l'autre),
 - de la nature et des doses de réactifs mises en œuvre lors du conditionnement des effluents,
 - de la conception technologique et des conditions de fonctionnement des différents appareillages assurant la séparation des phases solide-liquide en vue de la clarification des effluents.
- Le conditionnement chimique des effluents urbains

Quelques règles générales peuvent être énoncées :

la floculation mécanique, sans apport de réactifs, améliore le contact entre les particules et par là, le rendement de la décantation statique,

-les floculants de synthèse (polymères cationiques, anioniques et non ioniques) employés seuls, n'assurent qu'une séparation partielle des matières en suspension.

-une bonne clarification des eaux résiduaires urbaines implique nécessairement un conditionnement avec des sels métalliques entrant en combinaison binaire (avec un polymère le plus souvent anionique) ou éventuellement ternaire (adjonction en complément de chaux dans le cas d'effluents à faible TAC)

Un choix approprié et un dosage suffisant de ces réactifs ainsi qu'une séparation des phases solide-liquide bien conçue, permettront l'obtention de façon fiable d'une eau traitée correspondant au niveau c de la circulaire du 4 novembre 1980.

Le dosage de l'ensemble des réactifs minéraux s'inscrit généralement dans la fourchette de 100 à 300 g/m³ et les polymères entre 0,5 et 2 g/m³ pour atteindre cet objectif de qualité.

Il est extrêmement important de noter que l'on ne peut procéder au choix du meilleur conditionnement chimique et fixer avec rigueur les dosages des réactifs à mettre en œuvre, sans procéder à des tests de contrôle au stade du laboratoire.

On aura recours essentiellement aux essais traditionnels du type "Jar-test", consistant à introduire dans une série de bechers contenant l'eau à traiter, divers réactifs à des dosages croissants, dans des conditions d'agitation bien déterminées.

On jugera visuellement de la qualité de la coagulation et floculation (dimensions des floccs) et l'on appréciera par des mesures de turbidité et de la teneur des matières en suspension résiduelles dans le surnageant, la qualité de la clarification.

On peut utiliser avec succès également la technique d'électrophorèse (emploi du Zéta-mètre), qui permet de suivre l'évolution progressive du potentiel Zéta des particules, en fonction du dosage croissant de coagulants introduit dans le milieu réactionnel.

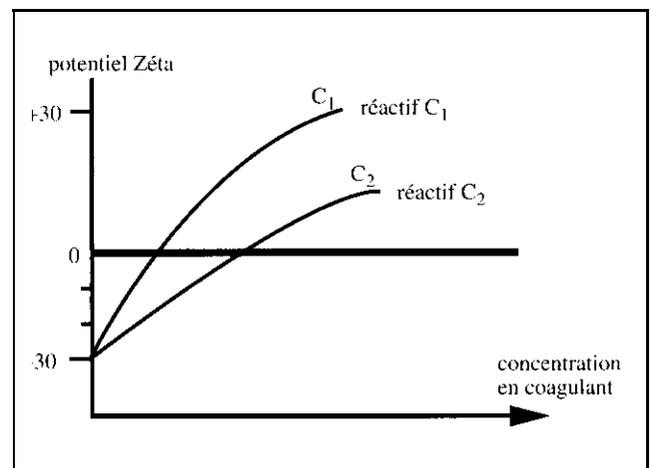


Fig. 11 - Détermination expérimentale du conditionnement chimique (nature et taux de traitement).

La coagulation se produisant théoriquement lorsqu'on atteint le point isoélectrique, on peut très aisément procéder au choix des meilleurs réactifs (sels métalliques, floculant cationique) et définir rigoureusement les dosages.

*Notion de régulation du traitement physico-chimique : asservissement des ajouts de réactifs chimiques

Une bonne maîtrise de l'épuration physico-chimique implique que l'on puisse maintenir une efficacité constante en fonction des débits et charges de pollution reçus par l'installation et que l'on ait la possibilité de moduler les performances en fonction des besoins en agissant sur les dosages de réactifs. C'est tout l'intérêt d'une régulation du procédé qui est rendue possible grâce aux asservissements fiables économisant les réactifs tout en permettant l'optimisation des résultats et la simplification de l'exploitation.

D'une façon générale, dès l'instant où la station est équipée d'un dispositif de comptage, l'injection de réactifs proportionnellement au débit est aisée, et pratiquement toutes les stations sont équipées selon ces dispositions.

Il existe aussi des dispositifs d'asservissement en fonction des concentrations de l'effluent en substances polluantes, le plus simple et le moins cher (mais le moins précis) étant le système par horloges, basé sur le découpage de la journée en tranches horaires correspondant à des caractéristiques de l'effluent estimées constantes et sur la reproductibilité journalière de ces variations.

D'autres, plus élaborés, tout en restant très fiables, suivent pratiquement en continu l'évolution de la pollution. Certains sont liés à la mesure de la turbidité (système LCPC), à un test automatique de floculation en continu (autofloc d'Eur Control), ou encore à une mesure continue "on line" des trois variables : densité optique dans le visible et dans l'ultraviolet, débit entrant dans la station (système écofloc d'OTV).

Un asservissement élaboré facilite le travail des exploitants, tout en évitant les erreurs humaines ; selon le système mis

en œuvre, on peut tabler sur une économie de réactifs de 10 à 40 %.

• Dimensionnement des ouvrages de clarification :

Des essais statiques au stade du laboratoire sont indispensables pour définir, en fonction des caractéristiques physico-chimiques des eaux urbaines à traiter, le dimensionnement de la clarification. Ces essais n'ont cependant qu'une portée orientative et il est souvent nécessaire de les compléter par une expérimentation dynamique en pilotes installés sur les sites. Ceci permettra dans le cadre d'un projet de fixer tous les critères de dimensionnement, les conditions optimales d'exploitation de la future installation ainsi que les performances pouvant être atteintes.

Le tableau ci-après fournit, pour les procédés physico-chimiques d'épuration des rejets urbains, les valeurs des critères de dimensionnement et d'exploitation généralement adoptées en fonction du système de clarification considéré,

Type d'ouvrage de clarification	Caractéristiques principales	Floculation	Charge hydraulique superficielle/Qm débit moyen horaire m ³ /m ² .h	Concentration des boues extraites g/l
Décantation statique	à flux horizontal à flux vertical	en tête en tête ou intégrée	1 à 1,5	30 à 40
Décantation accélérée	à circulation de boues à lit de boues	intégrée intégrée	2 à 3	30 à 40
Décantation lamellaire	système contre-courant co-courant courants inverses	en tête	15 à 20 (25)	10 à 20
	système contre-courant à recirculation des boues avec épaissement gravitaire intégré	en tête	15 à 20	40 à 60
Flottation	aéroflottation électroflottation	en tête	5 à 10	40 à 70

• Performances épuratoires

Une station d'épuration physico-chimique des eaux urbaines permet, dans de bonnes conditions d'exploitation, de viser les rendements épuratoires ci-après :

- DCO et DBO, entre 65 et 80 %
- MeST entre 85 et 98 %
(en fonction du séparateur)
- Phosphore entre 70 et 95 %
- Azote entre 10 et 15 %
- Détergents anioniques entre 50 et 70 %
- Matières grasses entre 80 et 95 %

En France, le parc de stations urbaines de type physico-chimique est constitué d'une centaine d'installations réparties en zones balnéaires (Méditerranée, Océan) et en haute montagne (Alpes en particulier). L'éventail des capacités concernées, la variété des technologies appliquées et des stratégies d'utilisation s'avèrent très large.

Ce tableau indique les résultats d'exploitation obtenus sur quelques stations françaises

Station	Capacité	Type de séparateur	Filière eau						
			Dosages appliqués (mg/l)			Rendements obtenus %			
			Sel	Chaux	Polymère	DBO ₅ mg/l	DCO mg/l	MeST	SO ₄ ⁻
Cassis (13)	18.000	d.l.m.	FeCl ₃ 90 à 100	40 à 50	0.5	58078	68 à 74	88 à 93	85 %
Cannes (06)	250.000	d.l.m.	FeCl ₃ 33 (13 h/g)	-	33 (13 h/g)	57	87	79	
Vallauris (06)	30.000	d.l.m.	FeSO ₄ 250	200	1	82	82	83	
La Lanse les Meures (83)	12.000	d.l.m.	FeCl ₃ 100	50	1	-	70	90	-
Canet en Roussillon (83)	79.000	flott.	Al ₂ (SO ₄) ₃ 250 à 300	-	0.5	phys. ch. 62 à 79 total st. 72 à 83	phys. ch. 64 à 79 total st. 73 à 82	phys. ch. 91 à 94 total st. 81 à 87	-
Propriano (20)	7.000	d.l.m.	FeCl ₃ 170	180	1	70	70	91	94
La Baule (44)	125.000	d.c.	Al ₂ (SO ₄) ₃ 220 à 260	-	1.8 à 2.3	00	76.5	92	-
St-Jean de Monts (85)	45.000	d.c.	FeSO ₄ 400 FeClSO ₄ 50 à 150	-	1.2 à 1.8	-	84 à 78	env. 90	
Talmont St Hilaire (85)	4.000	flott.	Al ₂ (SO ₄) ₃ 210	-	1.4	70 à 85	71 à 78	70 à 90	
Cap Breton Messager (40)	22.000	d.c.	-	-	-	phys. ch. 83 ensemble 87	phys. ch. 44 ensemble 91	phys. ch. 85 ensemble 93	∴
Briançon (06)	45.000	flott.	FeClSO ₄ 116	0.6	0.6	phys. ch. 75 ensemble 87	phys. ch. 71 ensemble 91	phys. ch. 86 ensemble 93	-
Megève (74)	30.000	d.l.m.	FeCl ₃ nuit 100 jour 140 pointe 180	-	0.7 d 0.8		74	95	
St-Etienne en Cheveluy (85)	7.000	flott.	Al ₂ (SO ₄) ₃ 107		1.2	phys. ch. 53 ensemble 87	phys. ch. 59 ensemble 91	phys. ch. 00 ensemble 93	94
Val d'Isère (73)	15.000	d.c.							
Grand Ballon (96)	2.000	flott.	FeClSO ₄ 340 à 1.000	-	1 à 2	97	78 à 83	82 à 98	93
Moulins (86)	4.000	d.c.	FeCl ₃ 240	100	2	81	77	87	99

IV.2 - Aspects économiques

Pour l'investissement :

Les coûts de premier établissement des stations d'épuration physico-chimiques sont largement dépendants non seulement de la capacité de traitement des installations mais également et surtout de la technologie mise en œuvre au niveau de la clarification des effluents (décantation statique, lamellaire ou aéroflottation) et de la déshydratation mécanique des boues (filtration sous pression élevée, à pression progressive ou centrifugation).

Par ailleurs la couverture ou non des ouvrages entre en ligne de compte. Les stations en enceinte fermée qui offrent une meilleure intégration dans l'environnement s'avèrent d'une façon générale plus onéreuses que les stations à l'air libre. On situe le surcoût entre 10 et 30 % pour les cas les plus difficiles. Sur la base des considérations développées ci-dessus, on peut tabler sur des coûts d'investissement à l'équivalent-habitant de 300 à 500 F pour des capacités entre 10.000 et 50.000 habitants (hors amortissement).

Pour l'exploitation :

Dans l'ensemble, les charges de fonctionnement varient dans la fourchette 0,85 F et jusqu'à 1,5 F/m³ d'eau traitée. Les dépenses les plus importantes relèvent des postes main-d'œuvre et réactifs chimiques de conditionnement des effluents et des boues issues de l'épuration.

La main-d'œuvre représente entre 25 et 40 % du coût global de fonctionnement en fonction de la capacité de traitement et de l'automatisme des installations.

Le poste réactif pèse le plus lourd. Il représente entre 30 et 50 % des charges d'exploitation. Des économies peuvent être réalisées par la recherche d'un conditionnement chimique adapté et optimisé des effluents et des boues. C'est dans cette optique que s'inscrit le développement récent des modes de régulation asservissant l'ajout des réactifs à la charge polluante à traiter.

Les dépenses énergétiques varient en fonction du type de séparation et de la capacité des installations. On peut tabler au m³ d'eau traitée sur des coûts de 0,05 à 0,1 F/m³ en décantation pour 0,25 à 0,25 F/m³ en aéroflottation.

Il ne faut pas oublier par ailleurs, dans le coût global de fonctionnement, les autres frais que représentent l'entretien et la maintenance et surtout les frais occasionnés par l'évacuation des boues déshydratées en fonction de leur dévolution finale qui est généralement la mise en décharge et parfois, pour les grandes agglomérations, l'incinération. On situe ces frais divers dans une fourchette de pourcentage entre 5 et 20 % du coût global d'exploitation.

IV.3 - Nouvelles orientations des procédés physico-chimiques

Les traitements physico-chimiques des effluents urbains, conduisent à des emprises au sol. réduites par rapport aux traitements biologiques traditionnels (boues activées lits bactériens). On considère que la réalisation d'installations de faible encombrement constitue un avantage important pour l'intégration des ouvrages dans le site, leur couverture et la facilité de lutte contre les odeurs et le bruit. Du fait de leur faible efficacité sur l'élimination de la pollution dissoute. les performances épuratoires de ces traitements sont par contre inférieures à celles obtenues par un procédé biologique qui restitue une eau traitée dont la qualité correspond au niveau e.

Si l'on vise l'obtention d'un degré d'épuration équivalent ou plus élevé, le traitement physico-chimique devra obligatoirement être complété d'une épuration biologique de finition. Une combinaison très intéressante. car efficace et souple, est celle constituée par les procédés physico-chimiques couplés à une épuration biologique d'affinage sur lits immergés (bio-filtration sur cultures fixées) qui s'accommode de faibles espaces ce qui permet d'obtenir des ensembles très compacts en enceinte fermée (cas par exemple des stations d'épuration de Briançon et de Super-Devoluy).

LES TRAITEMENTS SECONDAIRES DES EFFLUENTS URBAINS

1. - PRINCIPES GÉNÉRAUX DES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

1.1 - Définition des phénomènes biologiques sous l'aspect du traitement des eaux usées

L'utilité des traitements biologiques est essentiellement de réaliser l'élimination des composés organiques oxydables et de l'azote ammoniacal. Certains procédés particuliers permettent également l'élimination de l'azote nitrique et même

du phosphore. Le traitement par voie biologique de la pollution organique dissoute constitue le mode de traitement secondaire des effluents urbains et de certaines eaux usées industrielles le plus couramment utilisé en raison de son efficacité et de sa relative universalité.

Le tableau ci-après met en évidence l'efficacité relative des traitements primaires, physico-chimiques et biologiques pour les principaux paramètres décrivant la pollution d'origine domestique.

	Matières décantables	Matières en suspension (MeS)	DCO	N	P	Coliformes fécaux
Décantation primaire	90	50	2-3(2-30)	10-15(10-15)	< 10	< 90
Traitement physico-chimique	100	80-90	50-70	15-20	> 90	90
Traitement biologique	100	> 90	50-90	25(90)*	30(90)*	90-99

(*) Applications particulières, cf. chapitres consacrés à l'élimination de l'azote et du phosphore.

Les acteurs des traitements biologiques sont des bactéries hétérotrophes, contaminant banalement les eaux usées. Leur développement sous forme de culture libre ou fixée va permettre l'oxydation biologique des matières organiques qui constituent la pollution soluble.

Ces bactéries utilisent comme substrat préférentiel les matières organiques carbonées qui sont mesurées par la DBO₅ (fraction biodégradable soluble de la pollution d'une eau usée).

Au stade cellulaire, les opérateurs biochimiques sont les systèmes enzymatiques qui équipent les bactéries de l'épuration. En aérobiose, l'oxydation intracellulaire se réalisera aux dépens de l'oxygène dissous dans l'eau. Les produits de dégradation seront CO₂, H₂O, NO₃⁻. En anaérobiose, il y aura transfert de l'hydrogène du combustible brûlé à un accepteur d'hydrogène autre que l'oxygène moléculaire. Les produits de dégradation seront du type acide acétique ou ses homologues de la série grasse.

Il faut considérer que quoique théoriquement l'épuration biologique des eaux usées biodégradables puisse s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie, c'est en fait la voie aérobie qui est universellement utilisée pour les effluents faiblement concentrés par suite de sa supériorité évidente. Du fait du caractère beaucoup plus exothermique du métabolisme aérobie, le processus est plus rapide et plus complet, avec, comme contre-

partie la production d'une masse cellulaire plus importante également.

Signalons cependant que le traitement anaérobie d'une eau résiduaire (appelé encore méthanisation) s'envisage comme premier étage biologique pour éliminer 70 à 80 % de la pollution carbonée lorsqu'il s'agit d'épurer des eaux usées bien biodégradables et assez concentrées (DBO, > 3000 mg/l). De bons exemples se rencontrent dans l'industrie agro-alimentaire en particulier.

1.2 - Mécanismes de l'élimination de la pollution par voie biologique aérobie

Le traitement biologique d'une eau usée s'effectue dans une sorte de réacteur où l'on met en contact des microorganismes épurateurs et l'eau à épurer.

Si la culture est en suspension dans un bassin aéré on parlera de procédé à boues activées. Si la culture est fixée ou retenue sur un support solide on parlera de procédé du type lit bactérien ou bio-filtre bactérien.

Biologiquement parlant, les mêmes phénomènes aérobie interviennent dans les deux types de réacteurs.

Dans tous les cas, le réacteur est alimenté en effluent d'une manière continue ou semi-continue, les micro-organismes

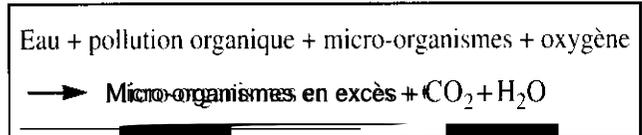
sont nourris par les matières organiques et transforment les polluants :

par adsorption ou absorption des matières polluantes sur le floc bactérien,

par conversion en matière cellulaire : croissance de la culture bactérienne et des micro-animaux associés,

par oxydation en CO_2 et H_2O qui produit l'énergie nécessaire au fonctionnement et à la production de nouveau matériau cellulaire.

Le bilan global de la métabolisation de la matière organique est le suivant :



Environ un tiers de la matière organique de l'eau usée doit être oxydée pour produire l'énergie requise. En conséquence, deux tiers subsistent sous forme de boues en excès (biomasse épuratrice générée).

Si la séparation des phases d'eau épurée et de boues en excès est convenablement réalisée, c'est de 85 à plus de 90 % de la charge organique introduite qui peuvent être soustraits de l'eau à traiter en un temps très court. Il subsiste toujours un résidu soluble non ou peu biodégradable dans les conditions du procédé appliqué.

1.3 - Grandeurs caractéristiques du traitement biologique

1.3.1 - Notion de charge spécifique

L'étude fine des mécanismes relevant de la biochimie cellulaire ne peut être entreprise dans un tel ouvrage. Nous rappellerons que MONOD dans sa thèse (1942) a formulé les premiers modèles permettant de décrire la croissance bactérienne (et l'épuration biologique). On retiendra simplement que la cinétique des processus biologiques aérobies est réglée par les proportions relatives des réactifs : matière polluante, microorganismes, oxygène.

La charge organique est une notion fondamentale qui exprime le rapport :

$$\frac{\text{Quantité de pollution apportée par unité de temps}}{\text{Quantité de biomasse épuratrice}}$$

Elle s'exprime habituellement en terme de demande **biochimique** en oxygène DBO_5 mais les méthodes récentes de dimensionnement des installations se réfèrent plus volontiers à la demande chimique en oxygène DCO .

L'unité de temps est le jour, ce qui est une échelle convenable et permet de négliger les variations de flux à l'intérieur de la journée.

La biomasse qui participe au traitement n'est pas composée que de microorganismes viables actifs. Elle comporte des corps bactériens morts et des microparticules biologiquement

inertes. Dans la pratique, on utilise deux unités lorsqu'il s'agit de bactéries en suspension : les matières en suspension sèches (MS) et les matières en suspension volatiles (MV) qui représentent plus directement la biomasse viable du réacteur.

D'autre part, comme il est difficile d'estimer quantitativement la biomasse immobilisée dans un lit ou un biofiltre bactérien, on préfère rattacher la quantité de pollution appliquée au volume du réacteur (exprimé en m^3).

Retenons les deux expressions que prend la charge organique :

Pour les cultures en suspension : (également appelée charge massique C_m)	ou	$\text{kg DBO}_5/\text{kg MV.jour}$ $\text{kg DCO /kg MV.jour}$
Pour les cultures fixées (également appelée charge volumique C_v)	ou	$\text{kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ jour}$ $\text{kg DCO /m}^3 \text{ jour}$

Le tableau ci-dessous indique les charges communément utilisées pour les biomasses en suspension :

Nom conventionnel désignant le procédé	Boues activées $\text{kg DBO}_5 / \text{MV.j}$
Aération prolongée (très faible charge)	0.05 - 0.10
Faible charge	0.10 - 0.20
Moyenne charge	0.20 - 0.50
Forte charge	0.50 - 1.50

De toute évidence un procédé à faible charge exige un grand volume de bassin ou de matériau de garnissage.

1.3.2 - Paramètres de process

La définition d'une unité de traitement biologique est d'abord basée sur le flux polluant reçu exprimé en kg DBO_5 , kg DCO , kg N organique par jour. Le flux hydraulique, qu'il est nécessaire de connaître plus finement au niveau de ses variations horaires (m^3/h), intervient secondairement pour dimensionner l'ouvrage de séparation liquide-solide nécessairement associé au réacteur biologique.

En fait, la vraie question à se poser est : quelle quantité de **biomasse** épuratrice est requise pour réaliser l'épuration d'une eau de qualité donnée jusqu'à un niveau prescrit ?

Le calcul des éléments du traitement et le dimensionnement de tous les ouvrages du traitement biologique dépendent directement de ce choix et en particulier :

- la production de boues qui détermine la filière de traitement des boues,
- les besoins en oxygène qui déterminent la nature et la puissance des équipements d'aération.

Dans la pratique, on définit en plus de la charge organique : la production spécifique de boues.

- la consommation spécifique d'oxygène.

La charge organique appliquée gouverne ces deux derniers paramètres.

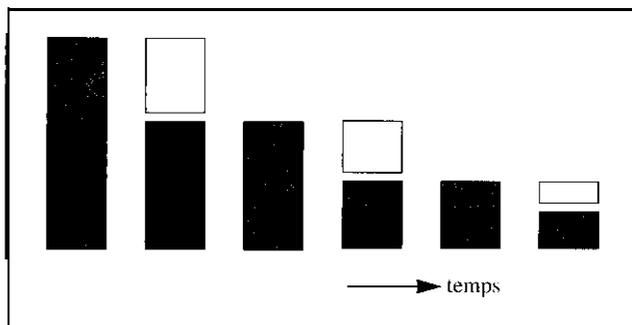
I.3.3- Relation entre charge organique spécifique et production de boues

La production de boues en excès se mesure en matière sèche (MS) et s'exprime en kg MS/kg DBO, éliminée.

La production de boues résulte de deux mécanismes distincts :

- croissance bactérienne
- auto-oxydation des bactéries

Le deuxième phénomène correspond au fait qu'une fraction du matériel cellulaire synthétisé meurt et libère par autolyse du substrat réutilisable pour faire croître de nouvelles bactéries, etc. En conséquence, la quantité de matériel cellulaire transformé en CO₂ et H₂O par oxydation augmente avec le temps, ce que traduit le schéma ci-dessous



- Substrat
- Nouvelles cellules bactériennes
- CO₂ et H₂O

Succession des étapes symbolisant l'auto-oxydation des bactéries : la biomasse synthétisée devient substrat réutilisable et ainsi de suite jusqu'à stabilisation finale

Une autre notion importante est corrélée à la production de boues : le temps de rétention moyen des bactéries dans le réacteur biologique.

Cette notion connue sous le vocable d'âge des boues exprime le rapport :

$$\frac{\text{Quantité de boues en aération}}{\text{Quantité de boues extraite par jour}} \quad (\text{en jours})$$

Pour des boues activées, ces trois paramètres (charge, âge des boues, production de boues) se situent comme indiqué dans le tableau ci-dessous :

charge organique kg DBO ₅ /kg MV.j	Age de boue Jour	Production spécifique de boue kg MS/kg DBO ₅
0.05	33	0.6
0.10	14	0.7
0.20	6	0.8
0.50	2	1
1.00	0.8	1.2

On retiendra donc que l'un des paramètres fondamentaux de choix d'une charge organique est la production spécifique de boues :

la quantité et la qualité des boues sont directement fonction de l'âge des boues.

De plus, on observera que :

une faible production de boues permet de limiter sérieusement le coût d'exploitation,

-que les procédés à faible charge produisent peu de boues ; de plus ces boues sont stabilisées par oxydation et donc potentiellement moins nuisantes.

1.3.4 Relation entre charge organique spécifique et consommation d'oxygène

La consommation d'oxygène résulte de la somme de trois termes :

- oxydation directe des matières organiques,
- oxydation indirecte (matières organiques issues des corps cellulaires lysés : respiration endogène de Monod),
- oxydation de l'ammoniaque (nitrification).

La consommation d'oxygène correspondant au premier terme (environ 1/3) de la matière organique directement oxydée (production d'énergie cellulaire) est indépendante de la charge organique du procédé et correspond environ à 0,6 kg d'oxygène par kg de DBO₅ entrant dans le système.

Pour ce qui concerne la consommation indirecte ou respiration endogène, celle-ci varie de 0,1 à 0.9 kg O₂/kg DBO₅ selon l'âge des boues.

Le tableau ci-après donne les consommations indirectes spécifiques pour diverses charges organiques usuelles

Charge organique kg DBO ₅ /kg MS.j	Production spécifique kg MS/kg DBO ₅	Consommation spécifique indirecte kg O ₂ /kg DBO ₅
0.05	0.6	0.90
0.10	0.7	0.80
0.20	0.8	0.65
0.60	1.0	0.30
1.00	1.2	0.13

On remarquera que les procédés à faible charge produisent certes peu de boues mais consomment beaucoup d'oxygène (donc d'énergie).

La troisième composante liée à l'oxydation de l'azote ne s'applique que lorsque l'âge des boues est suffisamment élevé pour permettre le développement des microorganismes nitrifiants (charge massique inférieure à 0,25 pour un procédé à boues activées). Chaque kg d'azote nitrifié demande 4,5 kg d'oxygène, ce qui correspond à une consommation spécifique de 0,9 kg d'O₂ / kg de DBO₅ pour une eau résiduaire urbaine (ratio 0,2 kg N/kg DBO₅).

1.3.5 - Critères de sélection de la charge à appliquer pour un traitement

Sachant que les fortes charges correspondent aux plus petits volumes de bassin, mais s'accompagnent d'un important traitement de boues, on prendra en considération :

- la production de boues du double point de vue quantitatif et qualitatif,
- la nécessité de nitrifier ou non (obligation de faible charge dans ce cas).

On notera qu'une épuration à moyenne charge produira un effluent dont la qualité sera suffisante pour un cours d'eau doté d'un bon pouvoir auto-épurateur et pour lequel l'azote n'est pas un paramètre déclassant.

La qualité de l'effluent sera essentiellement déterminée par le fonctionnement du clarificateur faisant office de séparateur liquide-solide. Au-dessus de trois jours d'âge de boues, les substances dissoutes résiduelles atteignent un niveau stable. A forte charge il existe toujours un risque de dérapage de la qualité du traitement.

Le tableau ci-dessous donne l'équivalence de la DBO_5 pour 10 mg de MeST de l'eau épurée (en fonction de la charge).

Co kg DBO_5 /kg MS.j	DBO_5 en mg/l (pour 10 mg/l de MeST)
$0,05 < Co < 0,15$	2,5
$0,15 < Co < 0,5$	4
$Co > 0,8$	5

1.4 - Influence des conditions du milieu sur les phénomènes biologiques aérobies

1.4.1 Besoins en éléments nutritifs

Les microorganismes épurateurs aérobies banaux ne sont pas très exigeants, cependant ils demandent des apports minima en azote et phosphore qui sont satisfaits dans les eaux usées domestiques.

Les biomasses spécialisées aérobies ou anaérobies sont beaucoup plus sensibles aux conditions de milieu, ainsi les apports en oligo-éléments qui peuvent prendre une certaine importance.

Dans le cas d'une épuration biologique mixte d'eaux résiduaires industrielles et urbaines, on veillera à respecter des apports tels que $DBO_5/N/P = 100/5/1$ et on corrigera éventuellement les déséquilibres.

1.4.2 Température

Les variations de température affectent les processus biologiques. Les températures basses ralentissent l'activité des populations bactériennes et plus particulièrement les biomasses spécifiques nitrifiante ou méthanogène.

En aérobiose, l'élévation excessive de température n'est jamais favorable car elle agit négativement sur la dissolution de l'oxygène dans l'eau.

1.4.3 Toxicité - Septicité

De nombreuses substances ont un effet toxique sur l'activité bactérienne. Il peut y avoir inhibition partielle ou totale de l'épuration selon la nature de la substance incriminée et sa concentration.

En milieu rural on craindra surtout des rejets de purins concentrés en ammoniac ou des rejets de pesticides divers.

En milieu urbain, le risque est constant : apports de fuel, de polluants organiques et minéraux déversés au niveau des zones industrielles. Le problème des métaux lourds est préoccupant car ils viennent contaminer les boues et s'opposer à leur utilisation agricole.

Au cours de leur séjour dans les égouts les eaux usées peuvent entrer en fermentation et devenir septiques, la plupart du temps parce qu'elles séjournent trop longtemps (réseaux d'égouts comportant de nombreux postes de relevage).

L'activité bactérienne peut se trouver profondément altérée par de tels effluents dont le potentiel d'oxydo-réduction devient négatif (cf. diagramme).

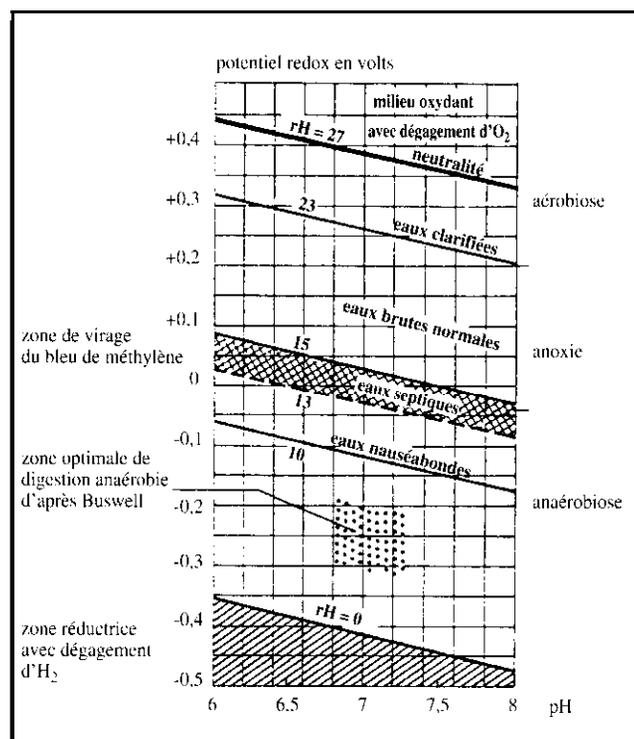


Diagramme du potentiel d'oxydo-réduction en fonction du pH des eaux polluées.

II. - L'ÉPURATION BIOLOGIQUE PAR L'INTERMÉDIAIRE D'UNE BIOMASSE LIBRE EN SUSPENSION. TRAITEMENT PAR BOUES ACTIVÉES

11.1 Rappels historiques. Principe

Le procédé à boues activées consiste en une intensification du processus d'auto-épuration des cours d'eau. Il repose sur la constatation suivante : une eau d'égout dans laquelle on fait barboter de l'air voit se développer rapidement une flore bactérienne au détriment des matières organiques polluantes présentes.

Le procédé a été développé à l'origine par ARDERN et LOCKETT en 1914 au ROYAUME-UNI. Dans des conditions adéquates d'aération, ces microorganismes se multiplient et s'agglomèrent en petits flocons qui se déposent lorsque l'on arrête l'aération. Cette masse a été appelée "floc bactérien". Si, après vidange de l'eau épurée, on recommence l'opération avec une nouvelle charge d'eau usée, en conservant la boue formée précédemment, l'épuration se révèle plus rapide,

d'où l'idée de recycler les boues au cours d'un traitement en continu. Du fait de leurs propriétés particulières, ces boues furent appelées boues activées.

Le principe du procédé consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation) en brassant suffisamment le milieu pour éviter la décantation des flocons et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des microorganismes.

Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables et sera toujours suivi d'un clarificateur qui assurera la séparation de l'effluent épuré d'avec les boues; celles-ci seront recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer la concentration permanente et en partie extraites (excès) vers le traitement des boues.

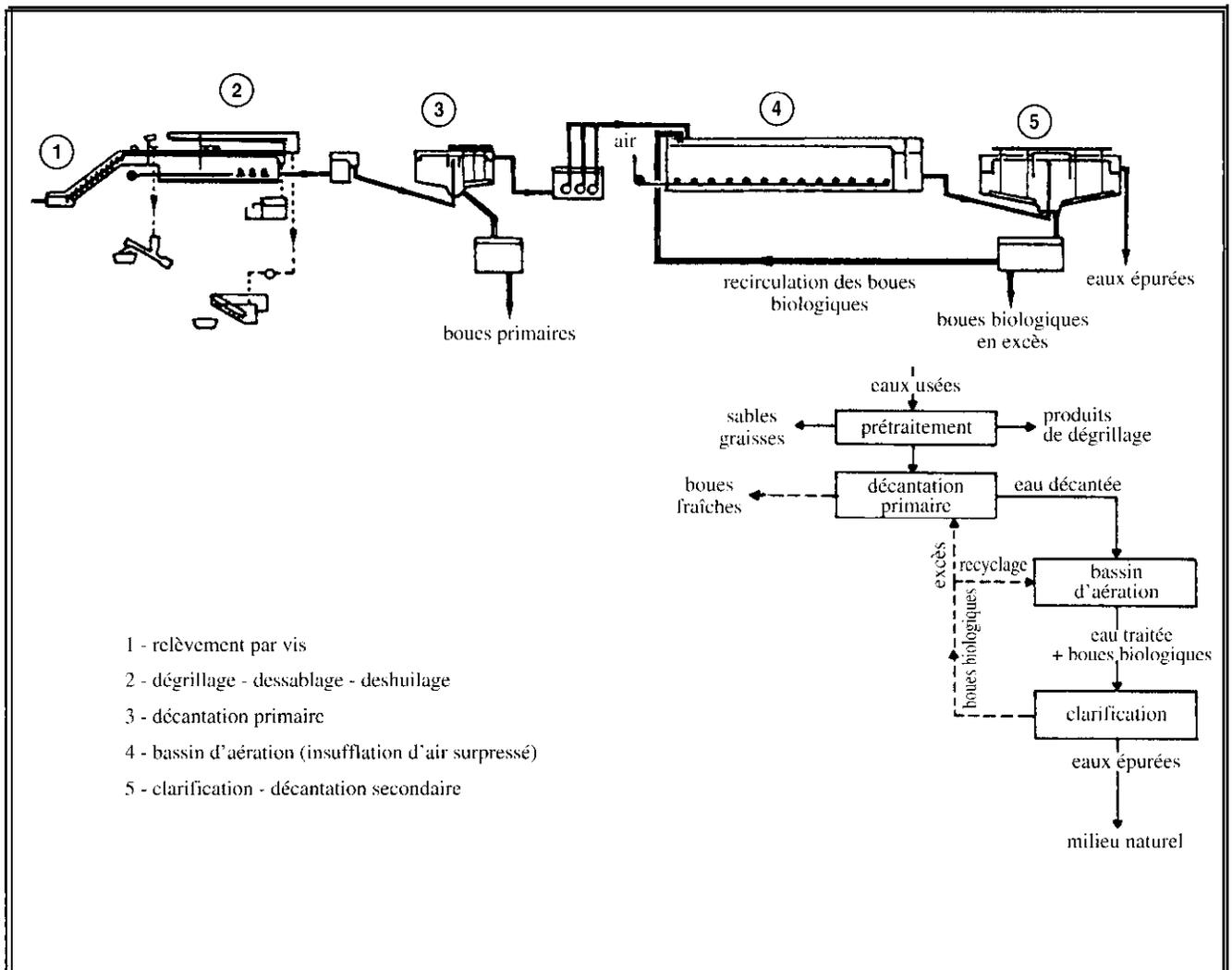


Schéma de fonctionnement d'un traitement par boues activées.

La boue activée apparaît comme une suspension de particules floconneuses (de quelques 1/10 de mm à quelques mm de diamètre), ou floc, constitué de bactéries, de matières organiques inertes ou minérales, maintenues par une substance mucilagineuse, produit de l'activité bactérienne. Une boue activée normale contient également une microfaune abondante de protozoaires et petits métazoaires.

Les populations microbiennes des boues activées sont complexes et ne peuvent se définir qu'au moyen des principaux groupes écologiques : bactéries, champignons, protozoaires et métazoaires.

L'essentiel de l'épuration est dû à des bactéries aérobies Gram-négatives, mobiles, parmi lesquelles nous citerons : *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Flavobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*. Il faut également signaler certaines espèces dont la présence est gênante dans la mesure où elles interviennent pour contrarier la décantation des boues : ce sont les bactéries filamenteuses dont l'espèce la plus connue est le *Sphaerotilus*. Ces bactéries se développent souvent dans les milieux déséquilibrés en azote et riches en éléments facilement assimilables ou dans les réseaux septiques.

La microfaune est représentée surtout par des protozoaires, organismes prédateurs de taille comprise entre 20 et 200 microns. On y trouve des Flagellés, des Rhizopodes et surtout des Ciliés. Les métazoaires, de taille supérieure (100 à 150 microns) sont peu représentés ; ce sont surtout des Rotifères, parfois des Nématodes et des vers Oligochètes.

La plupart des protozoaires des boues activées sont bactériophages. Ils semblent présenter une certaine spécificité et de plus, ne se nourrissent que de bactéries disponibles, c'est-à-dire non floculées (en suspension ou à la surface du floc). De ce fait, ils peuvent jouer un rôle important dans la clarification des effluents.

L'examen de la microfaune prédatrice est très révélateur de l'état d'une boue activée et il constitue pour un biologiste le plus sûr moyen de diagnostiquer le fonctionnement d'un bassin de boues activées et de connaître les éventuelles solutions à apporter en cas de mauvais fonctionnement.

II.2 - Caractérisation des différents ouvrages du procédé à boues activées

112.1 Bassin d'aération

Le bassin d'aération constitue le cœur même du procédé, dans lequel s'effectue le métabolisme bactérien à l'origine du phénomène aboutissant à l'épuration.

*Éléments de calcul du dimensionnement du bassin d'aération. Notions relatives à la charge de fonctionnement d'un réacteur biologique

L'étude de l'évolution d'une culture bactérienne a mis en relief que les différentes phases de croissance d'une colonie bactérienne étaient, en fait, conditionnées par le rapport entre la quantité de pollution à détruire et la masse d'éléments épurateurs en présence.

– Dans le domaine de l'épuration des eaux usées par boues activées, ce rapport, qui garantit une qualité déterminée de traitement, est appelé charge massique (C_m).

La charge massique s'exprime par le rapport entre la pollution appliquée journalièrement, en kg DBO₅, et la masse de matière épuratrice, en kg de poids sec des boues contenues dans le réacteur biologique :

$$C_m = \frac{L_0 Q}{S_t \cdot V}$$

avec C_m en kg DBO₅/kg MeST/j

V (m³) : volume du bassin d'aération
 S_t (kg/m³) : concentration en MeST des boues en aération
 L_0 (mg/l) : concentration moyenne en DBO₅ de l'eau à traiter
 Q (m³/j) : débit journalier d'eaux résiduaires à épurer
 $L_0 \cdot Q$ (kg DBO₅/j) : charge polluante journalière traitée.

Pour être plus près de la réalité, certains auteurs rapportent le poids journalier de DBO₅, non pas à la totalité des matières sèches S_t mais aux seules matières organiques (ou volatiles) S_v . Si la boue contient $\beta\%$ de matières organiques :

$$S_v = \beta S_t$$

$$C'_m = \frac{L_0 Q}{S_v \cdot V} = \frac{L_0 Q}{\beta S_t V} = \frac{C_m}{\beta}$$

C'_m exprimé en kg DBO₅/kg MVS.j

– Un second rapport, également pris en considération, est appelé charge volumique (C_v) ; il correspond au quotient du poids journalier de DBO₅ appliqué, rapporté au volume unitaire du bassin d'aération :

$$C_v = \frac{L_0 \cdot Q}{V}$$

C_v est exprimé en kg DBO₅/m³.j

En fait, ces deux charges sont liées par la concentration des boues maintenues en aération. En effet, le poids des boues pris en compte, dans l'expression de la charge massique, est égal au produit du volume d'aération par la concentration en boues (ou en matières organiques de ces boues), de sorte que cette concentration correspond au rapport C_v/C_m .

Certains auteurs font état de l'âge de la boue, rapport entre la masse des boues présentes dans le réacteur et la masse journalière de boues en excès :

$$A = \frac{S_t}{\delta S_t} \text{ ou } \frac{S_v}{\delta S_v}$$

L'âge des boues est inversement proportionnel à la charge massique.

Dans la pratique, la charge massique peut varier dans des limites très étendues, allant de 0,05 à 5, ce qui représente un rapport de 1 à 100 dans le poids des matières cellulaires actives en suspension, pour un même poids de DBO.

Il en résulte évidemment de grandes différences dans les vitesses de réaction, qui caractérisent, en définitive, les nombreux procédés d'épuration à boues activées, et dont dépendent les performances obtenues.

• les **procédés conventionnels** fonctionnent à une charge moyenne généralement comprise entre :

$$0,2 < C_m < 0,5 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MeST.j}$$

$$0,6 < C_v < 1,5 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3.\text{j}$$

• les **procédés à haute charge** correspondent :

$$\text{à } C_m > 0,5 \text{ généralement entre } 1,5 \text{ et } 2,5$$

et à des $C_v > 1$ pouvant atteindre 5 6 en particulier dans les procédés de traitement à l'oxygène pur

• les **procédés fonctionnant à faible et très faible charge** c'est-à-dire en **aération extensive ou prolongée**

-En faible charge on opère à des charges :

$$0,07 < C_m < 0,2$$

$$0,35 < C_v < 0,6$$

-A très faible charge :

$$C_m < 0,07$$

$$C_v < 0,35$$

On utilise l'expression aération prolongée de préférence à celle d'oxydation totale, car cette dernière impliquerait une transformation complète de toute la matière organique en composés gazeux ou minéraux solubles et, par conséquent, l'absence totale de boues en excès, ce qui n'est jamais le cas.

En variante de ces procédés à boues activées on pratique aussi le **lagunage aéré, procédé extensif** caractérisé par une charge volumique inférieure à 0. l et une concentration faible. et variable, de boues, car on ne pratique pas de recyclage de boues secondaires. De ce fait, et malgré les longs temps de séjour, la charge massique peut être élevée.

Dans le cas d'eaux résiduaires urbaines sans apports industriels, moyennement polluées ($150 < \text{DBO} < 350 \text{ mg/l}$), on peut atteindre après une parfaite clarification, un rendement d'épuration de la DBO_5 , de l'ordre de :

aération prolongée et faible charge massique $r = 95 \%$

moyenne charge $r \approx 90 \%$

-forte charge $r \leq 85 \%$

• **Technologie de l'aération. Les dispositifs d'oxygénation et de brassage**

Pour que l'épuration soit optimale, il faut fournir l'oxygène nécessaire pour satisfaire les besoins. mais encore s'assurer que cet élément atteint toutes les cellules actives et peut les pénétrer.

Les systèmes d'aération ont par suite deux importantes fonctions à remplir :

introduire une quantité déterminée d'oxygène dans l'eau. nécessaire à la satisfaction des besoins correspondant à l'oxydation des matières organiques polluantes apportées par l'effluent, et à la destruction des matières cellulaires lors de la phase de respiration endogène,

-brasser la suspension de boues activées pour en assurer l'homogénéité et éviter les dépôts.

Ils sont constitués d'un appareil ou d'un ensemble d'appareils placés dans un bassin de volume et forme déterminés et destinés à dissoudre dans l'eau un certain poids d'oxygène généralement emprunté à l'air en jouant le double rôle d'aérateur et de mélangeur.

Les dispositifs utilisés de nos jours dans les stations d'épuration pour remplir cette double fonction sont :

-les aérateurs de surface.

-- les systèmes à injection d'air,

-et les systèmes à base de pompes.

• **Besoins théoriques en oxygène**

(Ce problème a déjà été évoqué au paragraphe I.3.4). Les bactéries constituant la boue activée ont besoin d'oxygène, d'une part pour se nourrir et se développer à partir d'une certaine quantité de pollution consommée (L_e) et d'autre part, pour répondre aux besoins de leur métabolisme de base qui correspondent à la respiration endogène et qui sont proportionnels à la biomasse active de boue en aération (S_e).

La quantité théorique d'oxygène est la somme de celle nécessaire à la synthèse, et de celle nécessaire à la respiration endogène. Elle est traduite par la relation :

$$q \text{ O}_2 \text{ (kg/j)} = a' L_e + b' S_e$$

avec :

L_e = quantité de pollution détruite (kg DBO_5/j)

S_e = quantité de matière cellulaire en aération (kg MVS)

a' = consommation d'oxygène à des fins énergétiques (kg $\text{O}_2/\text{kg DBO}_5$)

b' = consommation d'oxygène pour l'auto-oxydation (kg $\text{O}_2/\text{kg MVS}$)

a' et b' sont des coefficients respiratoires mesurables à l'échelle du laboratoire par des techniques respirométriques. Les valeurs de a' et b' varient selon les caractéristiques des eaux résiduaires et en fonction des charges massiques appliquées.

A titre indicatif, le tableau ci-contre résume les valeurs de ces coefficients pour une eau urbaine.

C_m	Valeur de a'	Valeur de b'
$< 0,1$	0.66	0.06
0.1	0.65	
0.15	0.62	0.07
0.2	0.6	
0.3	0.56	
0.4	0.53	
$> 0,5$	0.5	1.2

• **Notion de transfert d'oxygène. Qualité des systèmes d'aération. Critères de comparaison**

L'apport d'oxygène dans une eau se fait par contact intime entre l'air et l'eau. A l'interface des deux fluides, la couche limite monomoléculaire se sature en oxygène dès sa formation, en même temps que s'amorce la diffusion des gaz vers des couches d'eau plus profondes.

La vitesse de diffusion suit **la loi de Fick** :

$$\frac{d_m}{d_t} = K_L A \frac{d_c}{d_t}$$

La quantité de substance d_m qui diffuse dans l'unité de temps dt à travers une interface A , est déterminée par la constante de diffusion K_L et par le gradient de concentration

$$\frac{d_c}{d_t}$$

Si les concentrations sont exprimées en mg/l et la vitesse en mg/l.h, K_L a la dimension de h-t.

$K_L \cdot A_L$ est appelé **coefficient de transfert**.

Les possibilités d'oxygénation des systèmes d'aération peuvent se caractériser à l'aide d'un certain nombre de critères d'évaluation de leur qualité et l'on pourra les comparer en opérant dans des conditions standards ou normales d'aération c'est-à-dire :

- en eau pure.
- à la température de 10°C,
- sous la pression atmosphérique normale de 760 mm Hg,
- à une teneur en oxygène dissous constante de 0 mg/l.

Les critères d'évaluation utilisés sont les suivants :

- **La capacité d'oxygénation nominale CO**, qui se définit comme étant la quantité d'oxygène exprimée en g/m³ fournie à l'eau pure en une heure, à une teneur d'oxygène constante et nulle, une température de 10°C et une pression atmosphérique de 760 mm de mercure.

L'équation suivante permet de calculer la valeur de la capacité d'oxygénation.

$$\frac{d_c}{d_t} = 11,25 \frac{1}{t_1 - t_0} \log \frac{C_s - C_0}{C_s - C_1} \cdot \sqrt{\frac{K_{10}}{K_t}}$$

- C_s teneur en O₂ à la saturation en g/m³
- C_0 teneur en O₂ au début de l'expérience, en g/m³
- C_1 teneur en O₂ au bout du temps t
- 11,25 saturation en O₂ à 10°C, en g/m³
- $t_1 - t_0$ durée d'observation en heure

$$\frac{d_c}{d_t} = \text{C.O. en g/m}^3 \cdot \text{h}$$

K_{10} et K , coefficients de diffusion à 10°C et $t^\circ\text{C}$

Si on pose $C_s - C_0 = D_0$ et $C_s - C_t = D_t$, déficits en O₂ à l'instant initial et à l'instant t , on a :

$$\text{C.O.} = 11,25 \times 2,3 \frac{1}{t_1 - t_0} \log \frac{D_0}{D_t} \cdot \sqrt{\frac{K_{10}}{K_t}}$$

La relation entre D_0 et D_t , reportée sur coordonnées logarithmiques donne une droite en fonction du temps dont la pente $\text{tg } \alpha$ caractérise la vitesse de dissolution de l'oxygène :

$$\text{C.O.} = 25,9 \text{ tg } \alpha \cdot \sqrt{\frac{K_{10}}{K_t}}$$

L'importance de l'apport d'oxygène dépend:

- de la valeur des interfaces entre l'air et l'eau et du renouvellement de celles-ci.
- du gradient d'oxygène entre l'air et l'eau,
- du temps disponible pour la diffusion de l'oxygène.

- **L'apport spécifique nominal du système d'aération** qui est la quantité d'oxygène en kg O₂ que l'on peut introduire en dépensant une énergie de 1 kWh.

S'il s'agit de l'énergie effectivement consommée aux bornes du moteur d'entraînement du système d'aération, il s'agit de l'apport spécifique brut ; si, au contraire, on fait intervenir l'énergie mesurée à l'arbre du système mécanique d'aération, en tenant compte du rendement du moteur et des dispositifs de transmission (poulies, réducteurs, etc.), il s'agit alors de l'apport spécifique net.

- **L'apport horaire nominal** correspond à la quantité en kg O₂/h que l'on peut introduire dans un bassin avec le système d'aération considéré.

Cet apport horaire est égal au produit de la capacité d'oxygénation par le volume du bassin.

-Enfin **le rendement d'oxygénation** (dans le cas d'une insufflation d'air) est le pourcentage de la masse d'oxygène effectivement dissous par rapport à la masse d'oxygène insufflé pour un système à air surpressé. Il a l'avantage d'éliminer de la comparaison le paramètre "rendement du surpresseur d'air utilisé" qui est indépendant des diffuseurs d'air proprement dits.

Le tableau ci-après fournit les apports spécifiques bruts ASB en eau claire de divers systèmes d'aération (mesures CEMA-GREF).

	Systèmes d'aération	ASB en kg O ₂ /kWh absorbés			Hauteur d'eau (mm) (fourchettes)	Observations
		Valeurs extrêmes	Fourchettes usuelles	Moyenne		
Aérateurs de surface	Turbines lentes	0,8-2,2	1,2-1,9	1,50		
	Turbines rapides	0,6-1,4	0,8-1,2	1,0		
	Brosses	0,8-2,3	1,3-1,9	1,55	1,4 1,7	Petit diamètre 0,7-0,85 m Grand diamètre 1-1,05 m
Système à injection d'air	Grosses bulles	0,5-1	-	0,75	2-3	Pas de mesure
	Moyennes bulles	0,7-1,5	0,8-1,3	1,05	2,5-3	
	Moyennes bulles + turbines de fond	0,7-1,2	-	1	2-3,5	Pas de mesure
	Fines bulles + agitation mécanique	1,8-3,3	2-3	2,5	2,5-3,5	Une seule variante testée
Système à base de pompes	Jets	0,8-1,15	-	0,95	-	Pas de mesures
	Ejecteurs (pompe immergée et prise d'air atmosphérique)	0,4-0,9	0,55-0,65	0,6	2-3	
	Ejecteur (pompe immergée et prise d'air surpressé)	0,8-2,3	-	-	3,5-7	Le meilleur résultat est obtenu pour une hauteur d'eau de 7 m
	Turbines des déprimogènes	0,1-0,8	0,5-0,7	0,6	-	

Comparaison de la qualité des différents systèmes d'aération.

Il est important de noter que le couple aérateur-bassin est indissociable et que toute performance d'un système d'aération doit s'accompagner de la définition complète du couple.

On sait en effet que, par exemple, de très bonnes performances d'oxygénation peuvent être obtenues pour des conditions exceptionnelles : forte puissance au m³ de bassin pour des aérateurs de surface ou faible débit par diffuseur pour des systèmes à fines bulles.

• Passage des conditions nominales aux conditions effectives

Dans la pratique, les conditions d'utilisation des dispositifs d'aération sont toujours différentes des conditions standards. On ne travaille pas dans de l'eau pure, mais dans un liquide chargé de boues activées.

En effet, les conditions effectives d'emploi d'un dispositif d'aération varient d'une station de traitement à une autre, à la fois en fonction des conditions géographiques et climatiques locales, des conditions de fonctionnement déterminées par le constructeur et plus ou moins bien appliquées par l'exploitant, de la nature de l'eau résiduaire et de sa composition plus ou moins variable dans le temps.

Le passage des conditions nominales aux conditions réelles d'utilisation s'effectue à l'aide d'un coefficient correcteur T à appliquer aux critères définis ci-dessus :

conditions effectives = conditions nominales $\times T$

ce coefficient T étant lui-même le produit de trois coefficients secondaires $T_p \cdot T_d \cdot T_r$

• T_p (appelé souvent α dans la littérature anglo-saxonne) est un coefficient d'échange eau pure liqueur mixte qui dépend :

- de la nature de l'eau, en particulier de sa concentration en tensio-actifs, graisses, etc,

de la concentration en matières en suspension de la boue activée dans le mélange actif,

- du système d'aération lui-même (diffusion d'air à fines ou grosses bulles ou aération de surface par turbines, brosses, etc.) et de la forme du bassin.

En première approximation et pour les stations classiques épurant des eaux résiduaires urbaines, on peut prendre en compte les valeurs suivantes :

fines bulles : 0,70 à 0,75

- moyennes ou grosses bulles : 0,80 à 0,85

aération mécanique : 0,90 à 1

Pour des eaux résiduaires industrielles, la valeur de T_p peut être très différente de celle d'une eau urbaine, du fait de sa composition. Dans ce cas, il faut pratiquer une détermination en laboratoire.

• T_d : coefficient de déficit en oxygène (appelée souvent β) est le rapport des déficits d'oxygène dans les conditions effectives d'emploi et les conditions standards.

Le déficit en oxygène est la différence entre la valeur à saturation de l'oxygène dissous et la teneur en oxygène effectivement maintenue dans le bassin.

$$\text{On définira } T_d = \frac{C_s - C_x}{C_{10}}$$

avec :

C_s : saturation en oxygène possible dans les conditions effectives d'emploi, dépendant de la salinité, de la température et de la pression atmosphérique

C_x : teneur en O_2 effectivement maintenue dans le bassin

C_{10} : saturation en O_2 en eau pure à 760 mm Hg et à 10°C , soit 11,27 mg/l

Si C_x est une donnée d'exploitation que l'on peut fixer (le plus souvent à une valeur de 1 à 2 ppm) et C_{10} une valeur fixe (11,27 ppm), C_s est influencé par la composition de l'eau, sa salinité, la température, etc.

• T_t : coefficient de vitesse de transfert tenant compte de l'accélération ou du ralentissement des échanges gaz-liquide du fait d'une variation de la température du milieu par rapport à celle définie dans les conditions standards.

Une élévation de température accélère les échanges entre les deux fluides.

$$T_t = 1,024^{t-10} \text{ ou test exprimé en } ^\circ\text{C}$$

En conclusion, dans les conditions effectives de travail des boues activées, la capacité d'oxygénation d'un milieu par rapport à celle donnée dans les conditions standards sera multipliée par le produit des sous-coefficients que nous venons de définir.

$$T = T_p \times T_d \times T_t \quad 0,6 \text{ à } 0,7 \text{ dans le cas d'un effluent urbain pour une eau à } 15^\circ\text{C} \text{ et une salinité de } 1 \text{ g/l.}$$

• Les différentes techniques d'aération :

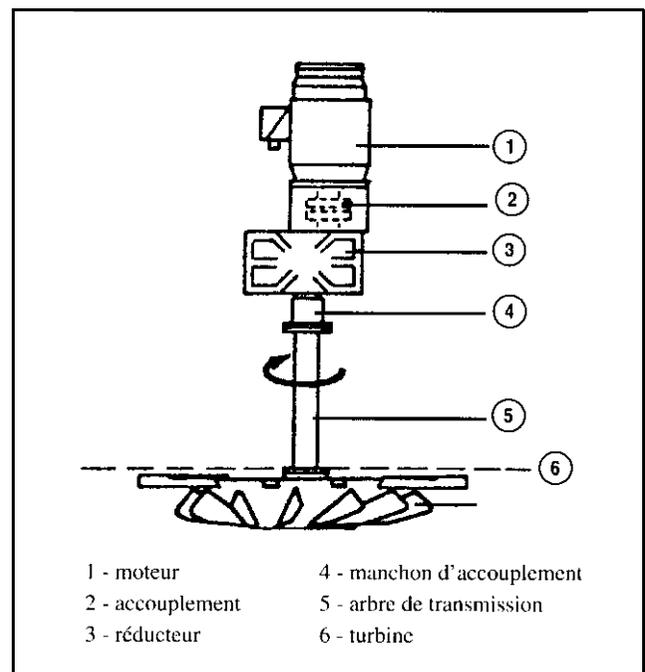
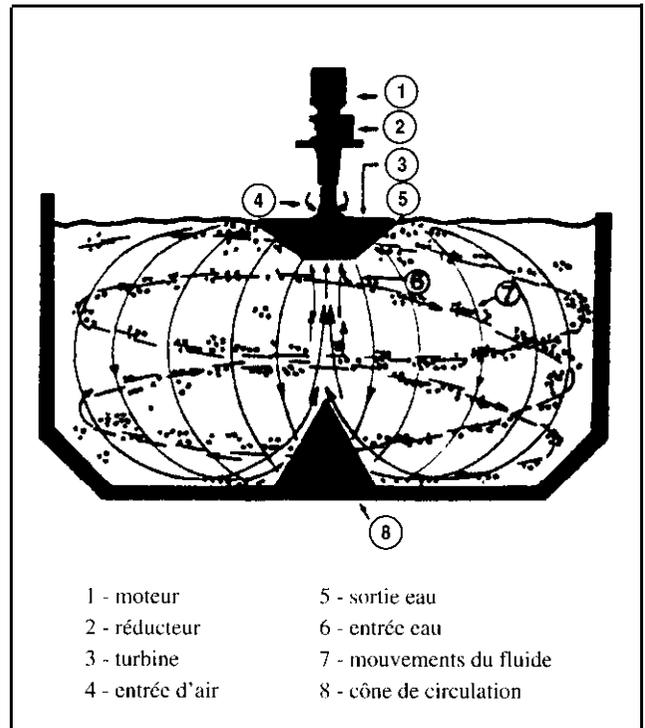
Aération de surface

Les aérateurs de surface sont dominants sur les petites et moyennes stations et sur les lagunes, rares sur les stations d'épuration de grande taille.

Il s'agit d'appareils qui assurent principalement la dissolution de l'oxygène par projection dans l'air de l'eau à aérer. L'introduction dans la masse liquide des bulles formées lors de la retombée de l'eau projetée et le renouvellement de la surface libre du liquide, interviennent aussi dans l'efficacité.

On distingue trois types d'aérateurs de surface : la turbine lente, la turbine rapide et la brosse.

• La turbine lente est un aérateur à axe vertical dont la vitesse périphérique varie généralement de 4 à 6 m/s. Ces appareils aspirent l'eau par leur base inférieure, par l'intermédiaire ou non d'une cheminée, puis la projettent latéralement. Elles créent donc principalement un mouvement circulaire de l'eau dans le plan vertical.



Aérateur de surface à axe vertical et à vitesse lente (Turbine Activator Degrémont).

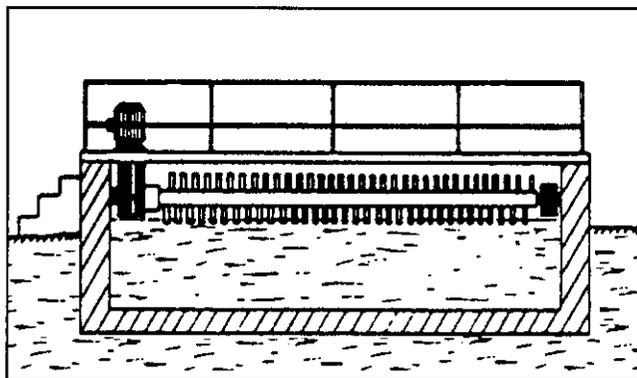
On distinguera les turbines "ouvertes" constituées de pales fixées sous un plateau ou soudées directement sur l'arbre et les turbines "fermées" encore appelées turbines à canaux où les pales sont entourées par un carter en délimitant des canaux à travers lesquels l'eau est guidée.

Elles sont généralement installées au centre de leur zone d'action au milieu d'un bassin de forme régulière, solidaires d'une passerelle.

- La turbine rapide est un aérateur à axe vertical à grande vitesse (750 à 1800 tr/min) entraîné directement par le moteur, sans réducteur intermédiaire ; corrélativement, l'hélice, généralement placée à l'intérieur d'une cheminée, est de faible diamètre.

Ce type d'aérateur beaucoup mieux adapté au lagunage qu'aux bassins de boues activées, est la plupart du temps monté sur flotteurs.

- La brosse est un aérateur à axe horizontal et à vitesse lente qui se compose d'un axe dénuyé portant des pales partiellement ou totalement immergées en position basse et relié à un motoréducteur. Sa vitesse de rotation est habituellement comprise entre 60 et 90 tr/min.



Aérateur à axe horizontal en brosse.

Ce type de dispositif d'oxygénation équipe généralement des chenaux qui peuvent avoir différentes formes (circulaire, annulaire) et sections. Par rapport au sens du courant, les brosses peuvent être disposées avec des inclinaisons diverses : perpendiculaires, obliques, voire parallèles et sont généralement équipées de déflecteurs dont le rôle est de prolonger le temps de contact air-eau en réinjectant l'émulsion dans la masse liquide.

Les performances d'un aérateur de surface pour ce qui concerne en particulier l'apport spécifique d'oxygène nominal (en kg O₂/kWh) sont fonction :

- des caractéristiques de l'aérateur lui-même et notamment de sa vitesse et de son immersion,
- et des caractéristiques du couple aérateur-bassin :
 - puissance spécifique,
 - géométrie, forme et dimensions du bassin.

Un facteur particulièrement important est la puissance spécifique c'est-à-dire la puissance consommée, ramenée au m³ de bassin ; jusqu'à une limite de 70 à 80 W/m³, son augmentation améliore l'apport spécifique.

La géométrie du bassin et sa forme ont aussi une grande incidence.

Si nous considérons les mouvements circulaires de l'eau (rotation dans un plan horizontal et giration dans un plan vertical), il s'avère que la giration de la masse liquide est influen-

cée par le rapport surface/profondeur de l'ouvrage. Le rendement optimal est obtenu pour un rapport

$$K = \frac{\text{Diamètre ou côté}}{\text{hauteur}} = 2$$

qui provoque la meilleure giration, c'est-à-dire un excellent entraînement des bulles d'air.

La forme circulaire du bassin favorise la rotation de la masse liquide et entraîne une légère diminution (environ 10 %) de l'apport spécifique en l'absence de toute chicane radiale.

Les bassins carrés à parois inclinées favorisent la giration et de ce fait l'oxygénation.

Les apports spécifiques d'oxygène des divers aérateurs à vitesse lente se situent le plus souvent entre 1.5 et 2,5 kg O₂/kWh net (énergie mécanique mesurée sur l'arbre de l'aérateur) pour une puissance spécifique de 40 w/m³.

Aération par air surpressé

L'aération par air surpressé consiste à injecter l'air sous pression en profondeur dans des bassins contenant la liqueur mixte de boues activées, à l'aide de dispositifs appropriés.

L'air est fourni par des surpresseurs, des ventilateurs ou des turbo-compresseurs selon le débit requis et l'immersion des diffuseurs.

On classe les dispositifs d'injection d'air selon le diamètre moyen des bulles qu'ils délivrent :

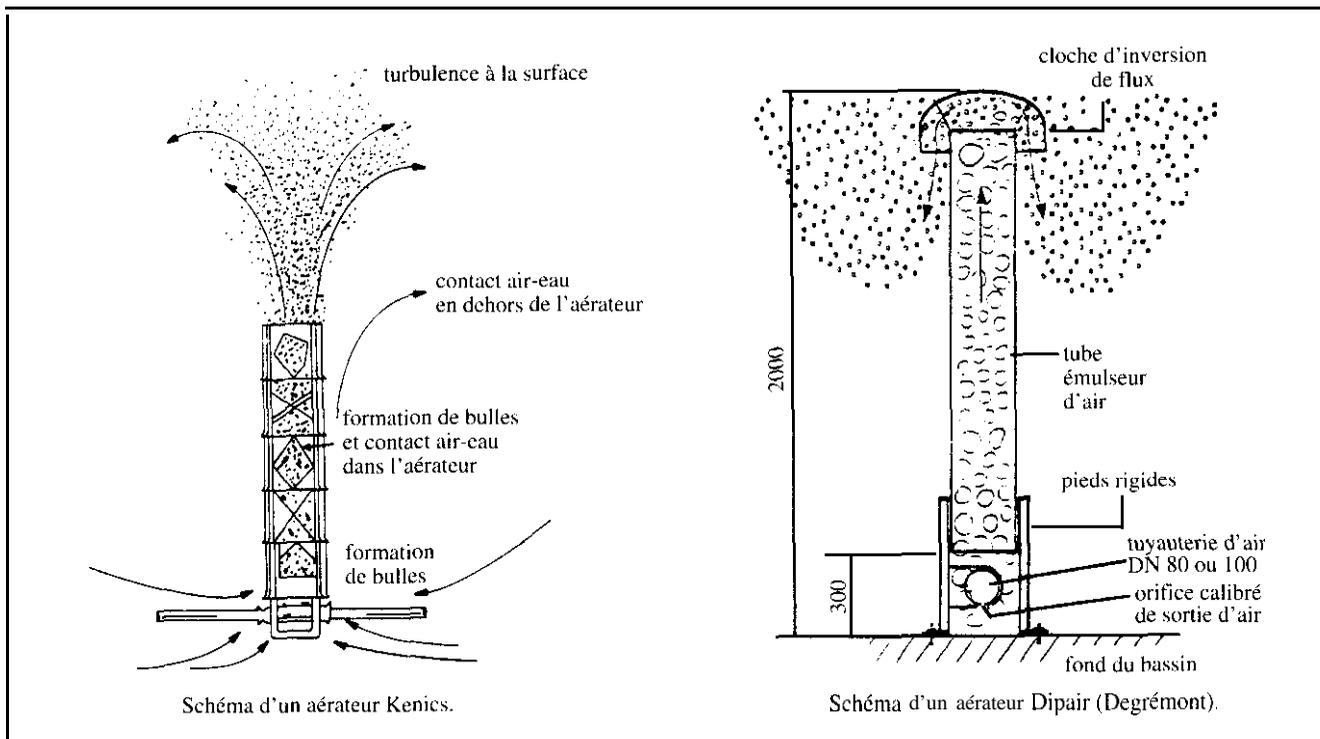
- grosses bulles (0 > 6 mm),
- moyennes bulles (0 4 à 6 mm),
- fines bulles (0 < 3 mm).

- L'insufflation d'air par grosses bulles (aujourd'hui quasiment abandonnée) est réalisée par des dispositifs d'injection à faible profondeur. L'air est introduit dans le bassin par des cannes verticales ou par des diffuseurs à large orifice. Le rendement d'oxygénation de ces systèmes est faible < 4 %.

- Les dispositifs à moyennes bulles sont utilisés sur les petites et moyennes stations d'épuration ainsi qu'en lagunage, tout en restant largement dominés en nombre par les aérateurs de surface. L'air est introduit dans le bassin à travers des diffuseurs de types extrêmement variables qui sont généralement conçus pour limiter le diamètre des bulles (de 4 à 6 mm) et pour éviter qu'ils ne s'obstruent.

On distinguera les aérateurs statiques (type Kenics), dispositifs qui assurent un allongement du temps de séjour des bulles dans l'eau (en les guidant le long d'une hélice par exemple), des autres types de diffuseurs à moyennes bulles du type clapets vibreurs ou lame vibrante disposés en large bande au fond des bassins.

Le rendement d'oxygénation de ces systèmes d'aération qui ont l'avantage d'être incolmatables se situe entre 8 et 12 % sous 4 m.



Dispositifs d'aération statique à moyennes bulles.

Dans l'insufflation d'air par fines bulles ($0 < 3 \text{ mm}$), la diffusion à l'air est réalisée à travers des corps poreux.

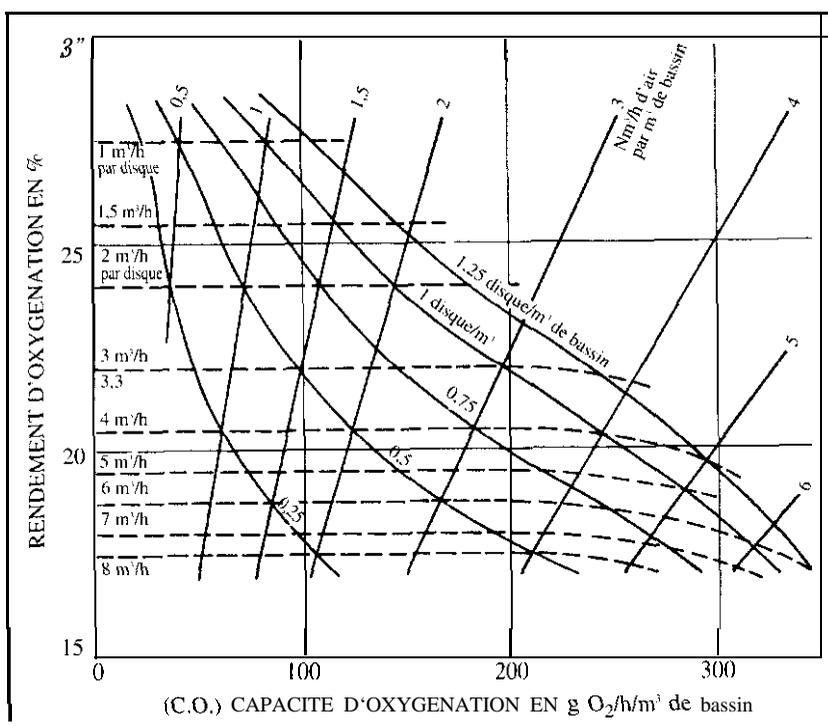
On utilisera différents types de diffuseurs:

- dômes, disques poreux en céramique ou corindon,
- tubes de résines agglomérées,
- membranes élastiques minces déformables.

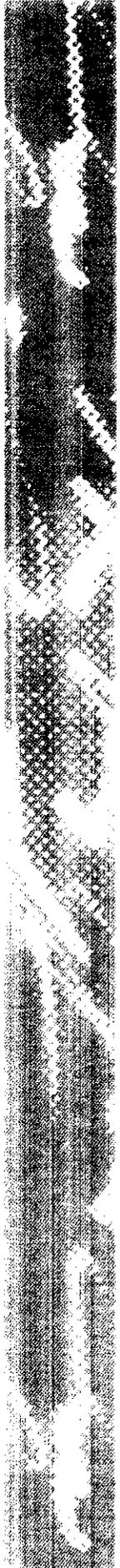
Les plus utilisés ont été les dômes poreux montés sur nourrices immergées longitudinales groupées ou réparties sur tout le fond de l'ouvrage d'aération. Ces dispositifs permettent

l'obtention d'un haut rendement d'oxygénation dans les conditions nominales : de l'ordre de 20 à 25 % pour une hauteur d'immersion de 4 m. (cf. fig. ci-dessous). Leur emploi nécessite une filtration préalable de l'air insufflé pour éviter le colmatage par des poussières (teneur en poussière $< 15 \text{ mg}$ pour 1000 m^3).

Les diffuseurs à membranes élastiques (généralement de forme tubulaire) qui ne présentent pas de risques de colmatage, sont appelés à un grand avenir car ils sont spécialement adaptés à une disposition en plancher, en bassin profond.



Courbes de rendement.
Disque poreux type DP 230.



L'étude de la diffusion d'air doit porter d'une part sur les caractéristiques des dispositifs de diffusion dans le mélange actif et, d'autre part, sur les dispositifs de production d'air (surpresseurs, ventilateurs).

Alors que, pour des aérateurs de surface, on rattache directement l'oxygénation à l'énergie, dans les systèmes de diffusion d'air on passe par l'intermédiaire d'une notion plus concrète, la quantité d'air mise en œuvre.

On se réfère au rendement d'oxygénation : rapport entre la masse d' O_2 dissous et la masse d'oxygène introduite par diffusion d'air (cela dans des conditions standards).

Le rendement d'oxygénation nominal est influencé par plusieurs facteurs :

- Le système de diffusion choisi et les conditions de débit global ou de turbulence.

On peut dire qu'un fort débit d'air global (en m^3 d'air par m^3 de bassin) améliore le rendement des dispositifs à grosses et moyennes bulles et diminue le rendement des systèmes à fines bulles.

L'explication est que, plus le nombre de fines bulles augmente ainsi que la turbulence et plus les risques de formation de grosses bulles par coalescence augmentent. Au contraire, pour les grosses bulles, plus la turbulence est grande, plus on a de chance de diviser les bulles en éléments plus petits.

-Les conditions de débit unitaire.

Pour les systèmes à grosses et moyennes bulles et dans les limites usuelles de débit unitaire (m^3 d'air/diffuseur/h), l'importance de ce débit et donc du nombre de diffuseurs pour un débit global donné joue peu.

Le débit unitaire aurait même une influence favorable sur le rendement, mais généralement pour des valeurs considérables qui conduisent à des pertes de charge importantes. L'amélioration du rendement se fait alors au détriment de l'apport spécifique.

Pour les poreux, il en est tout autrement : un même débit d'air global donne un meilleur rendement s'il est diffusé par un plus grand nombre de diffuseurs, ou plutôt par une plus grande surface utile de diffusion. La limitation du rendement est donc due à la fois à des raisons économiques et à la nécessité du maintien d'une perte de charge minimale pour assurer une répartition convenable sur l'ensemble du bassin.

-Les conditions de disposition des diffuseurs.

Les diffuseurs, quels qu'ils soient, peuvent être répartis sur toute la surface du radier d'un bassin : c'est la disposition en plancher. Si on les répartit uniquement sur une bande, on obtient une disposition créant un mouvement de rotation dit de "spiral-flow". Lorsque la bande est centrale, c'est un double "spiral-flow". Si les bandes sont latérales, il y a un ou deux simples "spiral-flow" selon le nombre de bandes.

-La profondeur d'insufflation.

Elle conditionne le chemin parcouru par les bulles d'air dans leur mouvement ascendant et influence donc nettement le rendement. En fait, le mouvement des bulles dans un bassin est très complexe et il est très difficile de déterminer une relation

absolue rendement-immersion. On admet généralement dans la limite de 2,5 à 8 m que le rendement est proportionnel à la profondeur d'insufflation.

- La section transversale du bassin.

Il s'avère que lorsque le rapport surface/profondeur de l'ouvrage est trop important, le rendement d'oxygénation peut diminuer.

Aération utilisant des systèmes à base de pompe

Ils sont peu utilisés en France, pour l'aération des boues activées on peut citer :

Les systèmes à jets : le liquide pompé en profondeur dans un chenal y est réintroduit sous forme de jets qui tout en assurant l'aération impriment un mouvement horizontal à la masse liquide.

Les systèmes à éjecteurs : le liquide pompé dans le bassin d'aération est introduit dans l'éjecteur constitué par un ajustage disposé à l'entrée d'un venturi de même axe. L'énergie du jet liquide provoque un entraînement d'air qui est dispersé en fines bulles à travers le venturi.

Systèmes déprimogènes simples : le principe de fonctionnement de ces appareils repose sur le principe suivant : une hélice ou une turbine, dont l'axe est entouré par un manchon en communication avec l'atmosphère, est directement entraînée par un moteur. La dépression créée par la rotation de l'hélice provoque une aspiration d'air à travers le manchon. L'air est dispersé dans le milieu sous forme de bulles.

Les conditions requises pour le brassage des systèmes d'aération

Outre l'apport d'oxygène, les systèmes d'aération doivent réaliser une turbulence suffisante pour éviter les dépôts de boues au fond du bassin qui risqueraient d'entrer en anaérobiose. On considère généralement que le maintien d'une vitesse minimale de l'eau en tout point du bassin est nécessaire : celle-ci doit être de 0,15 m/s si les eaux ont été décantées avant traitement biologique et 0,2 m/s dans le cas contraire.

Dans le cas d'une aération de surface, l'effet de brassage d'un bassin caractérisé par la valeur des vitesses de balayage du fond, est influencé par deux paramètres principaux :

- la puissance spécifique : pour un bassin donné, les vitesses augmentent lorsque la puissance croît.

-le rayon de giration : par analogie avec l'écoulement en conduite, on définit le rayon de giration comme le rapport entre le volume et la surface mouillée. Lorsque le rayon de giration augmente le brassage s'améliore.

On considère généralement que l'apport spécifique requis doit être de 25 Watts/ m^3 pour les aérateurs à axe horizontal et de 30 Watt/ m^3 pour les aérateurs à axe vertical.

Le brassage des chenaux d'aération pose moins de problèmes lorsqu'ils sont équipés en air surpressé que lorsqu'ils sont pourvus d'aérateurs de surface, à condition que le plan de diffusion d'air se trouve au voisinage du radier.

Il s'avère que le brassage est plus efficace avec une disposition des diffuseurs sur une ou deux bandes latérales créant un mouvement de giration dit de "spiral-flow" que lorsque la diffusion est répartie. De ce fait, la disposition sur toute la surface du radier d'un bassin (disposition en plancher) des diffuseurs n'est pratiquement plus utilisée, car l'augmentation du rendement d'oxygénation légèrement plus élevée par ce dispositif n'est pas suffisamment significative. L'obtention d'un bon brassage exige une insufflation d'air en débit horaire comprise entre 4 et 8 Nm³ par m² de surface liquide de bassin.

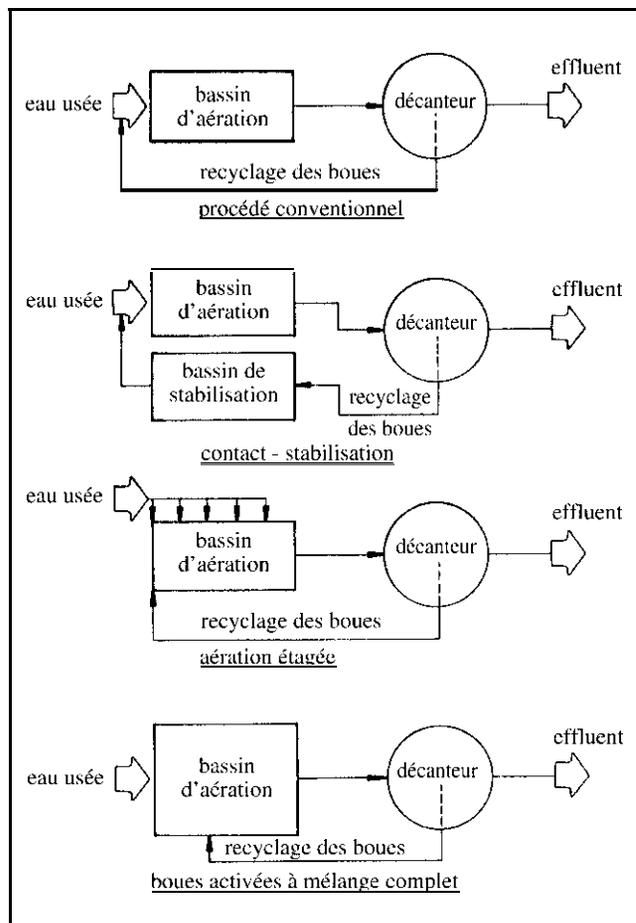
Une nouvelle technique, dont l'utilité est apparue dans l'optique du traitement de l'azote, consiste à séparer les fonctions de brassage et d'aération.

Elle permet de diminuer globalement la puissance installée sur l'ouvrage d'aération en se limitant aux puissances strictement nécessaires pour chaque fonction.

Cette technique est plus particulièrement adaptée aux chenaux d'oxydation. L'aération est assurée par des aérateurs de surface ou immergés. Le brassage est obtenu par des agitateurs à vitesse lente assurant aux boues activées des vitesses suffisantes pour éviter leur dépôt.

-Conception, forme et hydraulique des bassins d'aération

On a développé ces vingt dernières années un nombre assez élevé de schémas d'installations par boues activées que nous représentons par la figure suivante.



Variantes du procédé à boues activées.

-Les premiers bassins d'aération ont été conçus sous la forme de canaux profonds où le flot se déplaçait en "piston" d'une extrémité à l'autre. Les boues activées recyclées et les eaux brutes à traiter étaient amenées en tête et le départ de la liqueur mixte vers le clarificateur s'effectuait en queue.

Ce système traditionnel dit à "flux piston" présente l'avantage de fournir généralement une bonne qualité d'eau et de favoriser la nitrification. Par contre il provoque une consommation d'oxygène accrue en tête de bassin due à l'introduction ponctuelle de toute la masse polluante. Les trop grandes variations de charge qui se présentent directement en tête, peuvent par ailleurs altérer l'épuration.

- On a cherché à limiter ces inconvénients en répartissant les arrivées d'eau à traiter sur toute la longueur du bassin (alimentation étagée) et en proportionnant l'aération à la demande en oxygène, enfin en améliorant la circulation hydraulique dans les bassins d'aération comportant chacun un certain nombre de canaux accolés fonctionnant en série. C'est ce qu'on nomme Step-aération. conception qui représente déjà un progrès certain qui s'avère cependant insuffisant pour assurer un fonctionnement stable à haute charge.

-Poussant plus loin ces principes, le procédé dit de contact stabilisation et ses dérivés consistent à n'introduire l'eau décantée qu'après une importante réactivation des boues recyclées. Durant un temps de contact relativement court (15 à 60 min) des boues activées avec les eaux d'alimentation, les matières organiques sont éliminées par absorption et adsorption sur les floccs biologiques.

-Des études biologiques (Mc Kinney et W.W. Eckenfelder), ainsi que l'application des principes des fermentations industrielles, ont montré que la meilleure manière d'utiliser les possibilités des cultures bactériennes constituant les boues activées était de concevoir les bassins d'aération sur le principe du mélange intégral (complete mixing).

La forme du bassin n'est pas indifférente vis-à-vis de la structure des boues activées qui s'y développent. Un des inconvénients du mélange intégral est qu'il installe des conditions favorables de compétition biologique pour les microorganismes filamenteux responsables des phénomènes de mauvaise décantabilité sur de nombreuses installations.

L'introduction d'une forte charge en tête de station est par contre très favorable à la bonne floculation des boues activées.

II.2.2 - Décantation secondaire. Les clarificateurs

Le rôle de la décantation secondaire est d'assurer une séparation satisfaisante de la biomasse de l'eau traitée (dont la qualité devra correspondre au niveau e) et de permettre par ailleurs un premier épaissement des boues biologiques décantées.

Les clarificateurs ou décanteurs secondaires doivent avoir une grande efficacité. Revenant une liqueur mixte de boues activées à une concentration voisine de 3 à 4 g/l en matières en suspension, ils doivent restituer une eau clarifiée n'en contenant plus que 30 mg/l au maximum, soit un rendement de 99 %. Dans le cas des procédés par aération prolongée où la concentration des boues biologiques peut atteindre 6 à 8 g/l, le rendement doit être encore meilleur, supérieur à 99.5 %.

On cherchera toujours en outre à réaliser des clarificateurs dans lesquels les boues séjournent le moins longtemps possible, de façon à éviter l'anoxie, voire l'anaérobiose des boues biologiques décantées qui doivent être recyclées le plus rapidement possible dans le bassin d'aération.

Le temps de séjour des boues dépend, d'une part de leur vitesse de sédimentation et d'autre part du mode de collecte qui doit être particulièrement bien étudié.

Décantabilité des boues biologiques

Les boues activées sont floconneuses, d'une densité très voisine de celle de l'eau et subissent une décantation freinée conformément à la théorie de Kynch. Si normalement elles décantent assez rapidement, elles peuvent selon les fluctuations du milieu (variation importante et brutale de la charge polluante des eaux usées et de leur température par exemple) présenter des décantabilités variables que l'on contrôle sur place par la valeur de l'Indice de Mohlman caractérisant la plus ou moins bonne décantabilité de la boue biologique.

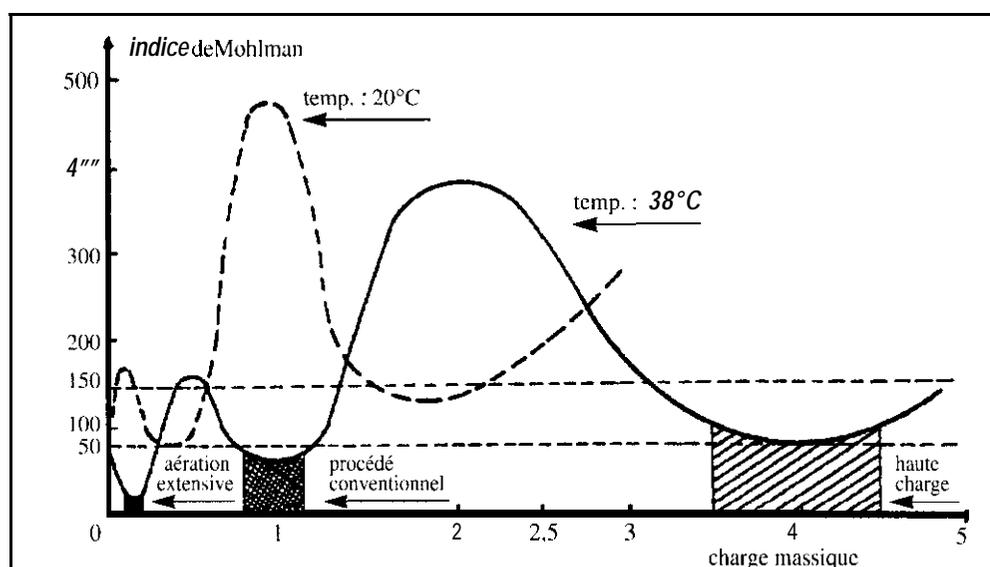
L'Indice de Mohlman est le volume occupé, après une demi-heure de décantation, par un gramme de boue. L'essai est exécuté dans une éprouvette d'un litre que l'on remplit de liqueur mixte puis on note le volume de boues V (en cm³) au bout de 30 min.

$$IM = \frac{V}{P}$$

avec P poids sec (en gramme) de boues contenues dans le volume.

Des valeurs de l'indice élevées correspondent à une mauvaise décantabilité de la boue. Une boue dont la structure assure une bonne décantabilité à un indice IM compris entre 80 et 150. On considère qu'en dessous de 50 la boue a un aspect granuleux et risque de former des dépôts. Au-delà de 150 la boue est en gonflement ou atteinte de "bulking", maladie de la boue que l'on attribue généralement à un développement exagéré de bactéries filamenteuses du type *sphaerotilus*, suite à un déséquilibre nutritionnel du milieu (cas des eaux résiduaires d'industries agro-alimentaires renfermant de fortes proportions de substrats glucidiques facilement assimilables et par ailleurs carencées en azote et phosphore).

Il faut noter que l'indice de Mohlman varie en fonction de la charge massique appliquée et des caractéristiques physico-chimiques des eaux résiduaires à traiter.



Variation de l'Indice de Mohlman en fonction de la charge massique appliquée.

A l'heure actuelle, on juge préférable l'utilisation de la notion d'indice de boue diluée de manière à ce que le volume de boue déposé en 30 minutes n'exécède pas 250 ml, valeur au-delà de laquelle les résultats du test sont largement influencés par la concentration.

C'est cette valeur d'index de volume de boue après dilution (DSVI des anglo-saxons) qui est maintenant utilisée préférentiellement comme critère de dimensionnement des ouvrages de clarification.

Une autre technique est préconisée également pour mesurer

l'indice de boue dans des conditions d'agitation lente de l'éprouvette (1 tour/minute) qui permettent en théorie de s'affranchir également du facteur concentration de la boue testée (SSVI des anglo-saxons)

D'une façon générale, pour obtenir une clarification efficace, il conviendra d'apporter le plus grand soin au calcul des décanteurs secondaires qui devront être dimensionnés en tenant compte de la charge hydraulique superficielle moyenne et de pointe (en m³/m².h) en fonction des valeurs prévisibles de l'indice de Mohlman des boues.

A titre indicatif, nous indiquons dans le tableau ci-après les valeurs des critères de dimensionnement que nous préconisons d'adopter en clarification pour des installations urbaines fonctionnant à forte, moyenne et faible charge massique.

Types d'installations à boues activées	Chs ($m^3/m^2 \cdot h$)		Temps de séjour(h)
	/Q _{max}	/Q _m	
Procédés à haute charge	2	1	1/2
Procédés conventionnels à moyenne charge	1,2-1,4	0,8	1
Procédés à faible charge et en aération prolongée	0,8	0,35	2

Valeurs indicatives des charges hydrauliques superficielles à adopter en clarification selon les types d'installations à boues activées.

La tendance actuelle (travaux ATV - STORA Université de CAPE TOWN...) est de considérer que la charge hydraulique superficielle (débit horaire en $m^3/m^2 \cdot h$) n'est pas un critère suffisamment pertinent pour indiquer si un clarificateur est surchargé.

Il paraît intéressant de tenir compte de la charge superficielle massique (débit massique en $kg MS/m^2 \cdot h$) en tenant compte du débit de recirculation :

$$\frac{\text{Concentration en MES du bassin (débit + débit de recirculation)}}{\text{Surface du plan d'eau}}$$

ou encore mieux, de la charge volumique critique qui intègre la notion de volume corrigé de l'indice de boues.

$$\frac{\text{Débit (Q) } \times \text{ volume corrigé } V_c}{\text{Surface du plan d'eau (A)}}$$

Le volume corrigé tient compte à la fois de la décantabilité des boues (mesurée par l'indice IB) et de leur concentration

$$V_c \text{ ml/l} = IB \text{ (ml/g)} \times C \text{ (g/l)}$$

Comme l'indique la relation ci-dessus, le volume corrigé représente un volume fictif occupé après décantation d'une demi-heure pour 1 litre de boues.

Le tableau ci-dessous précise les charges volumiques admissibles pour des valeurs repères du volume corrigé.

Volume corrigé V_c ml/l	Charge volumique admissible $Q \cdot V_c$ $l/m^2 \cdot h$
< 300	300
300 - 600	$200 + 1/2 (V_c)$
> 600	400

-Les différents types de clarificateurs

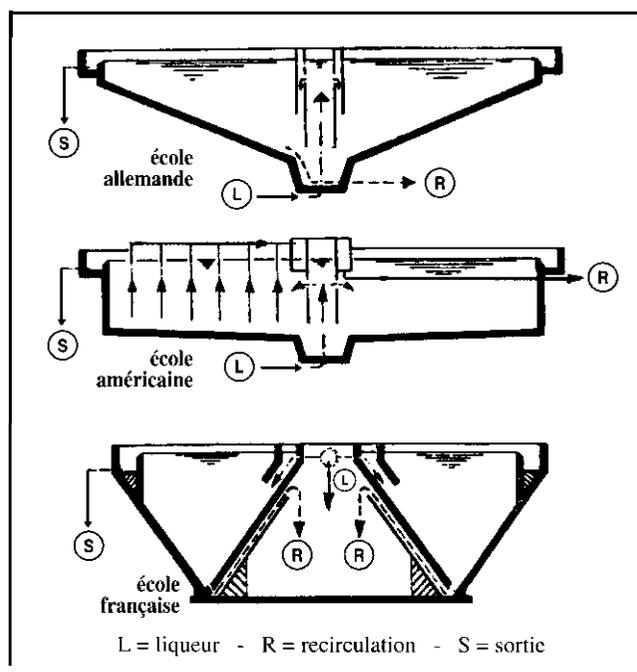
Collecte et recirculation des boues biologiques

Dans les installations de faible et moyenne importance, la clarification est assurée par des décanteurs statiques de forme circulaire ou rectangulaire équipés ou non d'un système de raclage de boues, qui présentent beaucoup d'analogie avec les décanteurs primaires.

Il n'en est pas de même des stations urbaines des grandes agglomérations où la nécessité de prévoir de grandes surfaces conduit à utiliser des clarificateurs modernes qui de par leur conception se distinguent de plus en plus des ouvrages de décantation primaire.

Pour classer les différents types de clarificateurs, on peut distinguer, surtout pour les grands appareils, plusieurs écoles :

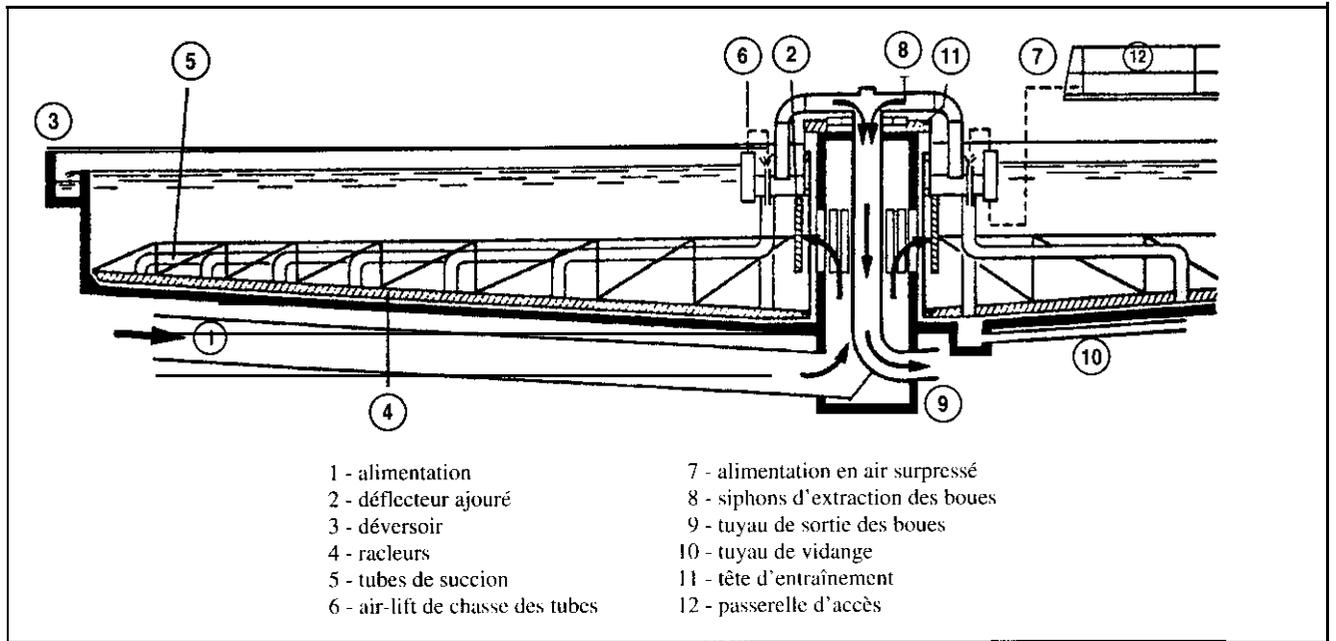
- L'école allemande où les appareils sont du type raclé, mais avec un fond assez pentu, ce qui leur donne une forte profondeur au centre. Cela permet de disperser les turbulences, mais augmente le temps de séjour des boues dans l'appareil avant la reprise pour recyclage,



Clarificateurs secondaires de grande taille ($\varnothing > 20$ m).

- L'école américaine qui a fait d'importants adeptes en Europe et particulièrement en France, et qui repose sur le principe de clarificateurs circulaires plats avec reprise des boues par succion en de nombreux points répartis généralement le long d'un rayon. Ces dispositifs de succion se déplacent, fixés sur un pont mobile et, de ce fait, la boue est reprise beaucoup plus rapidement que dans les appareils raclés.

Les décanteurs à succion peuvent être réalisés, suivant les dimensions, avec pont suceur radial ou diamétral ; dans ce dernier cas, l'entraînement du pont est central (Cf Fig. ci-après).



Clarificateur à succion des boues avec racleur diamétral à entraînement central.

Dans le cas des décanteurs longitudinaux à succion, une série d'éjecteurs, répartis tout le long du pont à va et vient, assure la reprise simultanée des boues sur toute la largeur du radier.

Notons la tendance actuelle, pour réduire l'emprise au sol des ouvrages de clarification, du développement de la décantation lamellaire qui permet de réaliser des installations très compactes.

Recirculation des boues collectées

Traditionnellement, la recirculation des boues se fait par pompage. On extrait les boues activées du fond du clarificateur et on les renvoie en tête du bassin d'aération, afin de réensemencer celui-ci et d'y maintenir une concentration sensiblement constante en micro-organismes épurateurs.

Bien entendu, l'épuration produit des boues par imbrication dans le floc des matières en suspension non biodégradables amenées par l'eau à traiter et par accroissement de la masse bactérienne à partir de la nourriture que constitue la pollution organique biodégradable.

C'est sur le circuit de recirculation que l'on doit réaliser les extractions de boues en excès. La concentration maximale C des boues extraites du clarificateur est donnée par la relation :

$$C \text{ (en kg/m}^3\text{)} = \frac{1,2 \times 10^3}{I_m}$$

Le taux de recirculation pour lequel cette concentration est obtenue est variable selon les cas.

Dans les procédés classiques (à moyenne charge) on pratiquait des recirculations faibles n'excédant pas 30 % du débit traversier, ce qui conduisait à prévoir une réactivation de la boue afin de la remettre dans un bon état d'aérobiose.

La tendance actuelle est d'accroître ce taux, quitte à soutirer des boues moins concentrées et de plus en plus, on avance des taux de 100 % du débit traversier, ce qui permet d'éviter la période de réactivation.

Remarquons que dans les appareils ou bassins combinés présentés par certains constructeurs, le taux interne de recyclage dépasse 200 % et permet ainsi l'obtention d'une boue très active et toujours oxygénée.

Production de boues en excès

Pour maintenir un poids de biomasse en suspension sensiblement constant dans le bassin d'aération, il est nécessaire de prélever chaque jour du circuit de recirculation, un certain volume de boues dites "en excès".

On peut considérer que le poids de matières contenu dans ce volume de boues correspond à la prolifération de la culture bactérienne dans le bassin d'aération.

On peut évaluer cette prolifération en considérant que l'accroissement net du poids de matières actives des boues est égal à la différence entre la quantité de protoplasme cellulaire synthétisé à partir de la quantité de substrat ou DBO_5 éliminée à celle disparue par respiration endogène pendant le même temps.

Ce sujet a été déjà traité au paragraphe 1.3.3 précédent.

La production de boues biologiques en excès est variable en fonction de la charge de fonctionnement du réacteur biologique.

Charge massique kg DBO_5 /kg MV.j	Production spécifique kg MS/kg DBO_5 éliminée
0.05	0.6
0.10	0.7
0.20	0.8
0.50	1
1.00	1.2

Valeurs indicatives de la production de boues biologiques en fonction de la charge massique de fonctionnement.

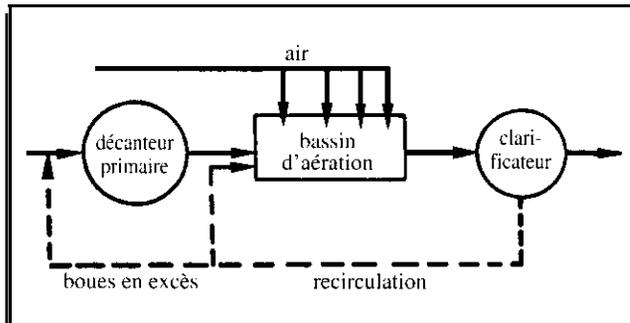
II.3 - Examen des diverses réalisations industrielles - Description sommaire des différents procédés à boues activées des effluents urbains

II.3.1 - Les traitements à moyenne charge

Nous définirons ainsi les traitements par boues activées dont la charge massique est comprise entre 0.2 et 0,5 kg DBO₅/kg MEST boue.jour, pour une concentration en boues activées de 2,5 à 3 g/l. Ces traitements dans lesquels les bactéries sont en phase de croissance ralentie constituent les procédés conventionnels d'épuration des grandes villes. Ils assurent une très bonne épuration avec un rendement d'élimination de la DBO₅ proche de 90 % et correspondent à des temps de séjours des effluents en aération de 2 à 4 heures. Les besoins en oxygène peuvent atteindre 1 kg d'oxygène par kg de DBO, éliminée.

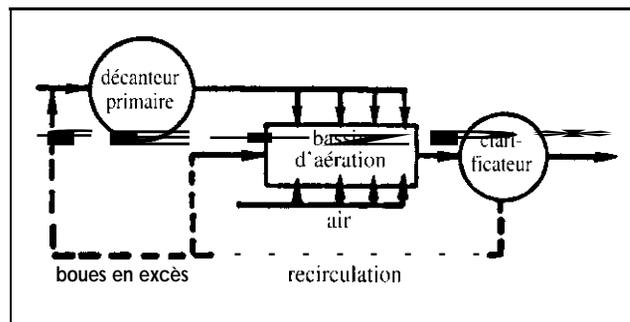
Il existe des réalisations fonctionnant selon différents schémas après une **décantation** préalable.

L'inconvénient majeur du procédé classique à "flux piston" résultant des conditions d'oxygénation non constantes sur toute la longueur du bassin a été limité



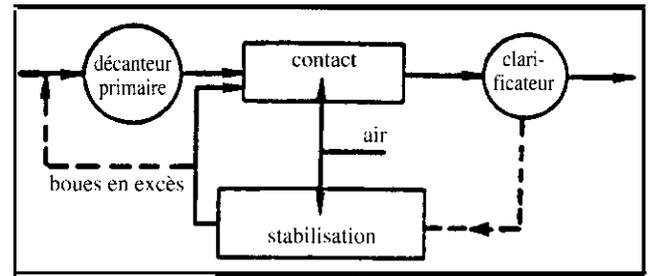
Alimentation conventionnelle en piston.

- en réalisant une meilleure répartition de la pollution entrante, tout en modulant l'aération en fonction de la demande (Procédé d'alimentation et d'aération étagée ou step aération).



Alimentation étagée.

- ou en mettant à profit le phénomène de biosorption, en facilitant l'assimilation des polluants adsorbés par les cellules bactériennes par une réactivation des boues avant leur recyclage (Procédé contact-stabilisation).



Contact-stabilisation.

Dans le cas de petites installations ou des stations de moyenne importance, les traitements à moyenne charge se sont développés, sans décantation préalable et couplés à une digestion aérobie des boues. On obtient globalement des résultats très voisins des procédés d'épuration en aération prolongée, pour une consommation d'énergie semblable, mais avec une réduction importante des volumes d'ouvrages de l'ordre de 30 à 50 %. La conduite de telles installations où l'épuration proprement dite est séparée de la stabilisation des boues s'avère par contre plus complexe ; elle exige soit une automatisation, soit une surveillance accrue.

II.3.2 - Les traitements à forte charge

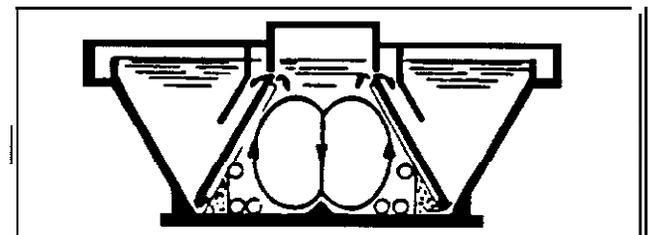
Dans ces procédés, la culture bactérienne est maintenue dans la phase de croissance exponentielle. La charge massique est portée à des valeurs 1.5 2.

Les besoins en oxygène sont la moitié des procédés conventionnels, le rendement d'épuration est plus faible (80 % par rapport à la DBO₅) et la masse de boues en excès plus importante.

La concentration des boues en aération est généralement inférieure ou égale à 1 g/l et le temps de séjour des effluents inférieur à l'heure.

L'installation à boues activées peut être du type classique, mais le souci d'avoir des charges massiques constantes le long du bassin a conduit à la réalisation de bassins combinés, permettant de réduire au maximum les capacités des ouvrages.

La technique des bassins combinés (fig. ci-dessous) tend à rendre contigus les deux dispositifs d'aération et de décantation, de façon à réaliser un ensemble compact, où les recirculations intenses favorisent le mélange intégral des eaux à traiter et des boues biologiques. Elle permet de disposer en réserve d'une grande masse de boues activées maintenue en phase aérobie, car le recyclage vers la tête d'activation s'effectue automatiquement par voie hydraulique à des taux très élevés (200 à 300 % du débit d'eau à épurer) ce qui permet le dimensionnement d'installations fonctionnant à des charges massiques très élevées, avec des consommations en oxygène très faibles.



Bassins combinés à recyclage des boues par voie hydraulique.

Les appareils combinés qui réalisent ce que les américains appellent le "complete mixing", sont généralement construits sous forme de canal, la zone d'aération centrale étant bordée de chaque côté par les zones de clarification.

En France, les appareils les plus souvent rencontrés sont :

- les oxycontacts (pour lesquels le retour vers la zone d'aération des boues décantées est assuré par les seules forces de gravité),
- les oxyrapids (où le retour des boues est accéléré au moyen de gaines de recirculation ascendantes, dans lesquelles sont disposés des diffuseurs d'air).

La technologie des bassins combinés permet de réaliser des installations très compactes, mais dont l'exploitation s'est toujours révélée très difficile. La fiabilité des performances épuratoires est rarement à la hauteur des espérances théoriques et la tendance actuelle en France est l'abandon de ce type d'installation.

II.3.3 Les traitements à faible charge

Ils se caractérisent par des charges massiques inférieures ou égales à 0,1 kg DBO₅/kg MEST.jour. La boue activée est placée dans la phase d'auto-oxydation dite "respiration endogène" dans la mesure où l'on s'arrange pour provoquer une sous-alimentation de la flore bactérienne qui consomme alors ses propres tissus.

Ces techniques nécessitent un fort apport d'oxygène de 1,5 à 2 kg O₂/kg DBO₅ détruite. La production de boue est minimale mais jamais nulle ; on peut tabler sur 0,3 à 0,5 kg de MEST de boue/kg DBO₅ éliminée. Les rendements d'épuration sont très élevés puisque supérieurs à 95 % par rapport à la DBO.

Les eaux usées domestiques prétraitées sont admises en aération sans décantation préalable avec une durée de rétention minimale de 12 heures et qui peut atteindre plusieurs jours.

Ces procédés ont été lancés en France sous le nom d'oxydation totale, expression complètement erronée car l'oxydation ne peut en aucun cas toucher les matières minérales ni les matières organiques peu ou pas biodégradables (lignine, cellulose ...).

Il est préférable de parler d'aération prolongée ou extensive pour des traitements fonctionnant à des charges massiques comprises entre 0,02 et 0,1 kg DBO₅/kg MEST.j.

Les avantages de l'aération prolongée, notamment pour les petites stations communales, sont multiples :

- . exploitation simplifiée de l'installation résistant bien aux à-coups de pollution grâce à l'importance des volumes mis en jeu,
- obtention de boues stables non fermentescibles en quantité minimale,
- performances épuratoires très élevées avec nitrification des effluents.

Il convient cependant de calculer assez largement les ouvrages de clarification, la charge hydraulique superficielle appliquée ne devant en aucun cas excéder 0,35 m/h au débit moyen

horaire par suite de la faible décantabilité des boues (flocs souvent petits en tête d'épingle concentrés à 5 g/l de MEST environ). Par ailleurs le temps de séjour des boues décantées doit être limité pour éviter les phénomènes de dénitrification entraînant, lorsqu'on est en anoxie, la formation de bulles de gaz (azote) qui font flotter les boues.

Il existe de nombreux types de procédés à faible charge dont la conception technologique est différente, mais qui doivent tous être calculés sur les mêmes bases.

Parmi eux citons :

- . les chenaux d'oxydation type PASVEER
- les fossés d'activation et leurs variantes conçus par différents constructeurs (France-Assainissement Epap . . .)
- les appareils combinés monoblocs d'oxydation totale type Diapac (Sté Degremont) ou ceux conçus par les Sociétés Soaf, SFA, Stéreau...

Certains constructeurs ont joué sur la propriété des boues activées de bien résister aux anaérobioses prolongées pour concevoir des dispositifs fonctionnant en discontinu ce qui permet d'utiliser le ou les bassins d'aération comme clarificateurs et de simplifier encore l'installation.

II.3.4 - Une variante des traitements par boues activées - Le lagunage

Nous ne développerons ici que le principe et les aspects généraux de ces traitements.

Pour plus de détails il conviendra de se reporter à l'ouvrage du CTGREF "Lagunage naturel et aéré" (juin 1979) réalisé pour le compte des Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement.

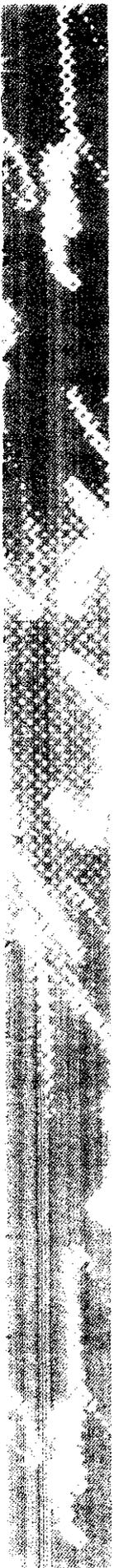
L'utilisation d'étangs naturels ou artificiels, comme milieu récepteur d'effluents bruts ou traités, remonte à des temps anciens. Les premiers exemples récents du lagunage datent du début du 20^{ème} siècle.

On distingue deux types de lagunes :

- les lagunes naturelles, anaérobies, facultatives ou aérobies qui peuvent recevoir des effluents bruts ou prétraités. Alimentés d'effluents traités, les lagunes naturelles sont nommées "étangs de stabilisation",
- les lagunes aérées (avec aérateurs artificiels) qui constituent un dispositif très proche du procédé des boues activées à faible charge.

Lagunage naturel

Dans les pays ensoleillés, lorsqu'on stocke l'eau à épurer dans des bassins de faible profondeur (0,8 à 1 m), on peut obtenir une épuration du type aérobie grâce à un développement bactérien actif utilisant la pollution comme source de nourriture et aboutissant à la formation d'une boue activée dispersée. L'oxygène nécessaire est alors fourni par l'activité photosynthétique des algues vertes qui se développent abondamment dans un tel milieu. Le fond de la lagune, où se déposent les matières décantées, reste cependant en phase anaérobie.



Un équilibre biologique se crée, les bactéries transforment la matière organique en CO₂ et en sels minéraux (nitrates, phosphates) utilisés par les algues pour synthétiser leur matière vivante et produire de l'oxygène (phénomène de photosynthèse).

Un tel traitement en étang est évidemment long (plusieurs semaines voire plusieurs mois) et, par suite, nécessite de grandes superficies. De bonnes conditions climatiques sont essentielles, les périodes de faible ensoleillement se traduisant par de faibles productions d'oxygène et par une mauvaise épuration.

Le lagunage naturel est généralement réalisé dans plusieurs bassins en série dans lesquels les effluents à traiter sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'auto-épuration. On opère en pratique avec trois types de lagunes :

- une lagune profonde, fonctionnant en anaérobiose,
- une lagune de faible profondeur ou bassin mixte dit "étang de stabilisation". Il s'agit d'un bassin de grande surface dans lequel la flore bactérienne, essentiellement aérobie, assure la métabolisation de la pollution grâce à l'oxygène qui lui est fourni d'une part par les algues vertes et d'autre part par les échanges gazeux air-eau à la surface liquide,
- une lagune de finition en complément de traitement fonctionnant principalement en aérobie.

Lagunage aéré

Une variante du procédé de lagunage naturel peut être obtenu en utilisant des lagunes aérées. Ce sont de vastes bassins, où l'on effectue une épuration biologique bactérienne comme celle qui se pratique naturellement dans un étang, en apportant de l'extérieur par insufflation d'air ou brassage au moyen d'aérateurs de surface, l'oxygène nécessaire au maintien des conditions aérobies.

Un avantage en découle : on peut opérer dans des bassins plus profonds que dans le lagunage naturel, car on n'est pas limité par la pénétration restreinte de la lumière dans le milieu. Une lagune naturelle, pour bien épurer, ne doit pas dépasser 0,8 à 1 m de profondeur. Le lagunage aéré s'effectue dans des bassins dont la profondeur varie de 2 à 4 m, ce qui permet de réduire considérablement les surfaces utilisées.

Un autre avantage : l'utilisation d'un matériel d'aération bien adapté devrait permettre d'assurer un brassage suffisant de l'ensemble, pour éviter les dépôts et le passage en phase anaérobie du fond du bassin.

En réalité, de telles lagunes sont économiquement irréalisables, car l'énergie nécessaire au brassage (10 Watts/m³ au minimum) est bien supérieure à celle nécessaire à la fourniture de l'oxygène (4 Watts/m³ en moyenne).

On peut considérer néanmoins que le lagunage aéré est, du point de vue biologique, un cas particulier de l'aération prolongée, sans retour de boues activées.

Dans le lagunage, où les colonies bactériennes sont en équilibre avec la charge polluante, la concentration en biomasse est faible (de l'ordre de 0,2 g/l).

L'aération est généralement pratiquée par des aérateurs de surface, montés sur équipage flottant.

Bien que théoriquement elle ne s'impose pas, une recirculation de l'eau traitée et parfois des boues biologiques en tête de lagune est souvent pratiquée. Elle permet d'améliorer le mélange complet et d'assurer une meilleure répartition de la biomasse. Il est rare, en raison de la concentration relativement élevée en matières en suspension, que l'on puisse rejeter directement l'effluent traité à l'exutoire sans décantation finale. Une simple lagune non aérée peut faire office de clarificateur, la stabilisation des boues étant assurée par voie anaérobie. Une solution plus ingénieuse consiste à utiliser deux lagunes équipées d'aérateurs, alternativement en aération et clarification.

Nous résumons ci-après les avantages et inconvénients essentiels de la technique d'épuration par lagunage.

Avantages

~ Fiabilité et facilité d'exploitation.

- Bonne adaptation aux à-coups de flux de pollution.
- Investissement modéré si l'on dispose de surfaces de terrains importantes ayant des caractéristiques de nature, structure et topographie adaptées.
- Coût d'exploitation limité.

Inconvénients

- Nécessité de surfaces importantes en terrains.
- Contraintes de sous-sol : terrains imperméables en vue de la protection de la nappe.
- Performances épuratoires plus faibles (relargage de matières en suspension) qu'avec les procédés à boues activées.
- Risques de prolifération de moustiques et d'odeurs (pour les bassins anaérobies).

*Curage périodique indispensable.

II.3.5 - Les procédés à l'oxygène pur

L'utilisation de l'oxygène pur, ou d'un gaz enrichi en oxygène, en traitement biologique ne s'est développé au stade industriel que depuis une dizaine d'années.

Ses conditions les plus appropriées d'emploi sont :

- le traitement par boues activées à très forte charge, dans des unités de faible encombrement, d'une pollution organique carbonée essentiellement biodégradable d'effluents généralement concentrés (biodégradation d'effluents industriels, par exemple du type agro-alimentaire ou d'eaux usées urbaines dans le cadre d'une épuration mixte avec ces rejets industriels),
- le dopage de stations d'épuration biologiques conventionnelles périodiquement surchargées (villes touristiques à population variable ou raccordées à des industries saisonnières telles que conserveries, sucreries ...) ou surchargées en permanence dans l'attente d'une extension.

L'intérêt de l'emploi de l'oxygène pur résulte des deux avantages suivants :

- par suite de la pression partielle d'oxygène très élevée dans le gaz diffusé, il est possible, à dépense d'énergie égale, d'introduire dans la liqueur mixte de boues activées une quantité d'oxygène plusieurs fois supérieure à celle apportée par le seul air atmosphérique. La concentration de biomasse épuratrice dans le réacteur peut par suite être très élevée,
- pour la même raison, on peut maintenir dans la liqueur de boues activées, sans aucune difficulté, des concentrations en oxygène de 6 ou 8 mgO₂/l, valeurs qui correspondraient à une dépense prohibitive d'énergie en aération classique. Cette forte concentration en oxygène dissous favorise l'oxygénation du cœur du floc bactérien, même dans les suspensions les plus concentrées.

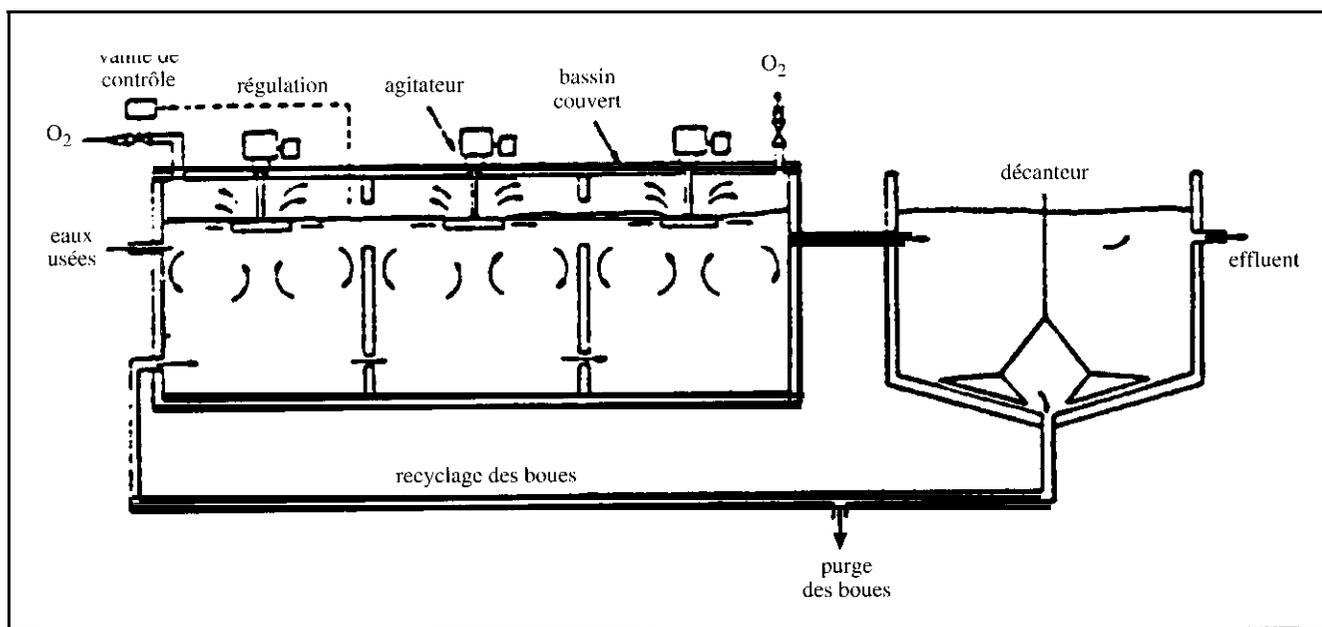
Ces avantages permettent de réduire la dimension des réacteurs biologiques qui fonctionnent à très forte charge (CV > 5 kg DBO₅/m³.j), par suite de l'augmentation de la concentration des boues activées (jusqu'à 10 g/l) et d'une certaine amélioration de leur activité. Les bottes biologiques en excès

fournies présentent, à charge massique égale, un plus faible niveau de putrescibilité. Leur décantabilité est généralement améliorée et leur masse est souvent inférieure à celle produite par des moyens d'aérations traditionnels.

Technologiquement, l'emploi de l'oxygène pur n'est pas d'ordre biologique, c'est un problème de mise en œuvre en vue de l'obtention d'un bon rendement d'utilisation et d'un transfert optimal.

De nombreux systèmes ont été étudiés avec des dispositifs Monoétage (procédés l'Air Liquide et Linde GmH) et des dispositifs pluriétages à épuisement progressif (procédé Unox "Union Carbide" et ses variantes procédés Air Products ou Degrémont).

La mise en œuvre la plus courante d'un gaz enrichi en oxygène est celle des bassins fermés dans lesquels le "ciel gazeux", maintenu à une pression partielle d'oxygène très élevée, est transféré au sein du liquide au moyen de turbines. Dans les procédés multiétages, l'accumulation du gaz carbonique dans l'atmosphère recyclée d'étage en étage peut poser des problèmes et implique obligatoirement un stripping à l'atmosphère.



Procédé Unox. Trois réacteurs en série.

Pour favoriser le dégazage du CO₂, dissous et améliorer ensuite la décantation des boues, l'association sur un même réacteur biologique de dispositifs d'oxygénation à l'oxygène d'une part, et à l'air d'autre part, peut s'avérer très intéressante.

On réalise en fait un traitement en deux étapes avec utilisation de l'oxygène pur dans les premières cellules où la demande d'oxygène est la plus élevée afin de limiter les dépenses d'énergie et les volumes d'ouvrages pour l'élimination de la majeure partie de la pollution.

La finition du traitement à l'air assure l'amélioration de la

pollution résiduelle tout en assurant le dégazage du CO₂, ce qui permet de minimiser les consommations d'oxygène (d'où une réduction notable en réactifs) et parfaire la clarification finale.

Le contexte technico-économique français fait, cependant, que généralement l'emploi de l'oxygène pur dans le traitement des effluents urbains et industriels ne conduit pas à une réduction des coûts d'exploitation, mais plutôt à une augmentation. La mise en œuvre de ces procédés de traitement ne s'avère intéressante que si l'oxygène est localement disponible (centre de production d'oxygène, oxyduc).

III - L'ÉPURATION BIOLOGIQUE AÉROBIE PAR CULTURES BACTÉRIENNES FIXÉES

111.1 Généralités.

Panorama des procédés biologiques utilisant des biomasses fixées

Les procédés biologiques à cultures bactériennes fixées dérivent d'une intensification des processus d'épuration naturels de filtration par le sol. Le plus ancien de ces procédés est celui du lit bactérien qui est resté très à la mode dans les pays anglo-saxons. En France, ces procédés ont nettement marqué le pas ces dernières années. malgré des avantages indéniables surtout en exploitation par rapport aux procédés d'épuration classiques par boues activées. Bien qu'efficaces. ils n'en présentent pas moins certaines limites liées :

- à l'impossibilité de pouvoir concentrer une biomasse importante,
- aux variations de charges acceptables,
- et surtout à la fiabilité de la clarification secondaire assujettie aux fluctuations de décantabilité des boues.

Pour pallier ces inconvénients, de nombreuses recherches ont été menées ces dernières années. Elles ont abouti à la mise au point de **procédés biologiques à biomasse fixée sur des milieux granulaires fins** sous la forme de systèmes à lit fixe (qui ont déjà fait leur preuve à l'échelle industrielle) et de lit fluidisé et mobile, technologies qui restent actuellement encore au stade du développement.

III.2 - Les lits bactériens

III.2.1 - Principes généraux de fonctionnement

Le principe d'épuration utilisé s'inspire de méthodes mises à l'épreuve dans l'épuration par le sol. Il consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur une masse de matériaux poreux ou caverneux, accumulés sur une hauteur convenable, qui sert de support aux micro-organismes épurateurs.

Une aération est pratiquée. le plus souvent par tirage naturel, et quelquefois par une ventilation forcée.

Cette aération a pour but d'apporter, dans toute la masse du lit, l'oxygène nécessaire au maintien en aérobose de la microflore qui se développe à la surface des matériaux, sous la forme de pellicules membraneuses très riches en colonies microbiennes qui assurent l'épuration des eaux usées.

La pollution contenue dans l'eau, et l'oxygène de l'air, diffusent à travers le film biologique, jusqu'aux micro-organismes assimilateurs, tandis qu'inversement, les sous-produits et le gaz carbonique s'éliminent dans les fluides liquides et gazeux.

En fonction de l'épaisseur du film, une couche anaérobie peut se développer sous la couche aérobie.

Le film biologique, ou mucilage, comporte des bactéries hétérotrophes généralement proches de la surface et des autotrophes (bactéries nitrifiantes) près du fond.

Dans les couches supérieures, on note souvent la présence de champignons (*Fusarium*, *Géotricium*) et, en surface, la présence d'algues.

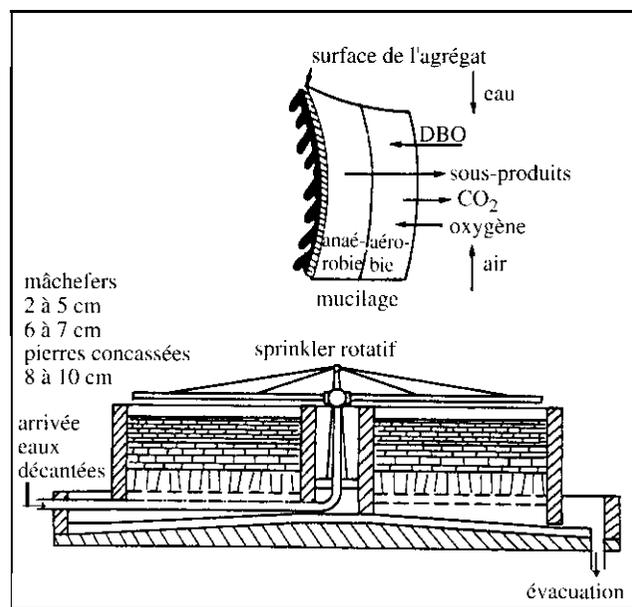
La faune prédatrice est généralement abondante : protozoaires, ainsi que des animaux plus évolués : vers, escargots...

III.2.2 - Les lits classiques à ruissellement

Les lits bactériens classiques, nommés aussi filtres percolateurs, sont constitués par des matériaux à base de scories, pouzzolane, coke, mâchefers, de faibles dimensions (4 à 8 cm), accumulés sur une hauteur de 1 m (minimum) à 4 m (maximum).

Le radier sur lequel reposent les matériaux doit être réalisé de façon à ce que l'eau s'écoule aisément et que l'air circule librement.

A cet effet, on prévoit souvent un double radier : la partie supérieure qui supporte les matériaux est perforée. tandis que la partie inférieure, qui recueille et canalise l'eau, est étanche.



Coupe d'un lit bactérien classique à ruissellement.

Il existe plusieurs types de distribution de l'effluent à épurer, à savoir :

- des répartiteurs fixes : caniveaux alimentant des éléments perforés,
- des distributeurs mobiles : chariots baladeurs ou sprinklers, sorte de tourniquets hydrauliques à deux ou quatre bras percés d'orifices permettant l'arrosage en pluie.

Ces types de lit ont eu un très grand développement en France, particulièrement pour les petites stations, jusque vers les années 1960. Ils restent encore très à la mode en Grande-Bretagne mais ont nettement marqué le pas dans les autres pays européens malgré des avantages indéniables.

Selon le débit hydraulique appliqué, on distingue :

- les lits à faible charge, constitués par un empilement de relativement faible épaisseur (1 à 2,2 m), alimentés à faible débit,
- les lits à forte charge, de hauteur plus importante (2 à 3 m et parfois plus), alimentés à un débit tel que la charge hydraulique dépasse $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Selon la charge, la durée de la traversée du lit bactérien par l'eau varie de 20 à 60 minutes.

III.2.2.1 - Lits à faible charge

On peut les caractériser pour le traitement des eaux urbaines par les conditions de fonctionnement ci-après :

charge hydraulique ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$) : 1,2 à 5,

-charge volumique ($\text{kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{j}$) : 0,08 à 0,2.

Dans ces lits, il n'y a pas lavage permanent de la boue biologique, qui tend ainsi à s'accumuler au sein de la masse percolatrice.

L'action de la faune prédatrice, très abondante, est essentielle ; c'est elle qui, avec l'auto-oxydation cellulaire, limite la prolifération excessive du film biologique, en évitant ainsi un colmatage rapide du filtre, qui est en fait un véritable lit à fixation de boue.

La quantité de boues évacuées d'une manière discontinue avec l'eau épurée demeure faible. Ces boues qui sont fortement minéralisées (humus) pourraient être théoriquement rejetées dans l'émissaire sans clarification finale, si la législation n'imposait pas au rejet des teneurs en matières en suspension inférieures à 30 mg/l .

On peut dire que si les lits bactériens à faible charge représentent encore une solution acceptable pour les très petites installations, en permettant d'atteindre des rendements de 95 %, l'orientation actuelle est d'abandonner de plus en plus ce type de lit, qui s'encrasse rapidement, s'adapte mal aux variations de débit, et s'avère peu économique (frais de construction relativement élevés).

III.2.2.2 Lits à forte charge

Les conditions de fonctionnement en épuration d'eaux urbaines sont les suivantes :

charge hydraulique ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$) : 16 à 40,

charge volumique ($\text{kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{j}$) : 0,7 à 0,8.

Pour éliminer de façon continue la substance cellulaire inutile, on applique une forte charge hydraulique dépassant le débit minimum d'autocurage ($0,5$ à $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$), ne laissant subsister sur les agrégats rocheux que de minces pellicules bactériennes aérobies.

Ceci conduit nécessairement à l'installation d'un clarificateur à la sortie du lit. Les boues ainsi éliminées sont putres-

cibles, en quantité supérieure à celle des boues produites par un lit bactérien ordinaire ; le travail de minéralisation (stabilisation) des boues est réservé à d'autres parties de l'installation, comme par exemple les digesteurs. De tels lits sont dits "autocurables".

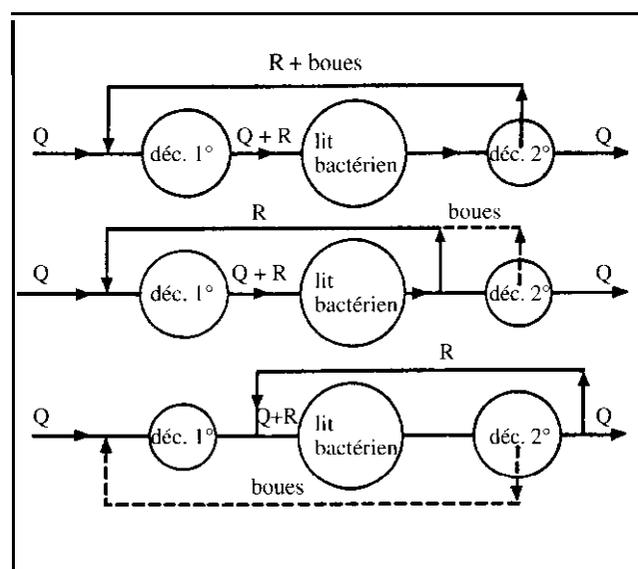
Le rendement d'épuration d'un lit à haute charge est peu influencé par la charge hydraulique, à condition qu'elle reste inférieure au débit de lessivage ($40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$), qui correspond à l'arrachement du film sous l'action du flot d'eau à épurer.

Par contre, le rendement d'épuration est lié à la hauteur de couche ; ainsi, pour une charge hydraulique de $24 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$, il atteint 66 % pour une hauteur de 2 m, et 75 % pour une hauteur de 3 m.

Un rendement d'épuration plus élevé peut être obtenu en recyclant l'eau traitée en tête du lit, ce qui équivaut à une dilution. Cette recirculation présente en outre l'avantage d'ensemencer le lit de façon homogène, en évitant la stratification des micro-organismes qui limite la hauteur utile d'épuration, et de compenser les variations de volume et de qualité des eaux usées.

Les possibilités de schémas de fonctionnement avec recirculation sont nombreuses, selon que l'on utilise l'eau décantée, les boues secondaires ou une combinaison des deux pour pratiquer le recyclage.

En France, dans la pratique courante, les lits bactériens fonctionnent à une charge hydraulique de l'ordre de $24 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$, avec recirculation à partir du fond du clarificateur et sont précédés d'une décantation primaire. Sur les eaux urbaines, ils permettent d'obtenir en moyenne des rendements d'épuration voisins de 85 % avec 2 m de hauteur de couche.



Schémas de fonctionnement de lits bactériens.

Lorsqu'on impose des conditions sévères pour la qualité de l'eau épurée au rejet, ou lorsque les effluents urbains renfer-

ment une proportion importante d'eaux résiduaires industrielles (par exemple du type agro-alimentaire), une épuration en deux ou plusieurs stades devient nécessaire. Chaque stade comporte deux ouvrages : l'un pour l'oxydation, l'autre pour la clarification, chaque effluent est recyclé.

En Grande-Bretagne on pratique très souvent une double filtration avec un système de deux lits bactériens successifs

en fonctionnement alterné qui permet l'obtention de rendements d'épuration de la DBO_5 supérieurs à 95 %. Ce sont deux filtres de même grandeur (hauteur 1,5 à 2 m, garnis d'agrégats de 8 cm de diamètre) pour lesquels l'ordre de charge peut être inversé aussi fréquemment qu'on veut. En marche normale, on effectue cette inversion lorsque le premier lit commence à s'ensaver (en général au bout de deux semaines).

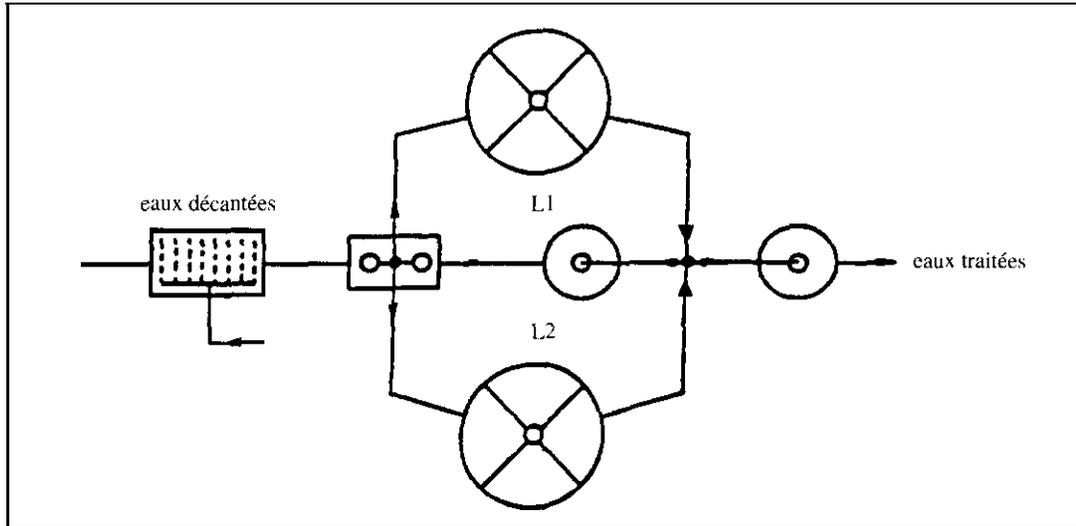


Schéma de lits bactériens alternés.

Il convient de noter que dans le cadre d'un traitement poussé en deux ou plusieurs étapes, tous les stades ne sont pas forcément des filtres bactériens, d'autres modes d'épuration (boues activées, lagunes) peuvent être utilisés.

Nous résumons ci-après les avantages et inconvénients des lits classiques à ruissellement.

Avantages

- Faible dépense énergétique réduite au pompage (alimentation - recyclage).
- Système robuste et simple nécessitant peu d'entretien et de contrôle.

Inconvénients

- Sensibilité au colmatage, accentuée par certains rejets industriels (fibres, poils, graisses).
- Nécessité de prétraitements performants et d'une décantation primaire efficace.
- Risque de pullulation d'insectes.

III.2.3 - Les lits modernes à remplissage plastique

III.2.3.1 - Les plastiques à ruissellement à très haute charge

Ce sont des matières synthétiques (PVC, polystyrène) qui constituent le matériau filtrant et le remplissage des lits peut être réalisé soit en "vrac" (on dit encore "au hasard") soit de façon "ordonnée" sous la forme d'empilement de tubes cloisonnés, de plaques planes ou ondulées ou de blocs percés en nids d'abeilles.

Ces dispositifs ont l'avantage d'offrir, pour la fixation du film biologique, une surface beaucoup plus importante que les matériaux traditionnels, tout en réduisant les risques de colmatage.

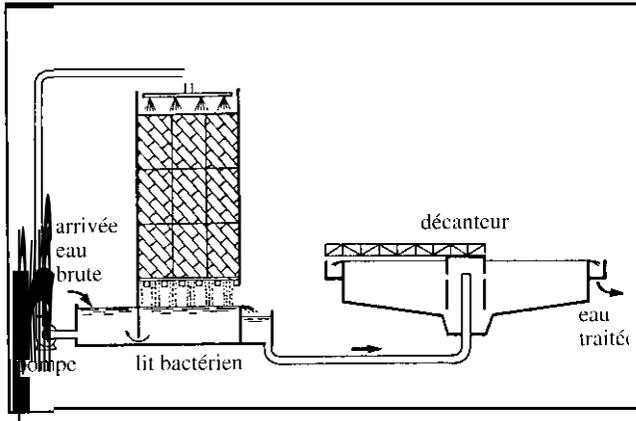
Nous récapitulons dans le tableau ci-dessous les caractéristiques des matériaux les plus utilisés :

Matériaux	Densité kg/m ³	Surface spécifique m ² /m ³	Indice de vide
• Surfpac (Dem Chem.)	64	182	0.94
• Flocor (Imp. Chem. Ind.)	48	187	0.94
• Cloisonyle (Ircha)	37	220	0.98
Conventionnel	1.350	105	0.50

Principales caractéristiques des matériaux plastiques de remplissage des lits bactériens.

On a pu grâce à ces matériaux aboutir à la conception de lits légers ($d = 40$ à 80 kg/m³) se prêtant bien du point de vue construction à la mise en œuvre de tours de grande hauteur. Le rendement du lit est d'ailleurs une fonction croissante de la hauteur de remplissage. En fait, pour des raisons liées à la résistance à l'écrasement des matériaux habituellement utilisés et au coût du Génie Civil, cette hauteur ne dépasse guère 7 à 8 m.

Les lits à remplissage plastique, grâce à l'importante surface développée ($80 \text{ à } 220 \text{ m}^2/\text{m}^3$) et au grand pourcentage de vide des matériaux (94 à 98 %), peuvent traiter des eaux résiduaires particulièrement polluantes et travailler sous des charges volumiques comprises entre 1 et 5 kg DBO₅/m³ de matériau.jour, avec des charges hydrauliques suivant le type de matériau utilisé entre 1,5 et 3 m³/m².h



Lit bactérien (avec recyclage) et décanteur.

La grande vitesse de percolation évite le colmatage mais conduit à des rendements d'élimination de la DBO₅ plus faibles qu'avec les lits traditionnels. Ils oscillent entre 30 et 70 % suivant le type d'eau et la charge volumique adoptée.

Il est toujours nécessaire de prévoir un recyclage d'une partie du débit en tête de lit afin de maintenir une charge hydraulique minimale en dessous de laquelle on risquerait de ne pas obtenir l'autocurage indispensable. Ce recyclage peut s'effectuer, soit directement à partir de la base du lit bactérien, soit à partir du clarificateur qui suit.

Les lits plastiques sont particulièrement bien adaptés pour constituer le premier stade d'une épuration biologique en plusieurs étages, ce qui explique qu'on les utilise surtout pour le prétraitement d'eaux résiduaires particulièrement chargées issues d'usines agro-alimentaires (brasserie laitière conserverie, etc) ou dans le cadre d'une épuration mixte d'eaux urbaines en mélange avec ces types d'effluents industriels.

Peu sensibles au colmatage, ils fonctionnent souvent sans décantation primaire préalable et restituent des boues en excès d'excellente décantabilité d'où la possibilité de dimensionnement du clarificateur sur des vitesses ascensionnelles élevées comprises entre 1,5 et 2,5 m/h.

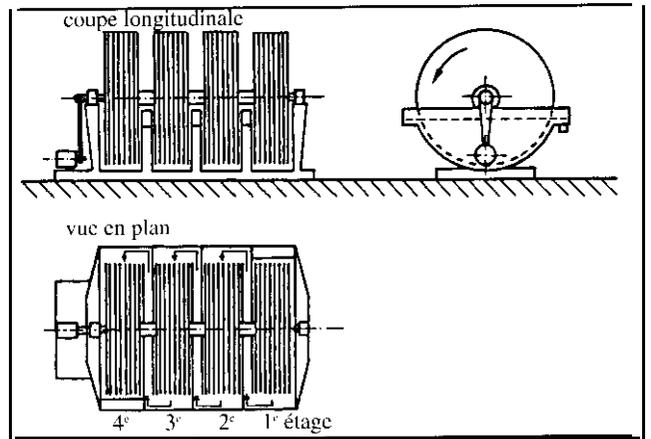
Ils présentent toutefois un certain nombre d'inconvénients : outre le prix élevé du matériau, le principal est la grande sensibilité au froid qui diminue sans doute plus qu'ailleurs les rendements d'épuration du fait de la ventilation intense qui règne au sein du matériau et du manque de protection.

Par ailleurs, ils peuvent être parfois source d'odeurs non négligeable ce qui implique la nécessité de les couvrir et de désodoriser l'air provenant du tirage.

III.2.3.2 - Lits plastiques immergés

Mis au point à Stuttgart par le Dr Hartman et connus aussi sous le nom de disques biologiques. ces lits sont constitués par des plaques circulaires en matière plastique légère et poreuse (polystyrène) dont le diamètre peut varier entre 1 et 3 m.

Ces disques sont montés à intervalles de 2 cm l'un de l'autre, sur un axe de rotation horizontal. Ils constituent des cylindres (pouvant contenir de 30 à 180 disques) immergés jusqu'au plan médian (environ 40 % de la surface du disque se trouve dans le liquide) dans des cuvettes semi-circulaires traversées par un courant d'eau usée et mis en rotation lente (1 à 3 tr/min)



Lit bactérien immergé à disques.

Les eaux prédécantées sont admises dans les cuvettes ; une culture bactérienne se développe et tapisse les faces des disques sur une épaisseur de 5 mm. Lors de l'immersion, les bactéries absorbent les matières organiques et lors de l'émergence, elles fixent l'oxygène de l'air nécessaire à leur métabolisation. L'eau épurée évacuée contient les produits d'oxydation. La biomasse en excès se détache des disques et est recueillie dans un clarificateur. Il n'est pas pratiqué de recyclage.

Les hiodisques qui sont mis en œuvre en Allemagne pour la réalisation de stations urbaines jusqu'à 100 000 habitants, doivent cependant être réservés aux petites stations n'excédant pas 5 000 habitants.

Les avantages du procédé résident dans la faible dépense d'énergie (0,2 kWh/kg DBO, éliminée) et le peu d'entretien nécessité par ce type d'appareillage. Les inconvénients, outre le prix d'investissement élevé, sont la sensibilité au gel (il convient d'inclure les disques dans un bâtiment clos) aux huiles et graisses et la nécessité de pratiquer une décantation primaire et une clarification finale qui posent le problème du traitement des boues fraîches.

III.3 - Les biofiltres

III.3.1 - Présentation et principe de fonctionnement des lits fixes

La biofiltration qui a eu un développement industriel récent

en France sous la forme de systèmes à lits granulaires fixes est une technique qui vise à réaliser simultanément, dans le même ouvrage, la réaction biologique de dégradation aérobie de la pollution par la biomasse épuratrice et la clarification par filtration de l'effluent traité.

Le procédé permet de s'affranchir d'un clarificateur aval.

L'ouvrage est un filtre garni en matériau de granulométrie suffisamment faible pour obtenir un effet de filtration efficace. Le matériau sert simultanément de support à la biomasse épuratrice de type fixé que l'on maintient dans des conditions aérobies dans le filtre.

Dans un tel système, l'accroissement de biomasse et les matières en suspension de l'effluent, retenues dans le matériau, vont colmater progressivement le lit. On assure cycliquement sa régénération en utilisant des technologies mises en œuvre dans la filtration sur sable (détassage à l'air du matériau puis lavage à l'eau en contre-courant).

Il en résulte que la biofiltration, à l'inverse des procédés d'épuration conventionnels (boues activées, lits bactériens) est un procédé discontinu dont la remise en service s'effectue cependant de façon quasi instantanée grâce aux propriétés des supports utilisés (macro-porosité du matériau) dans lesquels reste une population bactérienne suffisante pour obtenir immédiatement une qualité d'eau épurée correspondant au régime établi.

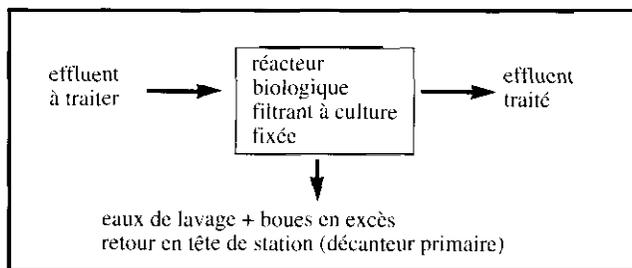


Schéma simplifié du principe de fonctionnement d'un biofiltre

III.3.2 - Les différentes variantes technologiques du procédé de biofiltration

Plusieurs techniques ont été mises en œuvre à l'échelle industrielle. Elles se différencient par :

- la granulométrie et la nature du support.
- le sens de passage de l'eau : flux ascendant ou flux descendant,
- la technique d'introduction de l'oxygène (pré-dissolution ou injection directe dans le biofiltre lui-même, et dans ce cas, le flux d'air pourra être ascendant ou descendant),
- l'origine de l'oxygène : oxygène de l'air ou oxygène pur.
- le mode de fonctionnement du biofiltre en lit immergé ou en lit de ruissellement.

Granulométrie

Son choix est un compromis entre deux contraintes opposées :

- nécessité d'une granulométrie faible pour avoir des grandes surfaces et une bonne finesse d'accrochage_
- nécessité d'une granulométrie assez importante pour éviter des colmatages trop fréquents.

Les granulométries proposées varient de 1 à 10 mm selon les matériaux mis en œuvre et les domaines d'application de la biofiltration.

A noter qu'en dehors de la taille effective du matériau, la qualité de la filtration est fortement influencée par le coefficient d'uniformité et la forme des grains (anguleux ou ronds).

Nature du support

Tous les matériaux proposés possèdent des propriétés communes : ils développent une **grande surface spécifique**, possèdent une **macroporosité importante**, une **densité apparente faible**, et présentent une **résistance élevée à l'usure mécanique**.

Il existe diverses familles de matériaux utilisables :

- charbons divers, plus ou moins activés,
- matériaux naturels expansés cuits (argiles, schistes),
- matières synthétiques.

L'efficacité d'un charbon ne semble pas principalement liée au degré d'activation, mais plutôt à des fonctions de surface du matériau, fonctions agissant sur l'accrochage bactérien.

Deux critères sont fondamentaux pour les matériaux utilisés :

- **la porosité** : il s'agit là d'un paramètre particulièrement important, car il conditionne la surface de contact disponible entre l'eau à traiter et les micro-organismes. La surface maximale pour l'attachement de la biomasse peut être obtenue par l'emploi d'un matériau à forte porosité et rugosité,

- **la friabilité** : un matériau trop friable est à proscrire, car il sera à l'origine de la production de fines au cours des opérations de lavage ou pendant le fonctionnement des lits granulaires turbulents.

Par ordre d'apparition sur le marché, les matériaux les plus utilisés sont :

- le **charbon Hydro** : charbon de bois résineux faiblement activé,
- la **Biolite** : petits granulés d'argile expansée, cuite à haute température, de macroporosité ouverte importante, mise au point et utilisée par DEGEMONT,
- les **Biodamines** : argiles expansées cuites, dopées en oligo-éléments, mises au point et brevetées sous licence commune AGS -OTV,
- le **Biodagène** : schiste expansé, préconisé récemment par OTV,
- le **Biocarbone** : procédé breveté OTV, utilisant divers charbons minéraux ou végétaux activés.
- le **Biostyr** : procédé breveté OTV, utilisant des billes de polystyrène.

III.3.3 - Mode de fonctionnement du lit

Une charge hydrostatique est nécessaire pour vaincre la perte de charge à travers le matériau support et permettre la filtration. Dans la quasi-totalité des procédés, cette charge est assurée par un fonctionnement en lit **immergé**.

Une variante utilise la mise en dépression du filtre conduisant à un fonctionnement en lit à ruissellement.

Technologie du transfert d'air

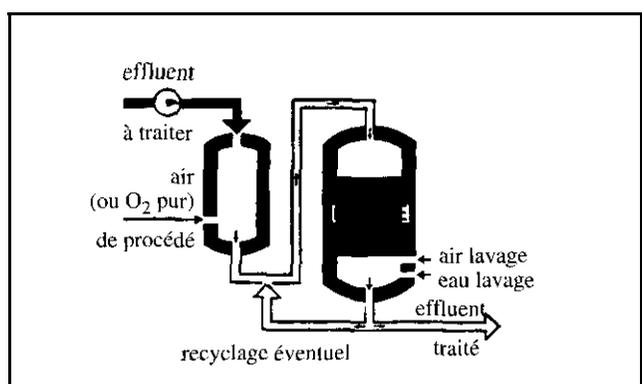
Pour permettre le développement de bactéries aérobies sur le matériau, il est nécessaire de fournir de l'oxygène.

Transfert par échange de surface

Uniquement possible par fonctionnement en lit à ruissellement.

Transfert par présaturation

La première technique utilisée en filtration biologique est celle consistant à apporter directement l'O₂ sous forme dissoute dans l'eau à traiter. A cet effet, on injecte soit de l'air, soit de l'oxygène pur dans l'eau avant passage sur le lit (pré-aération).



Procédé de filtration biologique après présaturation en oxygène des effluents à traiter.

La quantité d'oxygène transférée étant limitée (saturation à environ 10 mgO₂/l dans l'eau avec l'air, environ 40 mg/l avec l'oxygène pur), la demande en oxygène nécessaire à la réaction biologique ne peut généralement être satisfaite que par plusieurs passages de l'eau dans la pré-aération (par recyclage de l'eau traitée).

Avec cette technique, les matières en suspension de l'effluent brut sont immédiatement retenues dans les couches supérieures du filtre, entraînant un risque de colmatage très rapide de l'installation. Pour cette raison, une pré-élimination des matières en suspension par clarification physico-chimique est généralement indispensable.

Transfert de l'air à même le lit

L'oxygène nécessaire peut également être transféré par insufflation directe d'air dans le lit, c'est-à-dire dans le réacteur biologique, lieu où se situe la demande en oxygène. Ce mode assure le meilleur rendement de transfert.

L'aération peut être réalisée soit à la base (ce système est souvent à l'origine d'un fonctionnement peu satisfaisant du biofiltre sur le plan hydraulique), soit de préférence au sein du lit.

Il est à noter qu'en dehors du lieu d'admission de l'air insufflé, la technologie mise en œuvre pour assurer la fourniture de l'air nécessaire dans tout le volume du lit devra être étudiée avec le plus grand soin.

Sens de filtration de l'eau à traiter et de circulation de l'air
La filtration peut être ascendante ou descendante. La filtration descendante permet, selon certains auteurs, une meilleure répartition du flux à traiter, avis non partagé par d'autres qui préconisent un flux d'eau ascendant qui, pour un biofiltre co-courant air-eau, devrait permettre une meilleure répartition de la biomasse sur toute la hauteur du matériau et, par suite, une activité biologique améliorée plus constante tout au long du cycle.

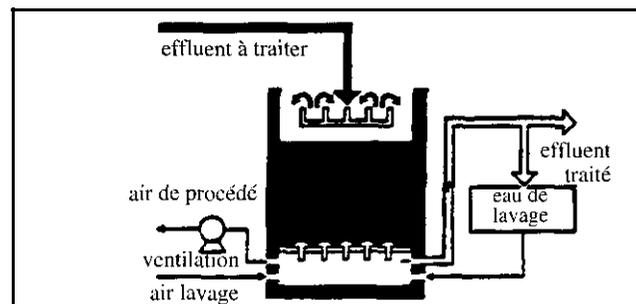
Les procédés qui ont déjà trouvé une application industrielle peuvent être classés en fonction de la circulation des flux d'eau à traiter et d'air en :

-systèmes co-courant

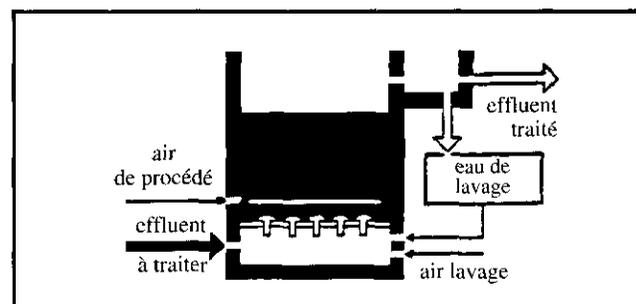
- flux d'eau et d'air descendant: procédé Biodrof DEGREMONT fonctionnant en lit de ruissellement
- *flux d'eau et d'air ascendant : procédé Biofor DEGREMONT

- systèmes contre-courant

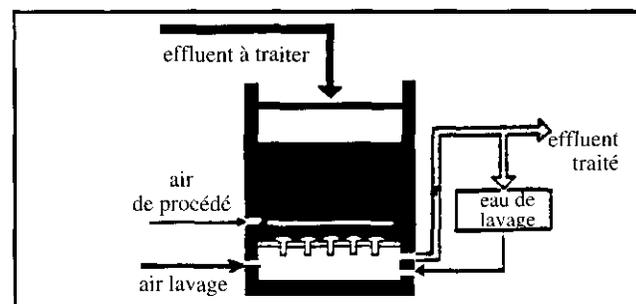
- flux d'eau descendant et d'air ascendant : procédé Bio-carbone OTV



Lit à ruissellement co-courant air-eau.



Lit immergé co-courant air-eau.



Lit immergé contre-courant air-eau.

III.3.4 - Efficacité, dimensionnement et conditions d'exploitation de la biofiltration en lits fixes

La technologie de biofiltration en lit fixe est industriellement parfaitement maîtrisée. Elle s'avère particulièrement performante pour l'élimination de la pollution provenant du carbone mais aussi de l'azote, celle-ci pouvant être assurée soit simultanément, soit successivement.

En eaux usées urbaines, son application en traitement secondaire généralement sur eau décantée, permet l'obtention de performances épuratoires très élevées avec une élimination :

- de la pollution particulaire > à 95 % des MeST,
- et de la pollution carbonée > à 80 % de la DCO et DBO₅, dans les conditions d'exploitation ci-après :
- charge volumique appliquée (kg DCO/m³.j) : 6 à 8,
- vitesse de filtration (m³/m².h) : 2 à 5,
- besoins en air (m³/kg DCO éliminée) : 25 à 50,
- consommation énergétique (kWh/kg DCO éliminée) : 0,6 à 0,7 ; (kWh/m³ d'eau traitée) : 0,4 à 0,6,
- cycle de filtration (heures) : 12 à 4X h selon les caractéristiques des effluents à traiter,
- régénération par détassage du matériel à l'air puis lavage à l'eau à contre-courant.

La durée de l'opération de lavage est de 30 minutes à 1 heure.

Sur le plan technique, la biofiltration présente de nombreux avantages sur les procédés d'épuration biologique conventionnels. Nous les résumons ci-après :

*Qualité exceptionnelle du traitement avec l'obtention d'une eau traitée contenant en règle générale entre 10 à 15 mg/l de matières en suspension (comparable à celle obtenue par un traitement conventionnel doublé d'une filtration tertiaire).

La biofiltration permet d'éviter les problèmes liés à une mauvaise décantabilité de la biomasse en clarification ("*bulking*", flottation des boues dans le cas du fonctionnement en régime nitrifiant).

- Compacité de l'installation qui fonctionne à des charges 4 à 5 fois supérieures à celles applicables sur un système conventionnel à performances égales. Il en résulte une implantation sur des surfaces de terrains réduites et la possibilité d'intégration des ouvrages à l'intérieur de bâtiments clos, ce qui facilite la lutte contre les odeurs et le bruit. Ce procédé permet également de faire face aux contraintes de froid (station d'épuration en altitude notamment).
- Rapidité de montée en régime du traitement notamment après un choc toxique (un redémarrage exige 8 jours maxi). De plus l'exploitation peut être totalement automatisée car elle est dérivée des technologies utilisées depuis longtemps en filtration d'eau potable.

III.3.5 - Nouvelles orientations des procédés de biofiltration

• Biofiltration sur lit flottant

Le procédé Biostyr (breveté OTV) est le dernier né du procédé à lit granulaire immergé et aéré. Il assure l'épuration biologique par passage des eaux à traiter en flux ascendant au travers d'un matériau flottant constitué de billes de polystyrène expansé colonisé par une biomasse active. L'injection d'air assurant l'apport en oxygène indispensable aux mécanismes épuratoires est réalisée à co-courant.

Le procédé trouve son application en traitement secondaire pour l'élimination de la pollution carbonée et azotée et surtout en nitrification - dénitrification tertiaire avec un réacteur biologique unique susceptible d'intégrer la zone anoxique.

Les avantages du procédé semblent résider dans :

- la simplification technologique apportée notamment dans le système de lavage,
- la grande compacité des installations compte tenu de l'importance des charges volumiques applicables en particulier pour l'élimination de la pollution azotée.

Les recherches sont actuellement orientées vers la mise au point de techniques par cultures fixées encore plus performantes que les biofiltres en lits fixes. Parmi les types de schémas actuellement testés à l'échelle expérimentale du pilote, on peut citer :

Les systèmes à lits fluidisés

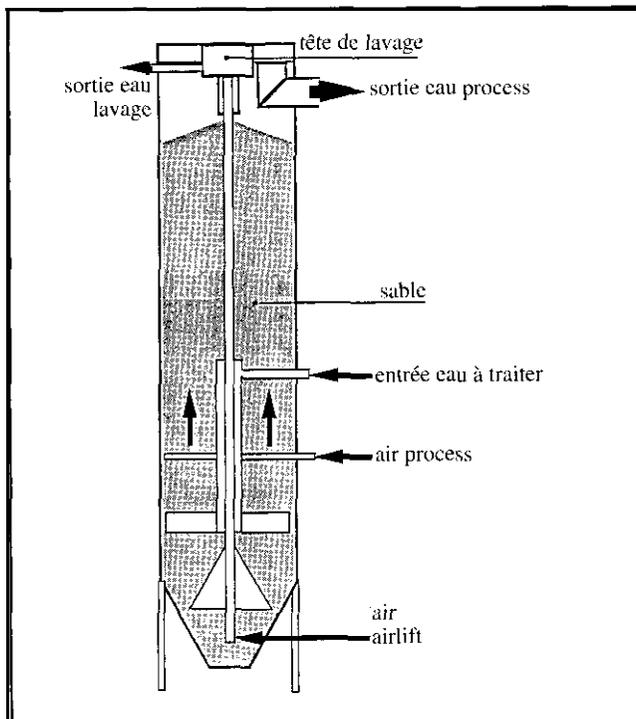
C'est une technique qui consiste à réaliser l'épuration biologique par l'intermédiaire d'une biomasse fixée sur un matériau de très faible granulométrie (généralement du sable ou du charbon actif de moins 1 mm) maintenu en fluidisation dans un réacteur de 6 à 8 m de hauteur par une vitesse hydraulique élevée (de 20 à 50 m/h en fonction de la taille des particules et de leur poids spécifique). L'effet de filtration étant généralement restreint dans un lit fluidisé, il est nécessaire, dans la plupart des applications, de faire suivre ce dernier par un ouvrage de séparation des matières en suspension.

Le procédé de biofiltration à lit fluidisé, en raison de la grande surface de contact offerte aux bactéries, possède un potentiel épuratoire très élevé. Cependant sa technologie, un peu sophistiquée, n'est pas encore totalement maîtrisée et demande à faire ses preuves sur des réalisations industrielles.

Les systèmes à lits mobiles (ou à lavage continu)

C'est une technique proche des biofiltres en lits fixes dans laquelle le lavage du matériau support est réalisé en continu. Cette technique très prometteuse est actuellement développée par SOGEA. Dans le réacteur contenant le matériau support des micro-organismes épurateurs, la circulation de l'effluent à traiter est ascendante, à contre-courant du matériau. Le matériau chargé de biomasse est évacué en continu à la base du réacteur et réintroduit propre à la partie supérieure après avoir transité dans un dispositif de lavage.

En faisant varier la vitesse circulaire du matériau, on modifie l'âge et la concentration de la biomasse dans le réacteur ; on l'adapte ainsi à la charge polluante à éliminer. Ce système est simple d'exploitation, peu consommateur d'énergie. Il permet la suppression des arrêts pour lavage et celle des volumes de stockage d'eau de lavage. Son champ d'application peut être étendu au traitement des pollutions carbonée et azotée.



Biofiltration en lit mobile (procédé SOGEA BIODYNE).

IV. - Considérations économiques des traitements secondaires

• Données économiques relatives aux frais d'exploitation

Dans les divers procédés d'épuration biologique par voie aérobie, les frais d'exploitation sont dus essentiellement à la consommation d'énergie nécessaire aux pompages de relèvement (recirculation des eaux et des boues), à l'oxygénation et au brassage des boues (dans le cas de procédés par boues activées ou lagunage aéré) et au transfert de l'air au sein du lit (dans les procédés de biofiltration).

Dans le cas des lits bactériens classiques, la consommation d'énergie dépasse rarement 0,3 kWh/kg DBO₅ éliminée. Dans les lits à ruissellement en matériaux plastiques, tout dépend du recyclage qui peut être intense et de la concentration en pollution de l'eau traitée. Dans l'épuration d'eaux résiduaires urbaines (dont la DBO, est de 150 à 200 mg/l),

les consommations atteignent souvent 0,7 kWh/kg DBO₅ éliminée.

Pour ce qui concerne les procédés d'épuration par boues activées, la consommation spécifique d'énergie est fortement dépendante :

- des conditions de fonctionnement du réacteur biologique : la consommation augmentant quand la charge massique diminue. Elle s'avère particulièrement élevée dans les procédés d'épuration en "aération prolongée" qui réalisent simultanément la stabilisation des boues biologiques,
- et du type de dispositif d'aération choisi (aération de surface, ou par air surpressé sous forme de grosses ou fines bulles).

Dans le cas d'eaux résiduaires urbaines, on peut fixer certains ordres de grandeur qui paraissent raisonnables pour les consommations spécifiques (en kWh/kg DBO₅ éliminée) qui varient :

- entre 1 et 1,5 pour une épuration à faible charge et aération prolongée,
- entre 0,7 et 0,9 pour une épuration à moyenne charge,
- et entre 0,5 et 0,75 pour un traitement à forte charge.

Sur la base des résultats d'exploitation des installations actuellement en service, les consommations d'énergie des biofiltres (pour le maintien en aérobose du lit et sa régénération) sont relativement élevées et se situent entre 1,2 et 1,5 kWh/kg DBO₅ éliminée.

• Bilan des coûts d'investissement du traitement secondaire

Les frais de premier établissement comprennent le génie civil du dispositif d'épuration biologique, c'est-à-dire du réacteur et du clarificateur ainsi que les équipements d'aération et les tuyauteries et dispositifs de répartition et de recyclage.

La comparaison des coûts est très difficile à faire entre les divers procédés d'épuration biologique pouvant être mis en œuvre : traitements aérobies par cultures bactériennes libres ou par biomasse fixée sur support. Cette comparaison réalisée dans une même catégorie de procédés dépend des conditions de fonctionnement du réacteur biologique susceptible d'assurer une épuration à faible, moyenne ou haute charge.

Dans le cas des boues activées par exemple, les traitements en aération prolongée comprennent par ailleurs la stabilisation biologique des boues ce qui n'est pas le cas de ceux assurant une épuration à moyenne et forte charge qui peut être ou non précédée d'une décantation primaire.

En première approche, on peut considérer que selon le procédé mis en œuvre, le coût de premier établissement du traitement secondaire représente entre 40 et 60 % de l'investissement global d'une station d'épuration pour des tailles comprises entre 10.000 et 100.000 habitants.

LA LUTTE CONTRE LA POLLUTION AZOTÉE DES EAUX USEES DOMESTIQUES

Techniques et procédés d'élimination des substances azotées

I - ANALYSE DE L'IMPACT DE LA POLLUTION AZOTÉE EN FRANCE

1.1 - Le constat

Les résultats des mesures de la qualité des eaux superficielles effectuées au cours des inventaires quinquennaux (1971, 1976 et 1981) ont fait apparaître une tendance d'amélioration assez nette de la qualité mesurée par les critères classiques de la pollution particulaire (MeST), toxiques (métaux) et organique (DBO₅, DCO) mais aussi un accroissement très sensible des teneurs en azote dans les milieux récepteurs dont les principales causes sont :

- l'urbanisation qui, au niveau des eaux usées domestiques, entraîne un raccordement sur le réseau d'un nombre croissant d'habitants (pour environ 2X millions d'habitants raccordés. la pollution organique émise en France est proche de 8000 t de MO/jour et de l'ordre de 400 t d'azote/jour),
- l'industrie, qui utilise d'importantes quantités d'ammoniaque et d'acide nitrique et pour laquelle la pollution azotée a été évaluée à près de 300 t/jour,
- enfin l'agriculture qui, par un emploi immodéré d'engrais (essentiellement nitrate d'ammonium), rejette dans le milieu récepteur (eaux de ruissellement) des quantités importantes d'azote ammoniacal et nitrique.

1.2 - Les différentes formes de l'azote dans l'eau usée.

Le devenir de l'azote

La pollution azotée qui est essentiellement sous forme soluble se trouve sous les différentes formes ci-après :

- l'azote organique, provenant surtout des déjections animales et humaines et des rejets d'industries agro-alimentaires,
- l'azote ammoniacal, qui peut provenir de rejets industriels (chimie en particulier) ou de la transformation par des processus biochimiques naturels de l'azote organique des eaux usées domestiques.

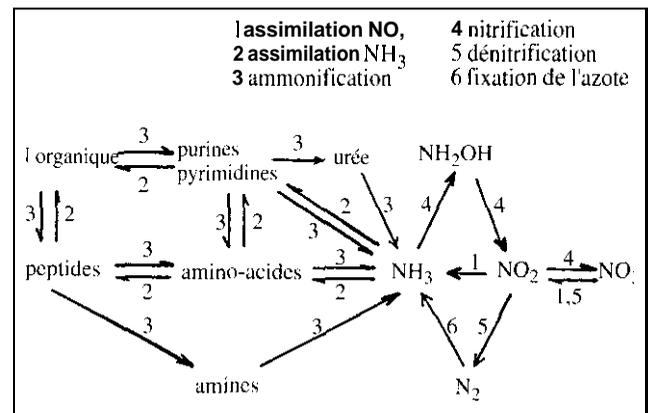
On admet communément que la pollution journalière d'un habitant est comprise entre 13 et 15 g d'azote dont 1/3 sous forme ammoniacale et 2/3 sous forme organique (urée, acide urique) mais, après avoir cheminé dans les réseaux d'égout, l'azote arrivant à la station d'épuration sera constitué pour les trois quarts d'ammoniaque.

Dans une station d'épuration "classique" par boues activées, on aura sensiblement pour les eaux urbaines un rapport DBO₅/N ≈ 4,5 alors que les besoins pour la synthèse cellulaire correspondent à un rapport DBO₅/N ≈ 20.

Il s'en suit que si l'on ne prend pas de précautions particulières, les rejets d'eau traitée des stations d'épuration urbaines contiennent encore couramment entre 20 et 50 mg/l d'ammoniaque, soit de l'ordre de 5.5 à 6,5 g N/hab.j.

Il faut noter que les formes oxydées de l'azote (azote nitreux N-NO₂⁻ et nitrique N-NO₃⁻) sont normalement trouvées en très faibles quantités dans les eaux résiduaires urbaines.

D'une façon générale, il convient de considérer que dans les égouts (milieu réducteur) et dans les rivières (milieu oxydant) l'azote subit des transformations par voie biochimique, si bien que les proportions entre les différentes formes évoquées ci-dessus, évoluent selon un cycle qui peut être présenté par le schéma suivant.



Les différentes réactions biochimiques de transformation de l'azote.

1.3 - Les nuisances de l'azote

La pollution azotée entraîne des effets néfastes dans les milieux récepteurs et constitue une gêne pour la potabilisation des eaux de surface et de nappes. Nous récapitulons ci-après les principales nuisances engendrées :

Consommation d'oxygène

Les réactions de nitrification qui ont lieu dans les milieux naturels par voie biochimique s'accompagnent d'une consommation d'oxygène théorique de 4,3 mgO₂ par mg d'azote nitrifié.

Ainsi, pour un rejet d'eau traité de niveau "e" (30 mg/l DBO, et 40 mg/l NTK) on arriverait à des consommations d'oxygène respectivement de l'ordre de 30 g/m³ et 180 g/m³ au titre des pollutions carbonée et azotée sous forme ammoniacale.

En terme d'impact sur une rivière, il est important de noter que ces deux consommations d'oxygène sont différées dans le temps et dans l'espace, la nitrification intervenant tardivement.

Toxicité de l'ammoniaque

La vie aquatique peut être gravement atteinte pour des concentrations en azote ammoniacal de l'ordre de 2 mg/l et un pH de 7,4 8,5. Certaines espèces de poissons sont, de plus, sensibles à des seuils beaucoup plus bas.

Eutrophisation du milieu récepteur

Ces phénomènes d'eutrophisation peuvent s'installer et se développer dans la plupart des milieux hydriques : lacs, étangs, fleuves ou grandes rivières à écoulement lent, canaux, mers et océans.

Production d'eau potable

Les normes européennes et de l'OMS indiquent que les effets nuisibles risquent de se produire au-delà de 0.05 mg/l d'ammoniaque, les normes internationales admettant 0,5 mg/l (en NH₃) comme seuil de concentration admissible.

En stérilisation, la présence d'ammoniaque entraîne une surconsommation de chlore (il faut 8 à 10 mg de Cl₂ par mg d'ammoniaque).

Toxicité des nitrates

Il est reconnu que l'eau chargée en nitrates est susceptible de provoquer une méthémoglobinémie chez le nourrisson. Les valeurs limites fixées par la Directive Européenne font référence à deux seuils par paramètre :

- un nombre guide (NC) 25 mg/l (objectif de qualité souhaitable)
- une concentration maximale admissible (CMA) de 50 mg/l (en particulier pour les nourrissons et les femmes enceintes).

La consommation régulière d'une eau contenant plus de 100 mg/l de NO₃, est formellement déconseillée.

1.4 - La Directive Européenne

Elle prévoit de limiter la concentration en azote global (NGL) dans les zones sensibles au titre de l'eutrophisation ou pour la production d'eau potable.

Les normes prescrites sont mentionnées à la page de l'introduction générale : 10 ou 15 mg/l selon la capacité de la station d'épuration ou 70.80% de réduction.

A l'intérieur des zones sensibles concernées, il est donc indispensable de procéder à l'élimination de l'azote sous toutes ses formes et par conséquent dans le cas d'une épuration biologique, à la nitrification puis à la dénitrification des eaux résiduaires.

II - LES TRAITEMENTS D'ÉLIMINATION DE LA POLLUTION AZOTÉE

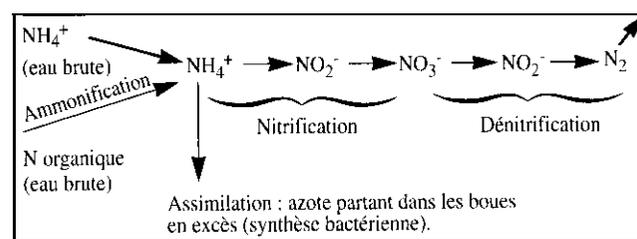
La connaissance de l'importance et de la nature de la pollution azotée intervient, pour une large mesure, dans le choix des techniques de traitement destinées à réduire ou à éliminer cette dernière, surtout s'il s'agit d'atteindre des niveaux de qualité élevés pour l'eau traitée.

L'azote contenue dans les eaux usées peut être éliminé par voie biologique ou physico-chimique. Les procédés physico-chimiques qui comprennent essentiellement la chloration, l'électrodialyse, les résines échangeuses d'ions et le strippage de l'ammoniaque, ne sont guère applicables en traitement des eaux résiduaires urbaines en raison soit de leurs faibles rendements, soit de leurs coûts prohibitifs.

Ce sont les procédés biologiques qui sont aujourd'hui les plus compétitifs et les mieux adaptés au traitement de l'azote des eaux usées domestiques en raison de leur facilité de mise en œuvre, de leur coût modéré et de la possibilité de combiner l'élimination des pollutions carbonées et azotées.

II.1 - Principe de l'élimination de l'azote par voie biologique

La dégradation de la pollution azotée s'effectue schématiquement de la façon ci-après :



Mécanismes réactionnels de la dégradation de la pollution azotée par nitrification dénitrification.

L'élimination de l'azote s'opère selon trois réactions :

- **l'assimilation** : utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne,
- **nitrification** : oxydation de l'azote ammoniacal en nitrites, puis en nitrates après transformation de l'azote organique en azote ammoniacal (ammonification),
- **dénitrification** : réduction des nitrates en azote gazeux qui retourne ainsi sous sa forme primitive dans l'atmosphère.

Ces trois réactions font intervenir des bactéries différentes qui se développent dans des conditions bien définies.

Il faut considérer cependant, dans la mesure où la consommation de l'azote a des fins de synthèse cellulaire est forcément limitée, que l'élimination poussée de l'azote fait appel essentiellement à un mécanisme biologique qui se fait en deux temps.

1^{er} temps : oxydation de l'azote organique et ammoniacal en nitrate (nitrification) par l'intermédiaire de bactéries autotrophes du genre nitrosomonas et nitrobacter qui assurent successivement la conversion de NH_4^+ en NO_2^- (nitritation) puis de NO_2^- en NO_3^- (nitratisation).

Cette oxydation peut se faire simultanément avec l'élimination des matières carbonées. Il faut noter que la nitrification implique les conditions ci-après :

un fonctionnement du réacteur biologique sous des conditions de faible charge. Ainsi, avec un procédé à boues activées, il conviendra d'opérer à une charge massique de toute façon inférieure à 0,25 kg de $\text{DBO}_5/\text{kg MVS.j}$ (le plus souvent de l'ordre de 0,15-0,20) et de ne pas dépasser 0,4 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{j}$ comme charge organique sur un lit bactérien.

L'explication de cette contrainte de dimensionnement tient essentiellement au fait que le taux de croissance spécifique des microorganismes nitrifiants est relativement faible et, de plus, fort influencé par la température. En fait, on a recours à la notion fondamentale d'âge de boues (rapport entre la masse des boues présentes dans le réacteur et la masse journalière des boues extraites) pour caractériser très précisément les conditions d'un traitement biologique nitrifiant. Selon la température, l'âge de la boue pourra varier de 15 à 20 jours. En dessous de 8°C, le phénomène est considérablement ralenti.

une teneur en oxygène élevée dans la liqueur mixte (supérieure à 2-3 mg/l). Les besoins pratiques en oxygène pour la nitrification sont de 4,25 mg consommés par mg de N-NH_4^+ .

Par rapport à un traitement en moyenne charge assurant l'élimination de la pollution carbonée, on estime que la nitrification entraînera une consommation d' O_2 supplémentaire de l'ordre de 40% si l'on ne récupère pas l'oxygène des nitrates.

La réaction de nitrification entraîne par ailleurs une certaine acidification du milieu d'une part, par consommation des ions bicarbonates (chute de TAC de 0,91°f par mg d'azote nitrifié) et d'autre part par production d'ions H^+ .

2^{ème} temps : réduction dissimilative des nitrates (dénitrification) par l'intermédiaire de bactéries anaérobies facultatives hétérotrophes qui en cas de carence du milieu en oxygène ont la propriété d'utiliser l'oxygène combiné de certains composés chimiques et notamment des nitrates réduits alors en azote gazeux.

Sauf en ce qui concerne la dépendance vis-à-vis de la température, les conditions opératoires pour l'obtention de la dénitrification sont assez en contradiction avec celles requises pour la nitrification. Teneur en oxygène nulle, substrat carboné disponible et pH sont les paramètres qui gouvernent la cinétique de croissance et l'activité des espèces bactériennes dénitrifiantes. Des concentrations de 0,5 mg/l d'oxygène sont déjà fortement inhibitrices. Dans la pratique, la mesure du potentiel d'oxydoréduction du milieu est un bien meilleur indicateur que la concentration d' O_2 dissous pour s'assurer de bonnes conditions de dénitrification (limite 220 mV).

La cinétique de réduction des nitrates est très dépendante de la nature du substrat carboné et du rapport $\text{DCO}/\text{N-NO}_3$ qui doit être de l'ordre de 10. La respiration endogène est la plus mauvaise source de carbone. L'eau usée domestique représente par contre un substrat généralement convenable.

A noter que lors de la dénitrification, on récupère de l'oxygène à partir des nitrates (2,8 mg d' O_2 par mg N-NO_3 , mais seulement 50 à 70% de cette production sont réellement récupérées). L'opération se traduit par ailleurs par la production d'ions bicarbonates et d'hydroxyde d'où une augmentation du TAC de 0,36°f/mg N-NO_3 dénitrifié.

II.2 - Technologie mise en œuvre dans l'élimination de l'azote par voie biologique

Les procédés relatifs à l'élimination de l'azote peuvent être classés selon le type de cultures de micro-organismes mis en œuvre (cultures libres ou fixées), mais aussi en fonction des niveaux de qualité qu'il s'agit d'atteindre pour l'eau épurée.

Si l'on se réfère à la circulaire française du 4/11/80, on peut considérer que le niveau NK_1 ($\text{NTK} < 40 \text{ mg/l}$ sur échantillon moyen 24 heures) est normalement atteint par tous les grands procédés d'épuration biologique convenablement dimensionnés (lits bactériens, disques biologiques, boues activées) pour assurer le niveau "e" pour la pollution carbonée à condition que la teneur en azote Kjeldahl ne dépasse pas 70 mg/l, ce qui est généralement le cas d'une eau usée domestique, sauf exception saisonnière.

L'obtention des niveaux NK_2 ($\text{NTK} < 10 \text{ mg/l}$ sur échantillon moyen 24 heures) et a fortiori NK_3 (5 mg/l sur échantillon moyen 2 heures) implique obligatoirement la nitrification des effluents urbains.

Il est important de noter que l'application des directives de la CEE ($\text{NTK} < 10 \text{ mg/l}$) amènera dans la plupart des cas à exiger la mise en œuvre d'un procédé d'épuration capable d'assurer une nitrification effective.

Les niveaux NGL, ($NGL < 20 \text{ mg/l}$ sur échantillon moyen 24 heures) et a fortiori NGL_2 (10 mg/l sur échantillon moyen 2 heures) conduisent normalement à la mise en œuvre d'une phase de dénitrification. incorporée ou non aux phases d'oxydation de la matière carbonée et de nitrification.

Nous distinguerons ci-après :

- les différents procédés biologiques réalisant une nitrification seule,
- les systèmes d'épuration biologique réalisant l'élimination de l'azote par nitrification dénitrification.

II.2.1. - Technologies de traitement de l'azote assurant une nitrification

Il s'agit de techniques qui combinent généralement l'élimination de la pollution carbonée et la nitrification en utilisant soit une biomasse libre en suspension (boues activées) soit une culture bactérienne fixée sur support (lit bactérien biofiltre ...).

Les **procédés à boues activées** avec un réacteur biologique (bassin ou chenal d'activation) aéré et brassé fonctionnant en "aération prolongée" (âge de boues 15 20 j) constituent incontestablement les solutions de traitement les plus répandues sur le territoire français en particulier dans le parc des petites installations (taille généralement inférieure à 10.000 hab.).

On obtient facilement par ces procédés le niveau NK_2 voire NK_3 lorsque la température dans le bassin ne descend pas en-dessous de 15°C et si l'on opère dans des conditions de clarification efficaces.

Une autre filière très intéressante, parce que bien adaptée à la mise à niveau de plus grandes stations d'épuration consiste à mettre en œuvre une aération à faible charge ($C_m 0,10 - 0,15 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MVS}\cdot\text{j}$; âge des boues 10 12 j) après décantation primaire efficace.

Les **lits bactériens à ruissellement** (avec des matériaux de remplissage en pouzzolane, coke, laitier) ont pendant très longtemps constitué la technique de nitrification par excellence, à condition de les faire fonctionner à très faible charge $CV < 0,2 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{j}$. Dans l'expérience anglaise, la filière la plus répandue est celle de la double filtration, avec alternance ou non, dimensionnée en eau urbaine avec une charge globale très faible $< 0,1 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{j}$.

Les **disques biologiques** sont susceptibles d'assurer la nitrification des effluents urbains pour des charges qui doivent rester inférieures à $15 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2$ de disques et par jour. L'obtention d'un niveau NK_2 est possible avec des charges de l'ordre de $6 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{j}$ et en adoptant une conception en quatre étages successifs.

Les **nouvelles techniques** de biofiltration (en lits granulaires fixes) ont fait l'objet d'un travail important de développement sous la forme de systèmes à alimentation en eau usée en up ou down flow et un sens de circulation air-eau à contre-courant ou co-courant. Sur le plan technologique, le maintien en aérobiose est généralement réalisé par injection d'air dans la masse.

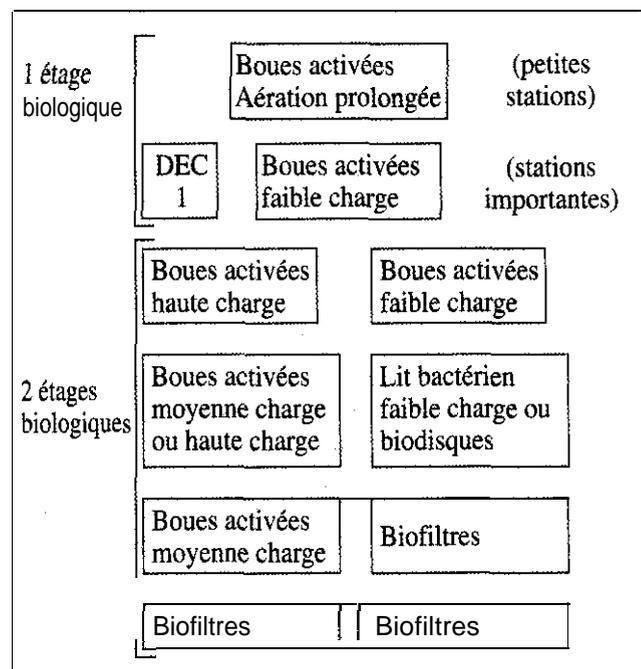
La biofiltration *pourra* assurer la nitrification :

soit en secondaire en un seul stade (sur un effluent préalablement décanté) en réalisant simultanément dans le même réacteur l'élimination de la pollution carbonée et la nitrification. Il conviendra d'appliquer des charges n'excédant pas $5 \text{ kg DCO}/\text{m}^3\cdot\text{j}$ pour environ $0,4$ à $0,5 \text{ kg NTK}/\text{m}^3\cdot\text{j}$,

soit en tertiaire (lorsque la pollution dissoute est importante) c'est-à-dire avec deux réacteurs fonctionnant en série, le premier servant à éliminer les matières carbonées, le second assurant la nitrification.

-soit encore en tertiaire dans le cadre d'un traitement de finition réalisé sur l'eau épurée issue d'une épuration biologique classique. Il conviendra de dimensionner le filtre nitrificateur sur des charges de $0,6$ à $0,7 \text{ kg NTK}/\text{m}^3\cdot\text{j}$.

A noter enfin le développement très récent de la technique des lits fluidisés qui utilise comme support bactérien des matériaux de taille inférieure au mm mis en expansion par le courant ascendant de l'eau. Cette technique est appelée à un bel avenir car elle est susceptible d'accepter des charges volumiques élevées et conduit, par suite, à la conception d'installations très compactes.



Les différents schémas de nitrification.

II.2.2 - Technologies de traitement de l'azote assurant nitrification et dénitrification

Dans tout système par boues activées conçu pour nitrifier, on observe une certaine dénitrification simultanée qui peut avoir plusieurs origines :

- dénitrification se produisant au fond du clarificateur quand le temps de séjour des boues devient trop important et qu'il y a par conséquent passage en anoxie,
- dénitrification se produisant dans le bassin d'aération lui-même, soit par syncopage de l'aération. soit entre deux dispositifs d'aération.

Cela peut d'ailleurs être mis à profit dans des installations conçues à cet effet.

C'est le cas en particulier dans les stations de type carrousel (chenaux d'activation) où, en jouant sur le syncopage des brosses, il est possible de maintenir en différents points du chenal des zones de déficit en oxygène, dans lesquelles la dénitrification est assurée essentiellement grâce à la respiration endogène des boues.

On reproduit le même phénomène dans les stations où le bassin d'aération alimenté en flux piston (alimentation et recyclage en tête de bassin) comporte plusieurs aérateurs de surface ce qui correspond à autant de compartiments. L'aération fonctionnant en discontinu, des zones anoxiques se créent lors de l'arrêt de l'aération, ce qui permet d'assurer une certaine dénitrification.

Le principal inconvénient de ces procédés réside dans la maîtrise d'un équilibre difficile à respecter : présence d'oxygène en quantité suffisante pour assurer la nitrification, absence pour permettre la dénitrification. L'utilisation judicieuse d'aérateurs submersibles (dissociation des fonctions d'agitation et d'aération) et de régulations basées sur la mesure du potentiel Redox permet de pallier ces inconvénients. Par ailleurs, les variations de débit et de charge polluante ne permettent pas de bien maîtriser les zones aérobies et anoxiques (sauf au prix d'une exploitation très suivie donc délicate et de volumes d'ouvrages très importants).

Le système de nitrification - dénitrification avec zone anoxique en tête, s'est révélé (sur la base de l'expérience acquise depuis plusieurs années) le procédé d'élimination de l'azote le plus efficace et le plus pratique à mettre en œuvre. L'installation comporte (fig.1) trois ouvrages en série : une zone anoxie brassée et non aérée dans laquelle est introduite l'effluent brut, la boue recirculée et la liqueur mixte le bassin d'aération - le clarificateur.

La nitrification est réalisée dans le bassin d'aération fonctionnant à une charge de 0.15 0,2 kg DBO₅/kg MVS.j.

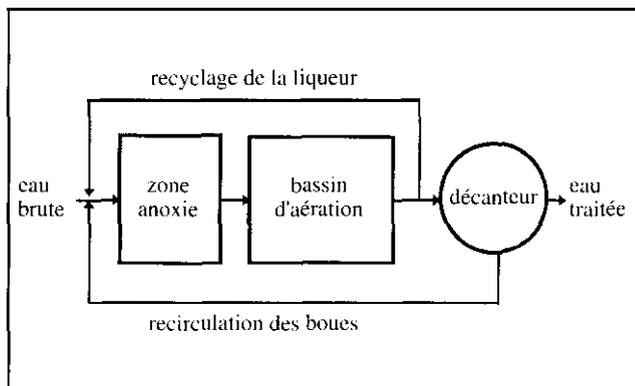


Figure 1 - Schéma de nitrification-dénitrification par boues activées avec zone anoxique de tête.

Les nitrates produits sont renvoyés par l'intermédiaire du recyclage des boues et de la liqueur mixte dans la zone anoxique, où ils sont alors réduits en azote gazeux par utilisation du carbone contenu dans les eaux brutes.

Les raisons qui plaident pour l'emploi de ce système sont multiples :

- possibilité de jouer sur la quantité de pollution carbonée envoyée dans la zone anoxie en modulant le débit d'eau brute.

- contrôle aisé de l'apport en nitrates par le recyclage de la boue et de la liqueur mixte,

- réduction possible de la demande en oxygène dans le bassin d'aération. l'O₂ des nitrates étant utilisé pour éliminer une partie de la pollution carbonée dans la zone anoxique.

Pour faire face à des pointes de pollution importantes, surtout lorsque les températures sont faibles, les conditions de nitrification peuvent être améliorées si l'on prévoit dans le procédé une zone de réactivation en tête, à forte concentration en matières sèches, ayant pour but d'augmenter la masse de boue dans le système et par là même, l'âge de la boue.

Partant du procédé Sud-Africain Bardenpho (cf. chapitre sur l'élimination de la pollution phosphorée) OTV a breveté le système de nitrification dénitrification avec alternance de zones aérobies et anoxiques qui comprend (fig.2) :

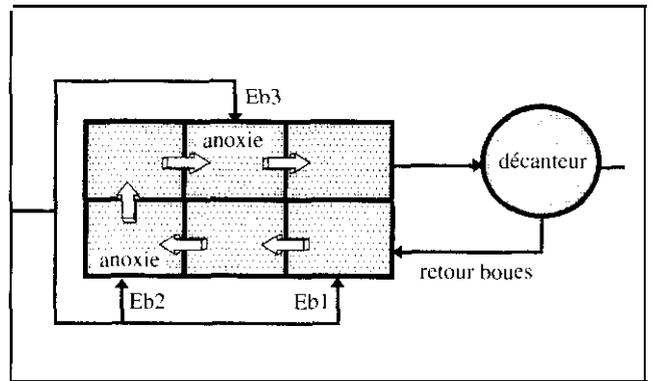


Figure 2 - Schéma de nitrification - dénitrification par boues activées avec alternance de zones aérobies et anoxiques.

- une cuve unique de type piston avec alternance de zones aérobie (taux d'oxygène régulé autour de 1,8 ppm) et anoxiques.

- une alimentation étagée de l'effluent à traiter, introduit dans la zone de tête et les autres zones anoxiques.

Le taux de recirculation des boues est de 80 à 100 % du débit nominal.

A signaler enfin les applications récentes de la biofiltration sur lit granulaire immergé, qui permet la réalisation d'installations compactes et de s'affranchir de tous les problèmes de clarification susceptibles d'être rencontrés en nitrification dénitrification par boues activées.

Le schéma de nitrification dénitrification peut être mis en œuvre au niveau d'une installation assurant :

- une dénitrification séparée en utilisant deux filtres : les nitrates formés dans la cellule nitrifiante étant recirculés vers la cellule non aérée dénitrifiante qui reçoit le substrat carboné de l'eau usée.

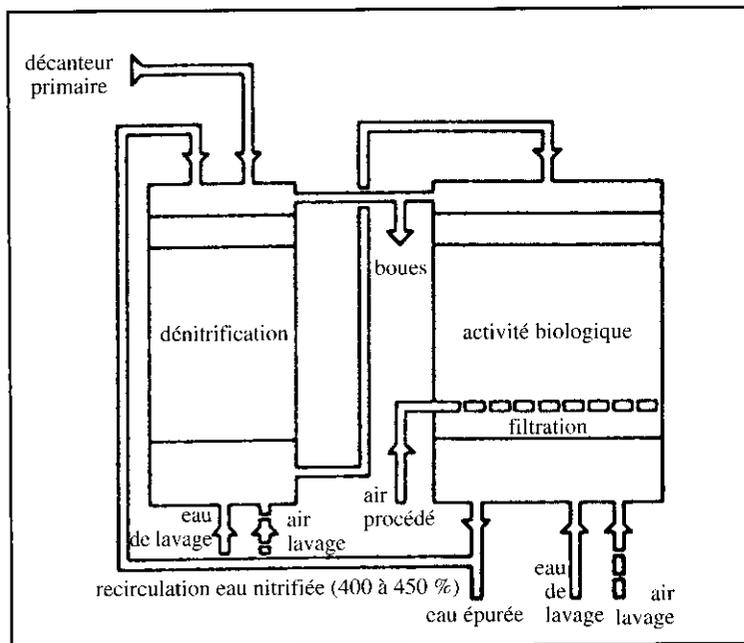
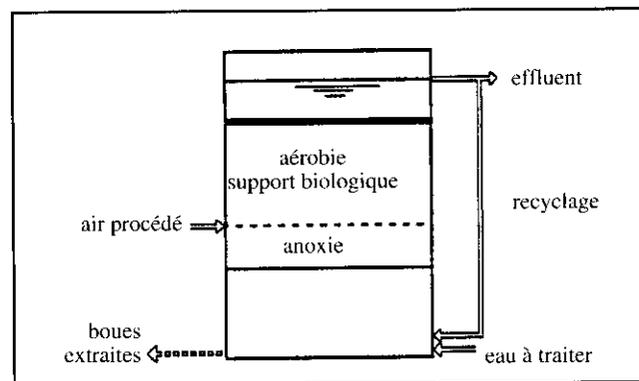


Figure 3 - Schéma de principe de nitrification - dénitrification (procédé Biocarbone OTV).

Fig. 4 - Schéma de nitrification - dénitrification par biofiltration (procédé Biostyr).



- une dénitrification intégrée dans le même filtre en ménageant dans ce dernier une zone anoxique non aérée à la base du lit filtrant (procédé Biostyr, fig. 4).

III - ASPECTS ÉCONOMIQUES DES TRAITEMENTS D'ÉLIMINATION DE L'AZOTE

Les différents procédés biologiques qui ont été développés imposent, si l'on vise une élimination poussée de l'azote, des volumes d'ouvrages importants au niveau du réacteur biologique, qui sera **au moins deux fois plus grand** que lorsqu'on procède à l'élimination de la pollution carbonée. Ce surdimensionnement ne s'applique cependant qu'au réacteur biologique et ne concerne généralement pas ou peu les clarificateurs, les installations de prétraitements et les servitudes. On peut considérer par ailleurs que, compte tenu d'une production de boues plus faible, les ouvrages de traitement de boues (en particulier la séquence épaissement - déshydratation mécanique) peuvent être légèrement réduits.

Le supplément de coût d'investissement entraîné notamment par la nitrification des effluents urbains variera selon les installations: taille, nature du terrain, importance relative du traitement des boues, etc.

Il faut tabler sur une augmentation du coût de 20 à 25 % maximum, si l'on procède à une nitrification des effluents.

La dénitrification peut n'accroître en rien le volume des ouvrages (aération prolongée) et son incidence sur les coûts d'investissements, être considérée comme faible. Si la nitrification intervient en faible charge, il n'en sera plus tout à fait de même.

Au niveau des frais d'exploitation, on estime que par rapport à un traitement à moyenne charge, la nitrification entraînera une consommation énergétique supplémentaire de l'ordre de 40 % pour atteindre des valeurs de l'ordre de 1,2 à 1,5 kWh/kg DBO₅ éliminée.

La récupération de l'oxygène des nitrates, lors de la dénitrification, permettra de réduire les frais d'exploitation en énergie qui ne seront plus majorés que d'environ 10 % par rapport à un traitement classique assurant l'élimination de la pollution carbonée.

LA LUTTE CONTRE LA POLLUTION DES EAUX USEES DOMESTIQUES PARLE PHOSPHORE

Techniques et procédés d'élimination du phosphore

I - LES DIFFÉRENTS ASPECTS DE L'IMPACT DE LA POLLUTION PARLEPHOSPHORE

1.1 - Pourquoi éliminer le phosphore des eaux résiduaires ? Les effets de l'eutrophisation sur la qualité des eaux

Le principal inconvénient du phosphore est de favoriser l'eutrophisation des cours d'eau lents, des lacs et des milieux marins, ce qui se traduit par un développement excessif d'algues planctoniques et généralement une élévation du pH. L'eutrophisation peut être définie comme une amplification d'un phénomène naturel, la croissance végétale, qui se manifeste lorsque plusieurs conditions sont réunies : éclaircissement important, température élevée, écoulement lent et présence de nutriments (azote, phosphore).

L'eutrophisation se caractérise par des effets, dont la plupart sont gênants :

- effets directs dus à la présence physique de végétation excédentaire (colmatage de filtres ou prises d'eau, turbidité de l'eau, etc.)
- effets indirects liés au métabolisme (vie-mort) de cette végétation (variation nuit/jour du pH, de la concentration en oxygène dissous) et à ses conséquences (toxicité de l'ammoniac à pH élevé, anoxie des fonds de retenues entraînant la solubilisation du fer, du manganèse... formation de produits précurseurs de trihalométhanes en cas de production d'eau potable avec chloration...).

La réduction des apports phosphorés des eaux usées est en général considérée comme le facteur clé de la lutte contre l'eutrophisation des rivières et des lacs. Il s'avère en effet que l'élimination de l'azote est insuffisante et ne constitue pas toujours un facteur limitant dans la mesure où certaines algues sont capables de fixer l'azote atmosphérique.

1.2 - Les apports en phosphore, ses différentes formes chimiques, son devenir

Le phosphore présent dans les eaux peut avoir trois origines :

- les apports diffus d'origine agricole dus aux élevages intensifs, à la fertilisation agricole (qu'il s'agisse

d'engrais de ferme ou d'engrais commerciaux) ou aux pratiques culturales,

- les apports industriels : les activités les plus impliquées sont les usines de fabrication d'engrais, les industries agro-alimentaires et de pâte à papier...

- les apports domestiques : un habitant est considéré comme rejetant 4 g de phosphore (total) par jour, cette contribution unitaire peut être scindée en deux parties sensiblement équivalentes : le phosphore métabolique et le phosphore dû aux formulations détergentes.

Dans les eaux résiduaires urbaines, le phosphore peut se trouver sous différentes formes chimiques : phosphore organique insoluble ou dissous, orthophosphates et phosphates inorganiques condensés, mais il s'avère en réalité qu'environ 50 % et jusqu'à 70 % du phosphore sont présents sous forme d'orthophosphates. En France, la concentration du phosphore dans les eaux usées domestiques est de 15 à 25 mg/l (susceptible de varier fortement d'un jour sur l'autre et dans la journée).

Dans les stations d'épuration biologiques "classiques" le phosphore, contrairement à l'azote, ne peut être éliminé de la phase liquide que par incorporation dans les boues primaires et surtout les boues biologiques en excès. Le rendement de l'opération est fortement dépendant de la quantité de boues biologiques excédentaires produites ainsi que de la teneur de ces boues en phosphore, évaluée à 2,5 %. On peut tabler globalement sur une réduction de l'ordre de 20 à 30 % du phosphore en moyenne ce qui est évidemment insuffisant pour lutter contre l'eutrophisation qui implique une élimination poussée des nutriments (azote et phosphore).

L'exemple suivant permet d'estimer le rendement d'élimination "normal" d'une station d'épuration.

<i>DBO₅ eaux brutes</i>	300 mg/l
<i>P eaux brutes</i>	20 mg/l
<i>Production spécifique des boues</i>	0,6 à 1 kg MS/kg DBO ₅
<i>Production de boues</i>	180 à 300 mg MSA
<i>P éliminé</i>	3,6 à 6 mg P/l
<i>Rendement d'élimination de P</i>	18 à 30 %

Réduction du phosphore des eaux usées urbaines dans une station d'épuration biologique "classique".

La Directive Européenne impose dans les zones sensibles qu'après épuration, les eaux rejetées doivent contenir des concentrations en phosphore total (moyenne annuelle) inférieures à :

- 2 mg/l pour les agglomérations de 10.000 à 100.000 E.H.,
- 1 mg/l pour les agglomérations de plus de 100.000 E.H. et un rendement de réduction égal ou supérieur à 80 %.

De plus, les agglomérations situées dans les bassins versants "pertinents" des zones sensibles et qui contribuent à leur pollution, devront également mettre en place des traitements plus poussés.

II - LES TRAITEMENTS D'ÉLIMINATION DU PHOSPHORE

Les techniques de déphosphatation qui sont appliquées sont essentiellement appelées :

- soit aux réactions de précipitation (procédés physico-chimiques),
- soit aux propriétés de certains micro-organismes épura-teurs assurant "ne surélimination du phosphore (procédés biologiques).

Mais d'autres techniques sont en cours de développement.

ceux prédits par la stoechiométrie ; ils se situent en pratique dans un rapport molaire :

$$\frac{\text{Fe ou Al}}{\text{P}}$$

de 1,5 à 2 si l'on vise des rendements d'élimination supérieurs à 90 % de P total a" stade de traitement considéré.

II.1 - La déphosphatation chimique

L'élimination chimique du phosphore est réalisée a" moyen de réactifs (sels de fer et d'aluminium, chaux) qui donnent naissance à des précipités ou complexes insolubles séparés de l'eau par des techniques de séparation de phases solide-liquide. La déphosphatation chimique présente un nombre important de variantes. selon la nature des réactifs mis en œuvre et selon l'intégration de l'étape de précipitation dans la filière de traitement.

II.1.1 - Aperçu sommaire sur les mécanismes réactionnels de la déphosphatation chimique

Précipitation par les sels d'aluminium et de fer

Les sels d'aluminium (sulfate d'alumine $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, aluminat de soude $\text{Na}_2\text{OAl}_2\text{O}_3$) conduisent à la précipitation d'un composé insoluble plutôt amorphe que cristallin constitué d'un mélange d'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ et de phosphate d'alumine AlPO_4 . La précipitation est optimale dans un intervalle de pH entre 6 et 6.5.

L'étude de la précipitation du phosphore par des sels de fer (chlorure ferrique FeCl_3 , chlorosulfate de fer FeSO_4Cl , sulfate ferreux FeSO_4) est relativement complexe, dans la mesure où il faut tenir compte de l'existence d'ions Fe^{2+} et Fe^{3+} dont la présence est fonction de la concentration en oxygène, du pH, de la présence de carbonate et de sulfure.

Comme le montre la figure 1, la précipitation du phosphore sera optimale pour des pH voisins de 5 pour les sels ferriques et dans un intervalle de pH de 7 à 8 pour des sels ferreux.

Les dosages de réactifs à mettre en œuvre sont supérieurs à

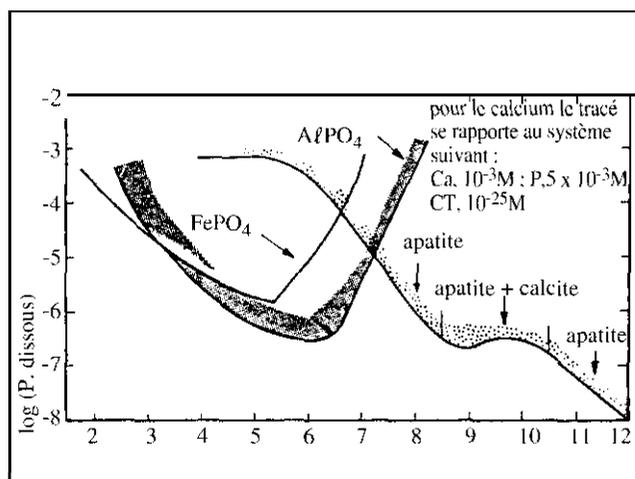


Figure 1 - Influence du pH sur la solubilité des phosphates de Fe, Al et Ca.

Précipitation par les sels de calcium

Les eaux usées contiennent presque toujours suffisamment de calcium pour ne laisser subsister théoriquement qu'une trace de phosphate. Cependant la formation du précipité d'hydroxyapatite $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}]$ est très lente a" pH voisin de la neutralité et l'adjonction de chaux au-delà de pH 8 accélérera le processus de précipitation. A pH compris entre 9 et 10.5 il se formera également de la calcite.

Outre le faible coût du réactif, l'utilisation de chaux a pour avantage de ne pas enrichir les effluents avec des chlorures et des sulfates. Par contre, la production de boues "chimiques" est plus élevée par suite de la formation de carbonate de calcium.

La dose de chaux est indépendante de la teneur initiale en phosphate, elle est fonction de la dureté et de l'alcalinité de l'eau et de la teneur résiduelle de phosphore souhaitée.

L'obtention d'une concentration de 2 mg/l de P nécessite un pH d'environ 9,5. L'ajout de chaux correspondant sera habituellement de l'ordre de 100 à 200 mg/l de chaux éteinte.

A des pH de 10 à 10,5 on obtiendra d'excellents rendements (> 90 %) d'élimination du phosphore.

Il est intéressant de noter que le précipité amorphe évolue en précipité cristallin et que l'on peut à la fois accélérer le processus de précipitation et réaliser une économie substantielle de chaux en recirculant une fraction des boues contenant le précipité cristallin.

- **Points particuliers**

- a) Production de boues

L'augmentation de production de boues liée à l'application de la déphosphatation chimique des eaux usées est une donnée fondamentale à intégrer dans les projets, surtout s'il s'agit d'une mise à niveau de station existante.

Ceci implique de bien vérifier les capacités de traitement de la filière des boues.

La production supplémentaire dépend de plusieurs facteurs :

- la technique mise en œuvre (point d'injection du réactif dans la filière),
- la nature et la dose de réactif ajoutée (liée à l'objectif recherché),
- le fonctionnement de la clarification (une amélioration des performances du clarificateur à la suite de l'injection du

réactif de coagulation amène naturellement une "production" de boues supplémentaire).

- b) Nature des boues produites

Si l'augmentation des boues à déshydrater peut poser problème sur une station existante et contraindre à des investissements complémentaires beaucoup plus onéreux que la simple mise en œuvre de la déphosphatation chimique (stockage et injection de réactif), il est intéressant de noter que l'aptitude à l'épaississement et le comportement en déshydratation mécanique des boues se trouvent souvent notablement améliorés. Ceci est particulièrement vrai pour l'application des sels de fer ou de la chaux, les boues d'hydroxyde d'aluminium n'ayant pas une bonne aptitude à l'épaississement.

Vis-à-vis de la digestion, les boues issues de stations d'épuration où l'on pratique la déphosphatation chimique ne posent pas de problème particulier. On pourrait considérer que la réduction du fer (III) en fer (II) libère du phosphore mais dans la pratique le rapport Fe/P est supérieur à 3/2 et l'ensemble du phosphore reste précipité sous forme $Fe_3(PO_4)_2$.

II.1.2 - Les principales techniques de déphosphatation chimique

Les points usuels d'injection des sels de fer, d'aluminium et de chaux pour l'élimination du phosphore sont (fig. 2) :

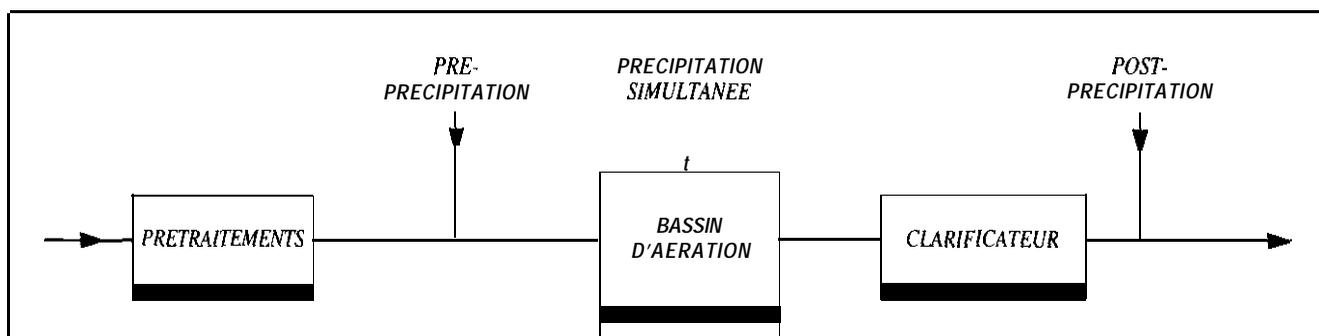


Fig. 2 Schéma simplifié des traitements de précipitation du phosphore.

- **Directement en amont du décanteur primaire : traitement de pré-précipitation**

Les réactifs possibles sont surtout la chaux (coût intéressant) ou les sels métalliques trivalents.

Dans tous les cas, la précipitation des phosphates s'accompagne d'une augmentation de l'élimination des matières organiques ce qui soulage d'autant l'étage biologique aval et améliore son fonctionnement. Il peut être ainsi possible de retarder une extension.

Globalement, le poids de boues produites avec utilisation de chaux augmente de 100 à 200 % (en raison du $CaCO_3$ formé). Pour les autres réactifs, il faut tenir compte de la compétition des colloïdes et des productions notables d'hydroxydes.

Nota bene

1. On peut assimiler à une pré-précipitation tout traitement physico-chimique (cf. chapitre correspondant) qui assure généralement 75 % d'élimination du phosphore.
2. La pré-précipitation aux sels de fer paraît s'appliquer particulièrement bien à la filière décanteur primaire - lit bactérien mais ce type d'installation n'est pas très fréquent en France.

- **Dans ou immédiatement à l'amont ou à l'aval du bassin d'aération : traitement de précipitation simultanée**

C'est la technique la plus utilisée en France à l'heure actuelle. Ceci s'explique par le fait que la majorité des stations biologiques sont du type à boues activées pour lesquelles la précipitation simultanée présente de nombreux avantages techniques et économiques lorsque l'exigence

d'élimination du phosphore n'est pas trop élevée. Elle permet en particulier l'utilisation d'un réactif bon marché, le sulfate ferreux (sous produit de l'industrie du titane).

Le choix du point d'injection du réactif gouverne la consommation. Des essais ont montré que l'aval était souvent plus intéressant (diminution du rapport molaire Fe/P pour une même efficacité).

Nota bene

Il est parfois difficile d'atteindre des niveaux de l'ordre de 1mg/l de P résiduel du fait des "fuites" de MeS contenant du phosphore précipité. Pour 40 mg/l de MeS contenant 2 % de P la concentration en P de l'effluent se situe au moins à 0,8 mg/l.

Dans ce cas, des techniques de filtration complémentaires ou de biofiltration représenteront des solutions particulièrement efficaces.

Production de boues

Comme cela est déjà signalé, la production de boues supplé-

mentaires est à prendre en compte : il est prudent de compter avec 65 % de production supplémentaire (en valeur relative) en aération prolongée et 40 % pour la moyenne charge.

- Après clarification : traitement de post-précipitation ou de précipitation tertiaire

La post-précipitation se réalise en aval de la phase de clarification et demande une installation spécifique de type physico-chimique. Technique onéreuse, son avantage réside dans la très bonne qualité de l'effluent obtenu. Les boues obtenues seront traitées en commun avec les boues biologiques. On peut envisager le recyclage des phosphates en mettant en œuvre un réacteur de type lit fluidisé destiné à favoriser la cristallisation granulaire du phosphate de calcium.

Nous résumons dans le tableau ci-après les avantages et inconvénients de ces différentes techniques.

Déphosphatation par	Avantages	Inconvénients
Pré-précipitation ou précipitation primaire	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre demandant des transformations minimales sur une station existante - Obtention de bons rendements - Soulagement de manière sensible le traitement biologique 	<ul style="list-style-type: none"> - Réglage délicat, le phosphore résiduel doit être suffisant pour autoriser l'épuration biologique - Nécessite un surdosage de réactif du fait de la compétition colloïdale - Augmentation de la production de boues primaires
Précipitation simultanée	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre aisée, ne nécessitant aucune modification profonde d'une station existante d'où l'investissement faible - Procédé présentant une grande souplesse, dont les performances sont peu influencées par les fluctuations de composition des effluents - Faible coût d'exploitation, la recirculation des boues permet de faire des économies de réactifs 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficulté de descendre en dessous de 1 mg/l en phosphore résiduel - Augmentation de la production de boues - En cas d'emploi des sels ferreux, augmentation des besoins en oxygène du bassin d'aération
Post-précipitation ou précipitation tertiaire	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité d'élimination très poussée du phosphore - Obtention de boues minérales dont la déshydratation est aisée 	<ul style="list-style-type: none"> - Investissements très importants - Production de boues élevée

II.2 - La déphosphatation biologique

Historique et intérêt

Connaissant les limites naturelles d'élimination du phosphore par les procédés biologiques conventionnels (30 %), plusieurs chercheurs ont, à partir de constatations fortuites "d'élimination accrue" du phosphore sur des stations faisant l'objet d'un suivi expérimental, essayé de reproduire puis de comprendre les phénomènes particuliers observés.

De nombreux travaux menés tout d'abord, au cours des années 1970, par LEVIN et BARNARD, ont permis à partir de 1975 de développer des théories, parfois contradictoires, pour expliquer le phénomène. Les résultats actuels convergent pour admettre que des mécanismes très complexes de biochimie moléculaire peuvent être considérés comme essentiels mais qu'ils sont vraisemblablement associés à des mécanismes physico-chimiques,

11.2.1 - Principe des mécanismes de l'élimination du phosphore par voie biologique

C'est en fait un transfert du phosphore de la phase liquide (eau brute) vers la phase solide (boues activées) par sto-

ckage intracellulaire. Cette accumulation, réalisée par des micro-organismes particuliers, conduit à la formation de granules de polyphosphates (poly-P) ou grains de volutine. Ainsi, la boue activée s'enrichit progressivement en phosphore jusqu'à des teneurs très importantes (10 % en conditions de laboratoire). Il est alors très aisé d'assurer l'élimination du phosphore par simple soutirage des boues en excès.

Si des teneurs de 2 à 2,5 % en phosphore dans les boues sont obtenues dans des conditions normales de fonctionnement, le mécanisme de suraccumulation nécessite un schéma de traitement très particulier, caractérisé par l'alternance de phases anaérobies et aérobies. Les phénomènes mis en jeu sont complexes : schématiquement, il est possible de séparer les réactions intervenant en zone anaérobie de celles se réalisant sous des conditions aérobies. Pour les procédés assurant en plus une élimination de l'azote, la zone anoxique, caractérisée par la présence de nitrates, est assimilée à une zone aérée.

La condition essentielle d'une élimination accrue du phosphore est le passage des boues activées - biomasse bactérienne hétérogène dans une zone anaérobie, où quelques groupes bactériens aérobies (notamment les acine-

tobacters) sont capables de stocker de manière intracellulaire les métabolites de fermentation des bactéries anaérobies dont la molécule type est l'acide acétique. Cette absorption métabolique consomme beaucoup d'énergie et s'accompagne d'un relargage de phosphate dans le milieu extracellulaire (excrétion de phosphate inorganique résultant de l'hydrolyse du polyphosphate intracellulaire). L'absorption de l'acétate suppose donc l'existence d'un stock de poly P (réserve énergétique).

La cellule bactérienne d'acinetobacter ne peut accumuler l'acétate tel quel, via l'acétyl coenzyme A (plaque tournante de tout le métabolisme cellulaire), elle synthétise un polymère : le polyhydroxybutyrate (PHB).

La suite des opérations se passe en zone aérobie où les bactéries éliminatrices du phosphore se retrouvent nanties d'une réserve de substrat qui leur évite d'entrer en compétition sévère avec les autres bactéries aérobies qui se disputent les substrats carbonés non dégradés par les bactéries anaérobies précédemment citées.

Le but ultime du métabolisme cellulaire est de produire de l'adénosine-tri-phosphate (ATP) pour faire face aux besoins énergétiques. En cas d'excès, il se constitue du polyphosphate. Les acinetobacters vont donc "pomper" le phosphate inorganique extra cellulaire du milieu en zone aérobie ou anoxygène.

La partie biologique du phénomène s'explique donc par l'accumulation en phase aérobie de poly P intracellulaire par acinetobacter dont le développement est favorisé par l'alternance de phases anaérobie et aérobie. Le complément d'élimination constaté ressortirait d'une précipitation chimique locale extracellulaire du phosphore en phase anaérobie lors de l'excrétion de phosphate inorganique (phénomène dont l'intensité dépend notamment de la teneur en calcium et en magnésium de l'eau à traiter).

II.2.2- Facteurs influençant l'élimination biologique du phosphore

• Carbone organique

Il a été vérifié expérimentalement que l'acétate constitue bien le substrat préférentiel pour acinetobacter.

Or, l'acétate ne peut être produit qu'à partir de la fraction la plus facilement dégradable de la DCO, qui représente 20 % environ de la DCO totale. L'intensité du phénomène est donc liée à la disponibilité d'un substrat facilement assimilable par les bactéries anaérobies ou à la présence d'acétate exogène (l'introduction d'acétate ou la mise en place de dispositions favorisant sa production sont des techniques à l'ordre du jour pour optimiser la déphosphatation biologique dans les grandes stations).

• Rapport DCO/P

Le rendement d'élimination du P est directement fonction de ce rapport. La limite inférieure est déterminée par la valeur maximale du P accumulée en pratique dans une boue activée (6,7 %). Si DCO/P est inférieur à 30/1 la déphosphatation ne sera pas optimale.

• Nitrates

Les nitrates vont intervenir selon diverses manières mais toutes auront pour conséquence une perturbation ou un arrêt de la déphosphatation biologique. Les bactéries acétogènes vont utiliser le nitrate comme accepteur d'électrons, inhibant par conséquent les voies fermentatives produisant l'acétate. D'autre part, le carbone facilement assimilable va être consommé prioritairement par les réactions de dénitrification et ne sera plus disponible pour les mécanismes de relargage du phosphate.

Afin de supprimer l'effet néfaste des nitrates, une dénitrification poussée est nécessaire.

• Temps de rétention en phase anaérobie

Phase essentielle du processus d'élimination du phosphore qu'elle induit en favorisant acinetobacter, sa durée doit permettre la synthèse la plus complète possible du PHB à partir des substrats facilement biodégradables. On pratique à l'heure actuelle des temps de séjour hydrauliques de 2 à 3 heures. Au-dessus de 20 % du volume total de bassin consacré à l'anaérobiose, on n'observe plus de gain significatif et on prend le risque de continuer à relarguer du phosphore inorganique sans contrepartie de synthèse de PHB (le substrat étant épuisé).

• Ages des boues

Des âges de boues très élevés vont naturellement à l'encontre de l'obtention d'un bon rendement d'élimination du phosphore. Dans ce cas, les phénomènes physico-chimiques viennent en secours du procédé biologique pour compléter l'élimination,

II.2.3- Les différents procédés d'élimination du phosphore par voie biologique

-Le procédé A/O (fig. 3)

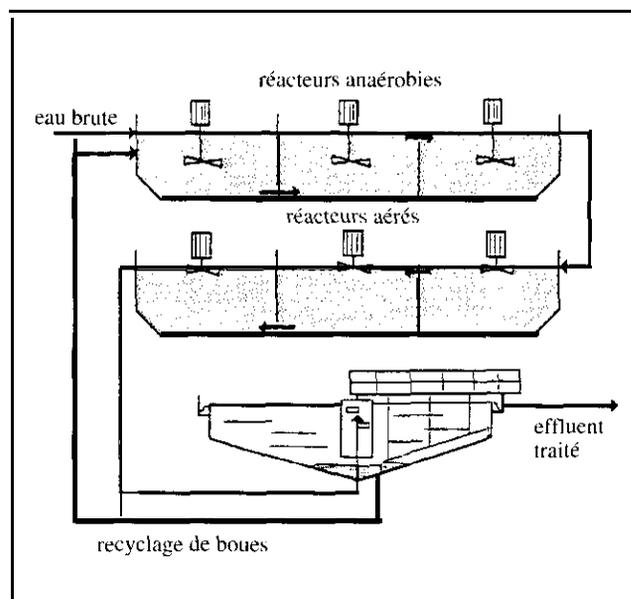


Fig. 3 - Déphosphatation biologique par le procédé A/O à deux phases.

L'eau résiduaire mélangée avec les boues recirculées à l'entrée de la station, transite dans une zone anaérobie fonctionnant en flux piston, dans laquelle la boue est maintenue en suspension par agitation mécanique. La liqueur mixte passe ensuite dans une zone aérée comportant plusieurs compartiments en série. La séparation finale des boues s'effectue par décantation traditionnelle. L'élimination de l'azote par nitrification-dénitrification peut également être assurée par ce procédé en incluant une zone d'anoxie dans laquelle est pratiqué le recyclage de la liqueur mixte provenant du bassin d'aération.

-Le procédé Bardenpho

C'est historiquement le premier procédé du type dénitrification-déphosphatation (1973). Il comporte une zone d'anoxie, un réacteur aérobie, une seconde zone d'anoxie où se réalise la dénitrification endogène et enfin une zone aérobie de réactivation. En fait, le procédé fonctionne car il n'y a plus de nitrates en tête du traitement et parce que cette zone fait office de zone anaérobie.

-Le procédé Phoredox (fig. 4)

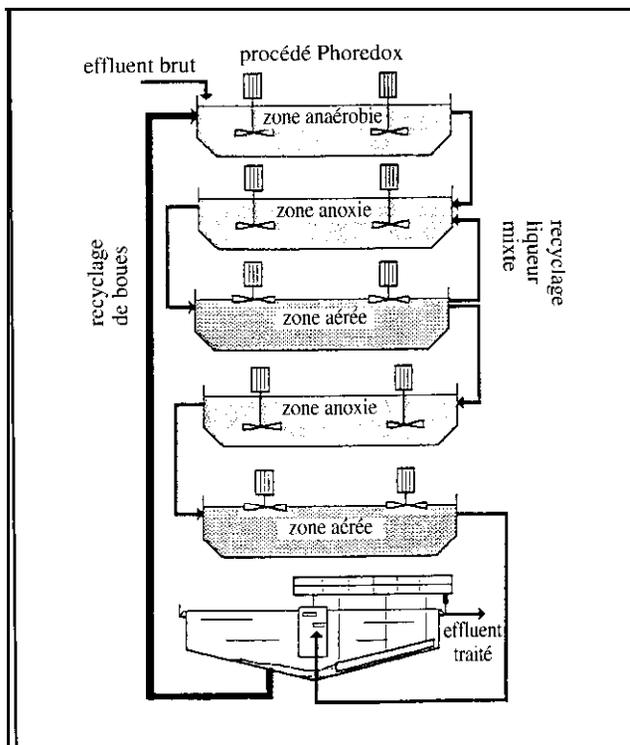


Fig. 4 Schéma de déphosphatation biologique par le procédé Phoredox.

Ce procédé reprend le schéma Bardenpho, c'est-à-dire une succession de quatre bassins (anoxie, aérobie, anoxie, aérobie) en lui ajoutant une zone anaérobie en tête.

Dans le bassin anaérobie sont introduits l'eau brute et le recyclage des boues issues du clarificateur. La liqueur mixte venant du bassin d'aération est recyclée dans la zone anoxie. Dans la mesure où les boues venant du clarificateur ne contiennent que peu de nitrates, les conditions d'anaérobie stricte sont plus faciles à tenir que dans la configuration Bardenpho.

-Le procédé Phoredox modifié ou UCT (University of Cape Town) (fig. 5)

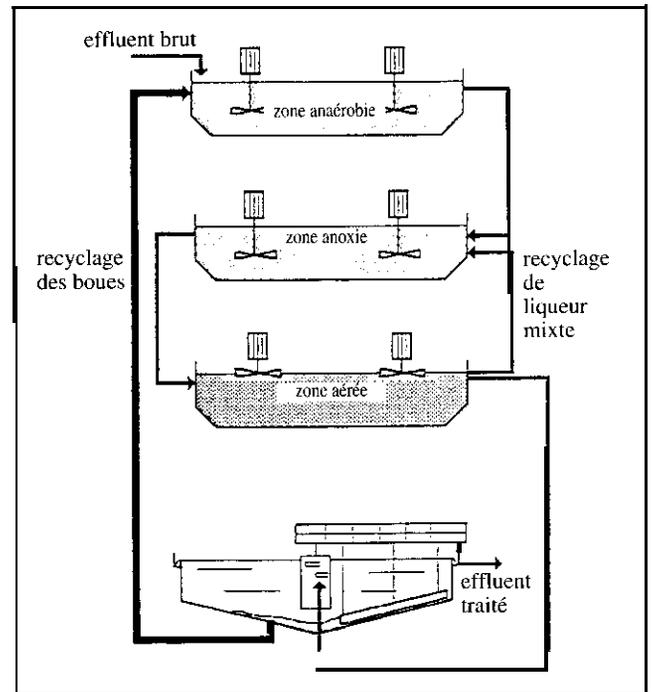


Fig. 5 Schéma de déphosphatation biologique par le procédé Phoredox modifié.

Il s'agit d'une simplification du système Phoredox dans lequel on a supprimé la seconde zone d'anoxie et la zone de réaération dans l'optique d'une réduction des coûts d'investissement.

-Le procédé Phostrip (fig. 6)

Le principe du procédé consiste à provoquer par voie biologique l'accumulation de phosphore dans les boues et à le faire relarguer dans un débit d'eau plus faible dans lequel on pratique une déphosphatation chimique.

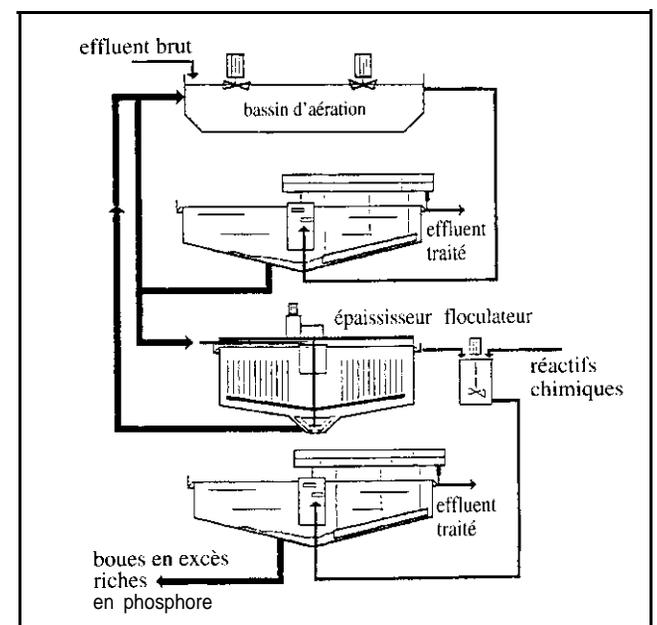


Fig. 6 Schéma de déphosphatation biologique par le procédé Phostrip

Après accumulation du phosphore dans les boues au niveau du bassin d'aération, les boues décantées dans un clarificateur sont introduites dans un réacteur anaérobie fonctionnant comme un épaisseur gravitaire.

Lors de l'épaississement, la boue consomme tout l'oxygène dissous et le relargage du phosphore s'opère. La boue épaisse est renvoyée en aération où elle recommencera à stocker du phosphore, tandis que le surnageant de l'épaississeur (contenant une forte concentration en phosphore) subira une déphosphatation chimique.

On peut citer également d'autres procédés comme le schéma élaboré par OTV qui consiste à alimenter de manière étagée une succession de bassins aérobies et anoxiques.

Le procédé Danois BIODENIPHO repose sur l'alternance d'alimentation et d'aération de deux bassins succédant à une zone anaérobie. L'intérêt est d'éviter les recirculations de boues imposées par d'autres procédés.

On peut également concevoir des procédés incluant une fermentation acide séparée en encourageant, par exemple, la fermentation de boues primaires ou de boues d'épaississeur. De telles conceptions peuvent conduire à des nuisances secondaires sur la station et restent malgré tout assez expérimentales.

L'efficacité des procédés de déphosphatation biologique peut atteindre 80 à 85 % d'élimination du phosphore dans de bonnes conditions de fonctionnement, mais les rendements sont très dépendants du réglage de la station qui s'avère **particulièrement délicat**. La déphosphatation biologique est très sensible aux variations de charge et de débit et nécessite une **gestion très rigoureuse**. En fonction de l'expérience acquise ces dernières années, on peut avancer seulement un chiffre moyen de 3,5 % entre le phosphore éliminé et la DBO₅ consommée, ce qui conduit pour les eaux urbaines françaises classiques à n'assurer par voie biologique qu'une **réduction de 50 à 65 %** au plus du phosphore. On est contraint par suite, dans la majorité des cas, pour atteindre les niveaux PT₁ ou PT₂, d'envisager des solutions mixtes où la part de phosphore restante sera précipitée par l'ajout de réactifs chimiques.

Le traitement des boues biologiques issues d'un procédé de déphosphatation pose un problème au niveau de l'épaississement. En effet, dans les conditions particulières (anaérobies) de l'ouvrage, les boues relarguent leur phosphore, ce qui implique une perte de valeur agronomique et induit de plus un déséquilibre du rapport P/DCO et à terme une baisse du rendement de déphosphatation.

Deux solutions peuvent être mises en œuvre :

- épaissir par flottation,
- utiliser la chaux.

La figure 7 fournit en fonction du rapport P/DBO₅ le pourcentage de phosphore qu'il est possible d'éliminer par suraccumulation biologique et la part de réactifs chimiques qu'il faudra considérer pour atteindre le niveau PT₁.

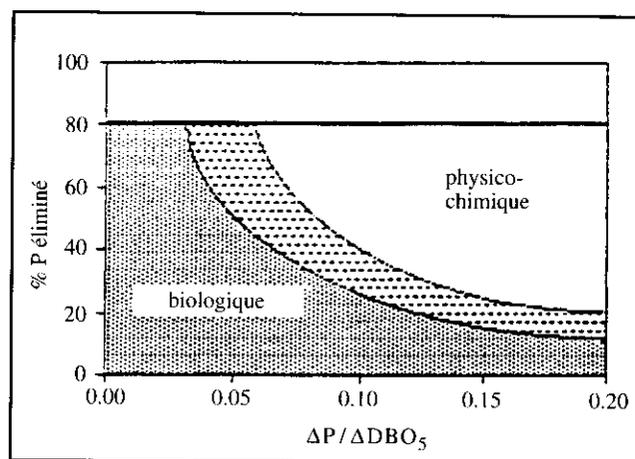


Fig. 7 - Association de traitements biologique et physico-chimique de déphosphatation.

III - Aspects économiques de la déphosphatation

Les surcoûts d'investissement et de frais d'exploitation varient respectivement avec l'objectif de qualité des rejets recherchés (niveau PT₁ ou PT₂), la taille, les dimensions et le type de traitement (aération prolongée et moyenne charge) des stations sur lesquelles la déphosphatation est mise en œuvre. On estime généralement que pour des stations de 10.000 à 100.000 habitants, les investissements seront à majorer de **10 % maximum**. Il faut remarquer que l'adaptation à la déphosphatation biologique d'une station existante s'avère la plupart du temps plus onéreuse que la construction d'une station nouvelle conçue pour l'élimination de la pollution phosphorée.

Il faut donc dans ce cas faire appel aux procédés physico-chimiques.

La majeure partie du surcoût de fonctionnement provient de l'ajout des réactifs (FeCl₃) qui s'avère indispensable dès que l'on vise des rendements d'élimination du phosphore supérieurs à 80 %. Ce surcoût pour une épuration par précipitation simultanée sur la base d'une déphosphatation permanente (365 jours/an) peut atteindre 15 %. Si l'on a recours à la déphosphatation biologique (en utilisant la déphosphatation physico-chimique uniquement en traitement complémentaire) on fera une économie estimée à près de 50 %.

Dans les conditions actuelles, qui pourront sans doute être encore améliorées à l'avenir, les frais de fonctionnement annuels pour la déphosphatation sont de l'ordre de **1 à 2 % maximum** du coût de l'investissement global de la station d'épuration.

LES TRAITEMENTS DE FINITION ASSURANT UNE EPURATION "HAUTES PERFORMANCES"

Les traitements de finition ou tertiaires englobent le ou les procédés d'épuration utilisés isolément ou en combinaison, en vue d'améliorer les caractéristiques d'une eau usée domestique ayant subi une épuration biologique ou un traitement physico-chimique préalable.

Ils constituent une chaîne d'épuration "*hautes performances*" qui peut être décidée pour des raisons et applications diverses :

- amélioration générale des critères de rejet de manière à parfaire l'équilibre biotique du milieu récepteur (rivière, lac. etc.),
- implantation sur la rivière de nouvelles prises d'eau destinées à la consommation humaine,
- réutilisation de l'eau usée à des fins industrielles (refroidissement ou même fabrication),
- besoins agricoles en irrigation,
- recyclage de l'eau usée dans les nappes aquifères, etc.

La finalité des traitements de finition pourra donc varier sui-

vant les cas. Selon le type d'utilisation, la gamme des traitements mis en œuvre sera plus ou moins étendue avec pour objectifs :

- la réduction de la pollution particulaire (MeST) et de la pollution organique biodégradable (DBO_5),
- la réduction de la pollution azotée ou phosphorée,
- la réduction de la pollution organique non biodégradable (DCO résiduelle),
- l'élimination plus ou moins poussée de certains germes pathogènes ou parasites, etc.

Cependant, ces traitements de finition ne peuvent être envisagés qu'à la seule condition que l'ensemble de l'assainissement, et en particulier la collecte des eaux usées, ait été maîtrisé. Quand on vise des rendements d'élimination supérieurs à 90 %, l'existence d'un seul by-pass sur le réseau suffit à réduire à néant les efforts faits sur la station.

De même, les traitements situés en amont doivent être fiables sous peine de nuire à la qualité de cette finition.

I - LES TRAITEMENTS DE FINITION PERMETTANT UNE RÉDUCTION DE LA POLLUTION ORGANIQUE BIODÉGRADABLE (DBO_5) ET DES MATIÈRES EN SUSPENSION

Les techniques de polissage mises en œuvre sont soit des procédés biologiques, soit des procédés physiques et parfois leur combinaison.

Une technique biologique répandue est celle de la "*lagune de finition*" en aval d'un traitement secondaire. L'effluent issu du clarificateur traverse une étendue d'eau où l'apport en oxygène peut être naturel (action photosynthétique des algues) ou accéléré au moyen d'aérateurs de surface. Comme les teneurs en MeS et DBO_5 à l'entrée sont faibles, les dépôts sont limités et les curages peu fréquents. On peut abaisser la teneur en DBO_5 de 40 à 20 mg/l par un séjour en lagune d'une dizaine de jours, sans apport artificiel d'oxygène. Ce temps peut être réduit à 4X heures par la pratique d'un lagunage aéré.

• Le traitement complémentaire à l'épuration biologique le plus utilisé est cependant la filtration tertiaire qui selon la nature du matériau utilisé permet de réaliser une épuration essentiellement physique ou biologique.

La filtration sur sable (hauteur du matériau 1,5 à 2 m, granulométrie 0,95 à 2 mm) permet de viser des rendements d'élimination des matières en suspension proches de 80 % et une réduction de la pollution organique carbonée de l'ordre de 30 à 40 %, en dimensionnant les installations sur des vitesses moyennes de filtration de 10 m/h et 20 m/h en pointe.

En réalisant la filtration sur un lit constitué de matériaux granuleux poreux (argile ou schiste expansé) qui est maintenu dans des conditions aérobies par une oxygénation appropriée, on réalise une véritable biofiltration tertiaire.

L'application de vitesses de filtration de l'ordre de 10 m/h permet alors d'espérer des performances épuratoires en MeS de près de 90 % et une réduction de la DBO_5 voisine de 40 à 60 %.

Les durées des cycles de filtration sont nettement améliorées (environ deux à trois fois supérieures que lors d'une filtration sur sable). La capacité de rétention passe de 3 à 5 kg de matières par m^2 de surface de filtration à près de 10-12 kg/m^2 .

II - LES TRAITEMENTS D'ÉLIMINATION DE LA POLLUTION ORGANIQUE NON BIODÉGRADABLE (DCO RÉSIDUELLE)

Pour fixer les matières carbonées dissoutes non biodégradables (en l'occurrence les détergents et bon nombre de molécules organiques engendrant une coloration de l'eau) l'adsorption sur charbon actif constitue le moyen le plus sûr pour réduire avec des rendements élevés la DCO résiduelle d'une eau épurée biologiquement.

Matériau carboné poreux, préparé par carbonisation et activation de façon à développer une surface spécifique élevée (jusqu'à 2.500 m²/g) le rendant adsorbant, le charbon actif est utilisé sous forme de poudre fine (non régénérable) ou de granulés (taille 0,9 à 1 mm).

La plupart des schémas réalisent une filtration de l'eau sur des lits de charbon en grains mis en œuvre suivant divers agencements (lits mobiles et de façon plus courante lits fixes avec deux ou trois colonnes en série de 1 à 2 m de hauteur de couche).

L'obtention de performances optimales implique l'élimination avant adsorption de la quasi totalité des matières en suspension et de la pollution biodégradable pour éviter une prolifération bactérienne dans la masse du lit de charbon actif.

Les mécanismes d'adsorption se révélant être particulièrement lents, il est nécessaire de dimensionner les colonnes de charbon pour des vitesses de passage correspondant à des valeurs de 3 à 6 volumes d'eau par volume de charbon et par heure.

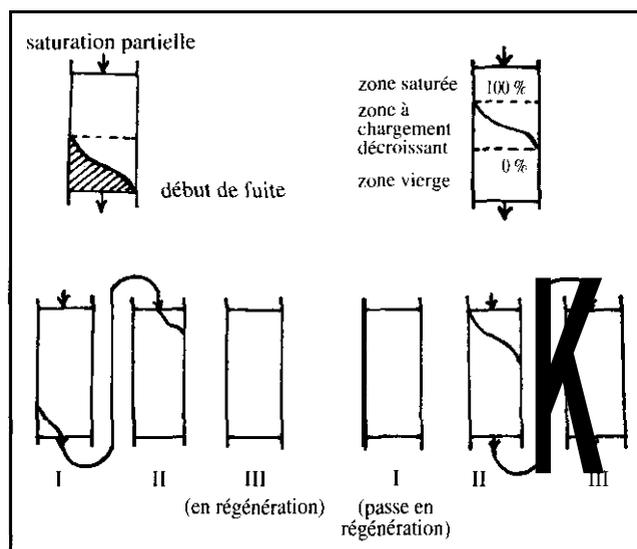


Fig. 1 Schéma d'un traitement d'adsorption sur charbon en grains par filtration sur lits fixes avec trois colonnes en série.

La régénération du charbon actif en grains saturé se fait généralement par voie thermique (pyrolyse et combustion vers 800°C sous atmosphère contrôlée) ou par voie chimique (utilisation de solvants du type isopropanol).

La limite absolue du traitement d'une eau épurée biologiquement se situe entre 5 et 10 mg/l de DCO.

III - LA DÉSINFECTION

Par définition, les eaux usées domestiques (eaux vannes et ménagères) et les eaux de ruissellement urbaines, parce qu'elles représentent les déchets de la vie individuelle et collective des agglomérations urbaines, contiennent tous les agents susceptibles de déclencher des maladies transmissibles constitués par les micro-organismes pathogènes qui se distribuent dans les classes génériques ci-après :

- bactéries (Salmonella, Shigella, Vibrions, Mycobactéries, Liptospires, Pseudomonas...),
- virus (Enterovirus, Réovirus, Rotavirus),
- parasites (Protozoaires), champignons et levures.

La désinfection des eaux osées pourra être imposée par la présence de germes pathogènes dans les eaux résiduaires urbaines susceptibles d'affecter des milieux récepteurs dont la qualité bactériologique devra être sauvegardée ou restaurée pour certains usages. Il s'agit le plus souvent de baignades et surtout de zones conchylicoles et dans une moindre mesure de rivières, étangs ou lacs utilisés pour la production d'eau potable.

En France, la désinfection des eaux usées n'a jamais été mise en œuvre de façon systématique. On considère même que la désinfection n'est pas inéluctable y compris à proximité d'une zone sensible, et qu'il est souhaitable d'étudier

toutes les autres possibilités avant d'envisager un traitement de type chimique.

111.1 - Critères d'évaluation des risques sanitaires

Le dénombrement des pathogènes est difficile et imprécis (en raison de leur nombre trop faible et de leur présence aléatoire) d'où l'impossibilité notamment de pouvoir apprécier la réduction de leur concentration à la suite d'un traitement.

Aussi est-on amené en pratique à procéder à l'évaluation du risque épidémiologique par le dénombrement de germes indicateurs (indicateurs de pollution et d'efficacité de traitement).

On utilise essentiellement les germes témoins de contamination fécale (GTCF) indiquant un risque global d'origine fécale qui incluent deux types de micro-organismes : les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Comme beaucoup de contrôles médicaux, les méthodes adoptées reposent sur des données statistiques. Le test indicatif permettant d'apprécier l'importance de la contamination consiste à réaliser la numération des germes tests dans 100 ml d'effluent.

Dans les eaux usées urbaines brutes, leur concentration est assez constante. Elle est de 10^6 à 10^7 par 100 ml pour les coliformes fécaux, de 10^4 à 10^6 pour les streptocoques fécaux et $10^6 - 10^8$ pour les coliformes totaux.

III.2 - Traitements de désinfection Performances et contraintes

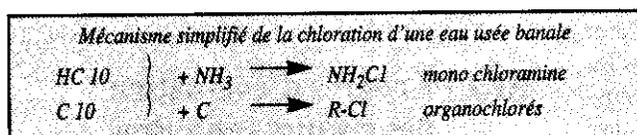
Seul un traitement de désinfection spécifique permet un abattement significatif des germes tests et de viser un objectif de 10^2 à 10^3 coliformes fécaux dans 100 ml, qualité bactériologique de l'eau qui limite les risques sanitaires.

Il ne faut pas s'attendre en effet à une diminution suffisante des germes bactériens tout au long d'une chaîne d'épuration biologique classique. La décantation primaire et même les traitements physico-chimiques (hormis les traitements à la chaux) s'avèrent peu efficaces (on peut espérer au mieux un abattement de 1 unité logarithmique). Le traitement biologique "classique" possède un pouvoir d'arrêt de 1 à 2 U.Log seulement.

III.2.1 - Traitements chimiques et physiques

Les différents procédés de désinfection susceptibles d'être mis en œuvre utilisent le chlore et ses dérivés, l'ozone et les rayons UV.

Le chlore (à l'état gazeux ou sous forme d'hypochlorite de sodium : eau de Javel) est actuellement le moyen de désinfection et de stérilisation le plus utilisé et le mieux maîtrisé. Le traitement de chloration n'a un sens que si l'on opère sur de l'eau préalablement bien épurée et clarifiée, l'effet stérilisant du chlore s'avérant d'autant plus efficace que l'épuration biologique est élevée (faible concentration en matière organique). Dans les eaux usées traitées au niveau e sans nitrification poussée, l'ammoniac et le chlore se combinent pour former des chloramines (chlore actif combiné). La



réaction immédiate et prépondérante privilégie la formation de mono-chloramine qui constituera l'agent désinfectant et l'agent rémanent toxique du fait de sa persistance.

Avec un temps de contact de 30 minutes, on peut viser des réductions supérieures à 99,9 % et atteindre 10^3 coliformes/100 ml en appliquant les dosages de chlore suivants :
-après traitement physico-chimique : 10 à 15 mg/l,
-après épuration biologique classique : 3 à 6 mg/l,
-après un traitement de filtration complémentaire sur sable ou passage sur charbon actif : 2 à 4 mg/l.

L'inconvénient majeur du procédé de chloration réside dans la toxicité pour la faune et la flore du milieu récepteur du résiduel chloré et des sous-produits organiques halogènes (haloformes) susceptibles de se former. Par ailleurs, on attribue au chlore une activité virulicide relativement faible.

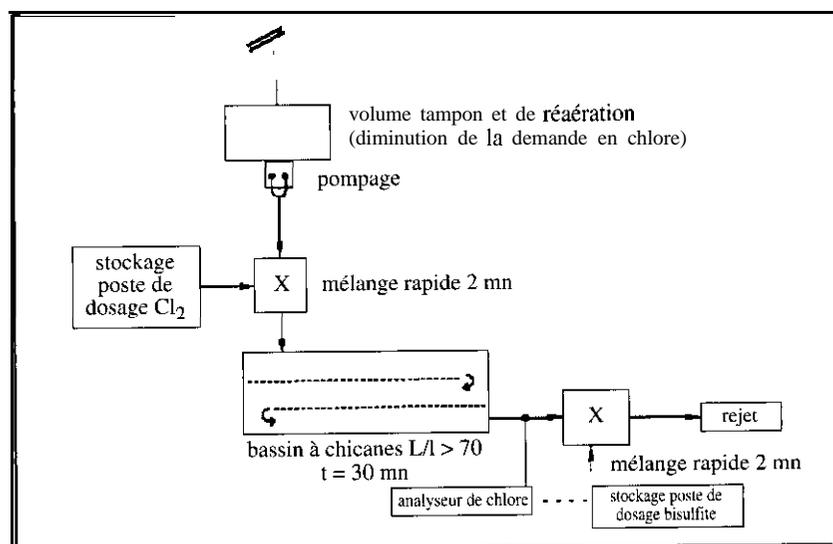
Les études réalisées montrent une convergence des avis pour fixer la limite supérieure de 10 µg/l à ne pas dépasser en oxydants résiduels totaux. Cette limite pouvant même dans quelques cas ne pas être suffisamment basse pour protéger les organismes les plus sensibles.

Une bonne pratique de la chloration doit établir un compromis délicat entre une grande efficacité germicide garantie par un résiduel de chlore et l'élimination des nuisances de nature chimique dues au chlore résiduel total ou à ses sous-produits formés au cours du traitement.

L'installation de désinfection par le chlore doit disposer d'un bassin où après mélange initial rapide chlore/effluent, le temps de contact soit au moins de 30 minutes pour le débit de pointe.

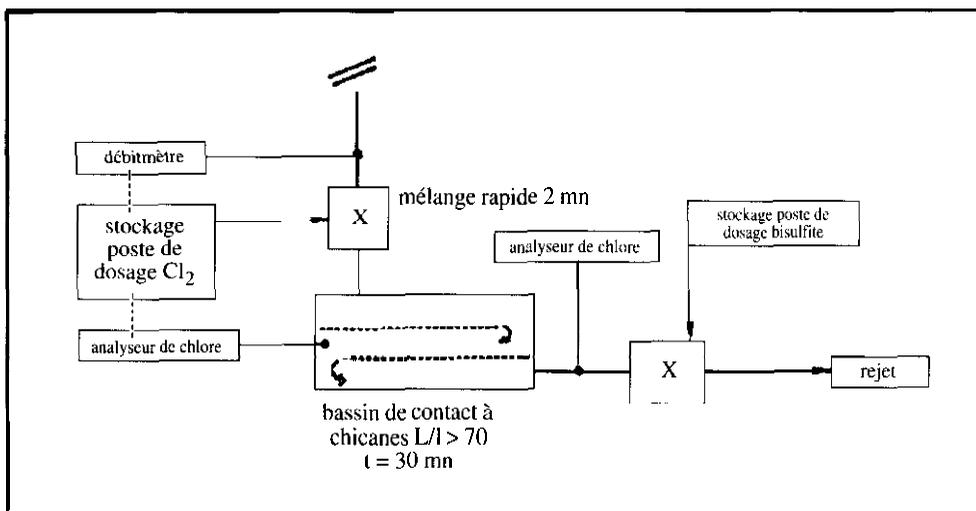
Il est nécessaire de prévoir un dispositif de régulation de la quantité de chlore à injecter qui soit fonction, à la fois, du débit et de la qualité de l'effluent. L'utilisation d'un chloromètre ou d'une régulation hydraulique (bassin tampon) est obligatoire.

La réduction du pouvoir oxydant des composés chlorés actifs résiduels par le bisulfite constitue un complément d'installation parfois préconisé (lorsque le taux de dilution sera inférieur à 1.000 dans la zone de rejet en particulier). Cependant elle ne supprime pas les nuisances liées aux organochlorés.



Schémas type d'une installation de chloration - déchloration

Variante I :
Alimentation à débit constant.
ce qui simplifie grandement
les problèmes d'asservissement
et de régulation.



*variante 2 :
Alimentation au fil de l'eau.
Régulation en fonction
des variations de débit
et asservissement
aux teneurs en chlore.*

Le bioxyde de chlore (ClO₂) est un réactif très performant, présentant une efficacité désinfectante supérieure à celle du chlore combiné tout en étant moins réactif (peu de production d'organochlorés et pas de chloramines) : un abattement de 3 U.Log des germes tests pouvant être obtenus après 10 minutes seulement pour des dosages appliqués variant entre 1,5 à 4,5 mg ClO₂/l.

Un des points délicats du procédé réside dans sa mise en œuvre particulièrement délicate (risques liés à sa production, problèmes d'asservissement, etc.) qui le prédispose pour des installations soumises à une surveillance sérieuse.

La désinfection au chlore-brome utilisant l'activité germicide du brome fabriqué "in situ" par action du chlore sur du bromure de sodium, permet par rapport à la chloration de réduire le temps de contact à environ 10 minutes mais sa mise en œuvre est plus délicate. Si l'on peut penser que le résiduel bromé n'induit pas de toxicité par lui-même, en revanche la bromation se caractérise elle aussi par une formation de sous produits organiques du type haloformes. Cependant les bromamines sont peu stables, entraînant une moindre toxicité. Comme pour le chlore, l'activité du brome sur les virus est réduite.

Les procédés de désinfection aux produits chlorés sont donc d'application délicate. C'est pourquoi le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France ne les préconise que dans des cas particulièrement sensibles mais sous réserve de l'accompagnement d'un suivi analytique et hydrobiologique conséquent et permanent.

L'ozone est un agent désinfectant actif mais également un oxydant puissant de la matière organique et des réducteurs. Cette propriété peut le pénaliser pour son action de désinfection.

Un abattement de 3 à 4 U.Log de germes fécaux peut être atteint mais par l'addition de dosages importants variant de 5 à 10 mg/l O₃, et un temps de contact de 15 minutes.

Malgré un attrait indéniable du fait de ses performances sur les germes tests, de l'absence de contre indication liée à un

problème de toxicité permanent et aussi de sa plus grande efficacité dans l'élimination des virus que le chlore, l'ozonation est encore actuellement peu utilisée en raison du coût élevé de mise en œuvre qui s'avère un frein à son développement.

L'activité germicide des rayons **ultra-violet**s a fait l'objet de nombreuses polémiques. Sur la base de résultats des essais réalisés par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse sur le site de la station d'épuration de la Ville de Montpellier, il s'avère que le procédé UV peut conduire à des performances très intéressantes tant sur les germes tests que sur les pathogènes, dans la mesure où l'on se réserve une sécurité par rapport à la "dose" d'ultra-violet. L'absence de danger sur le plan de la toxicité et une exploitation relativement simple sont des avantages non négligeables qui devraient être appréciés sur les petites installations.

Les procédés de **séparation sur membranes** (ultrafiltration, osmose inverse) devraient être appelés à un grand développement, mais l'économie du traitement semble les réserver pour le moment à des installations de taille modeste.

III.2.2 - Alternative aux traitements chimiques et physiques

Lagunage tertiaire

Des performances a priori très intéressantes peuvent être obtenues dans des lagunages de finition peu profonds (pour une meilleure action virulicide) et surtout en respectant des temps de séjour prolongés de l'ordre de 90 à 120 jours. Les faibles températures, le manque d'ensoleillement, les débits d'eaux excédentaires sont autant de facteurs qui viennent contrarier sérieusement l'efficacité de ces procédés en période hivernale.

De ce fait, sauf à disposer de surfaces considérables, la protection des zones conchylicoles n'est plus assurée de manière fiable pendant les mois de plus intense activité.

L'épandage des eaux et l'utilisation rationnelle du sol s'imposent alors comme des techniques alternatives de choix.

Deux autres "inconvenients" peuvent être cités :

- concentrations résiduelles élevées en matières en suspension, DCO et DBO₅ du fait de développements algals,
- production d'eau à pH alcalin (parfois supérieur à 9,0) avec le risque de dissociation des ions NH₄⁺ présents dans l'eau et induction d'une certaine toxicité.

Infiltration séquentielle

Depuis quelques années, une application innovante de l'infiltration sur sable a été développée pour parfaire la qualité des eaux épurées avec l'espoir d'améliorer l'élimination des matières en suspension, de la pollution carbonée et surtout de la pollution bactériologique et virologique.

Les derniers travaux expérimentaux débouchent actuellement sur des réalisations adaptées pour des sites sensibles. En combinaison avec une épuration biologique préalable de type aération prolongée ou lagunage aéré, un traitement terminal par le sol permet de garantir la qualité des eaux de baignade au même titre qu'une désinfection chimique. L'infiltration séquentielle fait maintenant partie des techniques à disposition des collectivités pour répondre à des exigences de qualité hygiénique des rejets sans risque de détruire l'équilibre des milieux récepteurs sensibles et de porter atteinte à leur usage.

Un abattement de 3 à 4 U.Log des populations de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux constitue une performance accessible en respectant les conditions suivantes (conclusion des essais de RLJOMS, Bassin R.M.C.) :

- traitement préalable niveau e,
- hauteur de massif filtrant : 3 mètres,
- granulométrie du matériau filtrant : 0,2-2 mm hauteur d'eau infiltrée : 0,6 m/j,

- principe d'alternance de bassins avec temps de repos journalier : 12 à 16 h.

Le côté apparemment très rustique du procédé ne doit pas laisser croire que l'investissement sera faible car l'efficacité du dispositif demande une réalisation de qualité. Le coût est très dépendant de la disponibilité en matériau sableux approprié et des contraintes géomorphologiques du site.

Des coûts de 100 à 120 F/ég.hab. ont été avancés.

En exploitation, sous réserve d'une mise en œuvre raisonnée et d'une gestion rigoureuse, ce procédé se révélera par contre infiniment économique et sécurisant pour le milieu récepteur (contrairement à la désinfection chimique).

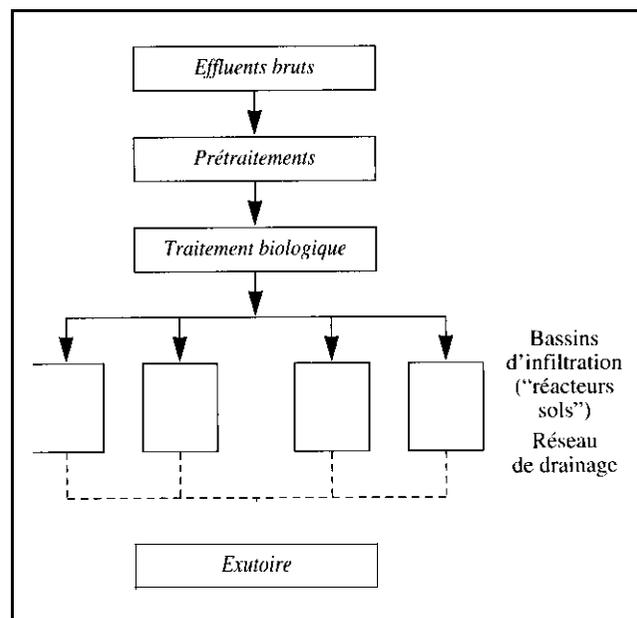


Schéma d'une installation d'infiltration séquentielle.

IV - ANALYSE SOMMAIRE DES ASPECTS ÉCONOMIQUES

L'élimination de la pollution organique biodégradable (DBO₅) et des matières en suspension d'une eau épurée (à l'aval d'un traitement secondaire) peut être assurée par des traitements de finition, généralement de biofiltration, avec des surcoûts restant acceptables tant sur le plan de l'investissement (il faut tabler sur une augmentation de l'investissement de 15 à 20 %) que des frais d'exploitation (la majoration du coût du m³ d'eau n'excédant pas 10 %).

Il n'en est pas de même lorsque l'objectif du traitement tertiaire réside dans l'élimination plus ou moins complète de la DCO résiduelle non biodégradable. Les traitements d'adsorption par filtration sur lits de charbon actif en grains s'avèrent extrêmement onéreux surtout en frais de fonctionnement (on arrive à doubler le coût du m³ d'eau). Ils ne sont mis en œuvre que dans des cas tout à fait exceptionnels.

La désinfection chimique "classique" par chloration-déchloration représente un investissement de 35 F/ég.hab. et une dépense d'environ 15 F/ég.hab.an. Sa mise en œuvre entraîne des contraintes d'exploitation importantes et exige une qualification particulière des personnels :

- motivation et moyens pour l'obtention de la meilleure qualité d'eau possible avant désinfection,
- information et maîtrise des procédés pour le stockage, la régulation et la distribution de réactifs (sécurité des personnes sur la station d'épuration et limitation des effets secondaires nocifs sur le milieu naturel).

A cet égard, rappelons que l'exploitation d'une technique d'infiltration est infiniment moins coûteuse et exempte de danger.

EXAMEN DES POSSIBILITES D'EPURATION SIMULTANEE DES EFFLUENTS MIXTES INDUSTRIELS ET URBAINS EN MELANGE

I - LES DIVERS ASPECTS DEL'ÉPURATIONSIMULTANÉE DES EAUXRÉSIDUAIRINDUSTRIELLES ET URBAINES

Dans toutes nos villes de quelque importance, de nombreuses usines sont implantées, parfois au centre, le plus souvent à la périphérie (zones industrielles).

Le problème d'un traitement commun des eaux usées industrielles et urbaines se pose chaque fois qu'une usine est susceptible d'être raccordée à un réseau urbain d'égouts (ou même vice versa), et évidemment lors de la conception et de la réalisation d'une installation de traitement pouvant être financée en commun.

On considère généralement que lorsqu'elle est possible, l'épuration mixte des effluents industriels, dans les stations classiques de traitement d'eaux urbaines, est **techniquement et économiquement avantageuse**. Une station unique traitant la totalité des effluents s'avérera plus facile à exploiter, tout en étant moins onéreuse, que de multiples stations séparées aux dimensions réduites.

Il existe cependant **plusieurs restrictions** à cet aspect de l'assainissement en commun.

D'une part, si l'épuration des eaux résiduaires urbaines est bien connue, l'épuration de certaines eaux industrielles n'est pas entièrement résolue.

Dans bien des cas, les traitements mixtes **sont impossibles** par suite du caractère particulier des eaux industrielles, qui renferment des substances susceptibles d'avoir des **effets néfastes sur le matériau des réseaux d'égouts, les personnels et sur l'exploitation** de la station d'épuration des eaux domestiques.

Les eaux industrielles, pour pouvoir être traitées en commun avec les eaux urbaines, devront répondre à un certain nombre de caractéristiques bien précises.

Une des conditions indispensables au traitement mixte est **l'absence de substances** (naturelles ou synthétiques) **capables d'inhiber la croissance des micro-organismes**, et par suite, d'entraver plus ou moins les processus de biodégradation mis en œuvre dans la station ou la réalisation d'une valorisation agricole des boues.

Un prétraitement des effluents industriels avant mélange est par ailleurs le plus souvent nécessaire. Il comportera suivant les cas :

- une homogénéisation, afin d'obtenir un effluent de composition constante, et de pouvoir réguler les débits,
- le refroidissement des eaux chaudes,
- la neutralisation des rejets acides ou alcalins,
- la séparation des huiles, des graisses et des hydrocarbures.
- et éventuellement une détoxification (élimination des sulfures, des éléments métalliques, etc...).

Les eaux usées, admises en mélange avec les eaux urbaines, doivent être **biodégradables**, et l'effluent global ne doit pas être carencé ou déséquilibré en éléments nutritifs (azote et phosphore), nécessaires au développement des micro-organismes aérobies épurateurs.

Il est souhaitable que la composition globale de l'eau à traiter respecte les rapports théoriques de concentration requis pour une bonne épuration biologique, et qui sont :

- $DBO_5/\text{azote}/\text{phosphore} = 100/5/1$,
- $\text{Carbone organique}/\text{azote}/\text{phosphore} = 20/5/1$.

Notons enfin que de nombreux constituants organiques contenus dans les eaux résiduaires industrielles, bien que non toxiques, sont plus ou moins rapidement dégradés par voie biologique, et dans de nombreux cas, beaucoup moins vite que les composés organiques normaux des eaux urbaines.

Il s'avère, par suite, **très risqué de dimensionner une installation** de traitement des effluents mixtes industriels et urbains, **sur les bases traditionnelles** bien connues pour les eaux urbaines.

Le succès d'une épuration mixte dépend, pour une grande part, de la technologie du système d'épuration appliqué qui ne peut être déterminée que par l'intermédiaire d'une étude préliminaire portant sur les différentes solutions de traitement envisageables en vue d'un choix basé sur des considérations aussi bien techniques qu'économiques.

Classement des eaux résiduaires industrielles suivant leur aptitude à la biodégradation

Aptitude à la biodégradation	Types d'industries	Observations concernant l'épuration mixte	
		Prétraitements	Epuration mixte
Classe I <i>Facilement biodégradable</i>	Industries agro-alimentaires • Laiteries - fromageries • Malteries - féculeries • Brasseries • Conserveries • Sucrieries - distilleries • Cartonneries • Abattoirs	• Dégraissage • Elimination MeST par décantation Tamisage • Neutralisation • Décantation - ajustement par ajout éventuel N et P • Dégraissage	• Possible • Possible • Favorable • Favorable
Classe II <i>Lentement biodégradable</i>	• Blanchisseries Blanchiment de coton • Tanneries - mégisseries	• Homogénéisation - Régulation pH Ajout N et P • Bassin d'homogénéisation Précipitation des sulfures et chrome par un traitement physico-chimique	• Favorable • Favorable mais précautions spéciales
Classe III <i>Très lentement biodégradable</i> Tous ces effluents sont carencés en N et P et renferment des toxiques	• Textiles et annexes (teinture - impression...) • Papier (pâte à papier) • Chimie - parachimie - pétrochimie • Automobiles Ateliers mécaniques • Usines à gaz - Cokeries - Distilleries goudrons	• Homogénéisation, parfois précipitation des métaux • Elimination des fibres (ajustement pH) • Elimination des toxiques des matières en suspension par un traitement physico-chimique Neutralisation - Ajout N et P • Homogénéisation - Neutralisation - Précipitation des toxiques - Elimination des huiles et hydro- carbures par un traitement physico- chimique ou par ultrafiltration - Ajustement du pH et ajout H et P • Oxydation CN ⁻ Réduction Cr ⁶⁺ Eliminations toxiques	• Précautions spéciales Traitement complémentaire de décoloration • Précautions spéciales : décoloration • Précautions spéciales : traitement de finition souvent nécessaire • Précautions spéciales • Précautions spéciales Stripping NH ₄ ⁺ à la vapeur Lagunage tertiaire de finition

II - COMMENT INSTRUIRE ET POSER UN PROBLEME D'EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES DANS L'OPTIQUE D'UNE ÉPURATION MIXTE

11.1 - Aspect technique

Les précautions à prendre dans l'établissement d'un projet d'épuration mixte, en cas de raccordement des eaux usées industrielles au réseau d'égout urbain, sont fonction des quantités relatives de pollution des deux origines et aussi de la composition des rejets industriels :

- si l'effluent industriel est faible devant l'effluent urbain, les précautions à prendre sont limitées, hormis une neutralisation pour ne pas altérer les matériaux des conduites d'égout,
- si l'effluent industriel par contre, est important (par exemple égal ou supérieur à l'effluent urbain), il est recommandé d'assurer son homogénéisation par passage dans un bac tampon de stockage agité mécaniquement ou aéré, de façon à pouvoir régulariser le débit et la charge polluante de l'effluent avant son arrivée dans la station.

On devra aussi, dans certains cas, assurer une neutralisation complémentaire et rééquilibrer l'effluent carencé en substances nutritives par une adjonction de sels d'ammonium et de phosphore. Si nécessaire, il faut procéder dans l'usine à des prétraitements physiques ou physico-chimiques préalables pour séparer graisses, huiles, hydrocarbures et éliminer les composés toxiques éventuellement présents dans les rejets industriels.

La biodégradabilité des substrats organiques des différents rejets industriels s'avérant généralement beaucoup plus lente que pour les eaux usées domestiques (se référer à la classification des eaux résiduaires industrielles en fonction de leur aptitude à la biodégradation) une étude de traitabilité préalable sur installations pilotes, à l'échelle du laboratoire ou semi-industrielle, est indispensable pour pouvoir déterminer les paramètres nécessaires aux calculs dimensionnels des ouvrages de la future station d'épuration biologique.

On doit considérer que dans l'élaboration de tout projet d'épuration mixte, les prestations devant être fournies par un bureau d'Ingénieurs-Conseils compétent, s'effectuent généralement dans le cadre d'une intervention en plusieurs étapes successives, conformément aux intérêts du maître d'ouvrage. Les investigations à mener par le bureau d'étude comportent :

les études préliminaires et les études d'ingénierie (mission normalisée de maîtrise d'œuvre)

La réussite des projets dépend surtout de la qualité des études préliminaires qui doivent faire appel dans une large mesure à la méthode expérimentale. Le contenu d'une étude type est décrit ci-dessous :

la définition des données techniques fondamentales du projet avec :

- les renseignements relatifs à la situation, aux activités de l'usine et à l'évolution de la production au cours des années à venir,
- les indications sur :
 - l'utilisation de l'eau dans l'usine.
 - les réseaux de collecte et de transfert des effluents vers la station.
- le bilan quantitatif des débits et des pollutions particulières, organiques et toxiques, avec leurs fluctuations.

l'étude de la traitabilité des rejets avec :

- la définition des filières de traitement envisageables pour atteindre les objectifs visés par l'épuration des effluents. Ceci suppose la réalisation d'essais d'orientation de laboratoire et éventuellement une expérimentation à l'échelle semi-industrielle sur le site pour préciser les critères de dimensionnement des chaînes eau et boues de la future station,
- et la prise en compte des possibilités d'élimination et éventuellement de valorisation des boues et déchets issus de l'épuration avec l'évaluation des risques potentiels sur l'environnement.

II.2 - Aspect réglementaire

Un Arrêté pris par le Ministre de l'Environnement le 1^{er} Mars 1993 réunit en un seul texte les prescriptions applicables aux utilisations et aux rejets d'eaux résiduaires de la plupart des établissements industriels.

Il s'agit d'un texte majeur venant dans la lignée de nombreux textes législatifs précédents et qui va donc constituer la base minimum pour les autorisations des installations classées au titre de la protection de l'environnement.

Cet Arrêté contient deux articles relatifs au raccordement de rejets industriels à une station d'épuration collective :

Raccordement à une station d'épuration collective

Art. 34. - Le raccordement à une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle n'est envisageable que dans le cas où les installations sont aptes à traiter l'effluent industriel dans de bonnes conditions conformément à l'étude de traitabilité préalable au raccordement incluse dans l'étude d'impact.

Tout raccordement doit faire l'objet d'une convention préalable passée entre l'industriel et l'exploitant de la station et, le cas échéant, du réseau, ou d'une autorisation explicite.

La convention ou l'autorisation fixe les caractéristiques maximales et, en tant que de besoin, minimales, des effluents déversés au réseau. Elle énonce également les obligations de l'exploitant raccordé en matière d'autosurveillance de son rejet.

Si nécessaire, l'effluent industriel est, avant son entrée dans le réseau collectif, soumis à un prétraitement défini en fonction des caractéristiques de l'effluent et des résultats de l'étude de traitabilité préalable.

Lorsque le flux maximal apporté par l'effluent est susceptible de dépasser 15 kg/j de MeST ou 15 kg/j de DBO₅ ou 45 kg/j de DCO, les valeurs limites imposées à l'effluent à la sortie de l'installation avant raccordement à une station d'épuration urbaine ne peuvent dépasser :

MeST	600 mg/l
DBO ₅	800 mg/l
DCO	2 000 mg/l
Azote global (exprimé en N)	150 mg/l
Phosphore total (exprimé en P)	50 mg/l

Pour les micropolluants minéraux et organiques réglementés à l'article 32.3, les valeurs limites sont les mêmes que pour un rejet dans le milieu naturel.

Art. 35. - Le raccordement à un réseau public équipé d'une station d'épuration urbaine est subordonné, pour les installations qui sont raccordées après l'entrée en vigueur du présent arrêté selon les modalités prévues au premier alinéa de l'article 67, au respect simultané des deux conditions suivantes :

- la charge polluante en DCO apportée par le raccordement reste inférieure à la moitié de la charge en DCO reçue par la station d'épuration urbaine,
- la charge polluante en DCO apportée par l'ensemble des rejets en provenance d'installations classées pour la protection de l'environnement reste inférieure à 70 p. 100 de la charge en DCO reçue par la station d'épuration urbaine.

Pour les installations déjà raccordées faisant l'objet d'extensions, une étude de traitabilité doit être réalisée pour toute augmentation des rejets.

Le raccordement d'un rejet industriel à une station d'épuration de collectivité locale constitue une éventualité mais en aucun cas un droit préalable.

11.3 - Aspect contractuel

En aucun cas l'adoption d'une épuration mixte ne doit décharger l'industriel de ses responsabilités.

En dehors de la résolution des problèmes techniques, le montage d'un tel dossier suppose l'obtention d'un consensus entre l'industriel, la collectivité et les administrations concernées. Les termes de l'Arrêté réglementant les rejets devront être rédigés en fonction des résultats obtenus à l'issue des essais de traitabilité.

Une convention devra être établie entre l'industriel et la collectivité qui fixera clairement les obligations réciproques et les conditions financières de participation aux investissements et aux frais de fonctionnement.

Un système de contrôle permanent des flux polluants sera instauré de part et d'autre, de manière à s'assurer que l'industriel respecte les quotas souscrits et que la collectivité assure le degré d'épuration requis.

LA CARACTERISATION ET LE TRAITEMENT DES BOUES ISSUES DE L'EPURATION DES EFFLUENTS URBAINS

ASPECTS THEORIQUES ET TECHNOLOGIQUES

I - LE PROBLEME DES BOUES

1.1 - Considérations générales

C'est malheureusement une évidence, la quasi totalité des procédés d'épuration des eaux usées urbaines, qu'ils soient biologiques ou physico-chimiques, conduisent à la concentration des polluants sous la forme de suspensions aqueuses ou boues.

Les boues constituent des déchets volumineux puisqu'elles contiennent généralement entre 95 et 99 % d'eau et sont génératrices de nuisances dans la mesure où elles sont constituées par des matières organiques fermentescibles et peuvent renfermer des substances toxiques (cas du raccordement au réseau urbain d'effluents industriels).

Le problème des boues constitue une phase de la lutte contre la pollution qui s'avère difficile (un véritable casse-tête pour l'épurateur), pour des raisons multiples : rareté des terrains disponibles pour l'épandage ou le dépôt, nécessités et exigences de l'environnement et de l'hygiène publique. etc. Par ailleurs, il y a l'importance économique de ce problème, qui s'illustre par le fait que le coût tant en investissement qu'en exploitation peut s'avérer très lourd. Pour des stations de 10 000 à 100 000 hab., les frais de premier établissement représentent, selon le schéma adopté pour les boues, entre 30 et 50 % du traitement de l'eau et peut même le dépasser dans certains cas (traitement de boues avec une incinération ou un séchage thermique pour les stations des grandes agglomérations, par exemple).

Longtemps considéré comme une opération annexe du traitement des eaux, le traitement des boues, c'est une évidence, ne peut plus être défini "à la légère".

L'exploitant devra trouver un schéma de traitement pour se débarrasser de ses boues dans des conditions économiques acceptables, en respectant les contraintes aval imposées par la solution d'élimination finale des boues susceptible de pouvoir être proposée.

Le choix de la filière de traitement dépendra à la fois de la nature, de la composition et de la traitabilité des boues, de facteurs économiques (disponibilité et coût du terrain,

main-d'œuvre, énergie, réactifs, etc.) et enfin de conditions locales (environnement, contraintes administratives, etc...).

1.2 - Objectifs et aperçus sur les filières de traitement des boues

Les solutions apportées au traitement des boues sur une station peuvent varier suivant la disponibilité des terrains, la nature des boues, les facteurs économiques, etc... mais dans tous les cas on poursuit toujours deux objectifs principaux :

- réduction du pouvoir fermentescible (par voie biologique ou chimique) des boues urbaines afin de limiter, voire annuler, les nuisances olfactives. On parle alors de stabilisation,
- réduction du volume des boues, afin de faciliter leur manutention et diminuer les frais en vue de leur élimination finale.

Cette opération qui consiste à assurer une élimination plus ou moins poussée de l'humidité des boues, est généralement réalisée en deux étapes : une concentration préliminaire des boues par **épaississement** suivie d'une **déshydratation mécanique** facilitée par un conditionnement (chimique ou thermique) préalable des boues.

Pour la destination finale des boues déshydratées, on pourra (en fonction des propriétés intrinsèques des boues, des possibilités locales d'élimination et de considérations technico-économiques) envisager l'une des trois solutions suivantes : **mise en décharge, valorisation agricole ou incinération.**

Comme le met en relief le schéma général ci-contre, la chaîne de traitement et d'élimination des boues est constituée par un enchaînement d'opérations élémentaires assurant une fonction bien déterminée pour laquelle il existe un grand nombre d'options possibles, parmi lesquelles doit être fait le meilleur choix, en tenant compte des contraintes d'amont (nature, caractéristiques et quantités de boues) et d'aval (possibilités locales d'élimination) et cela au meilleur coût.

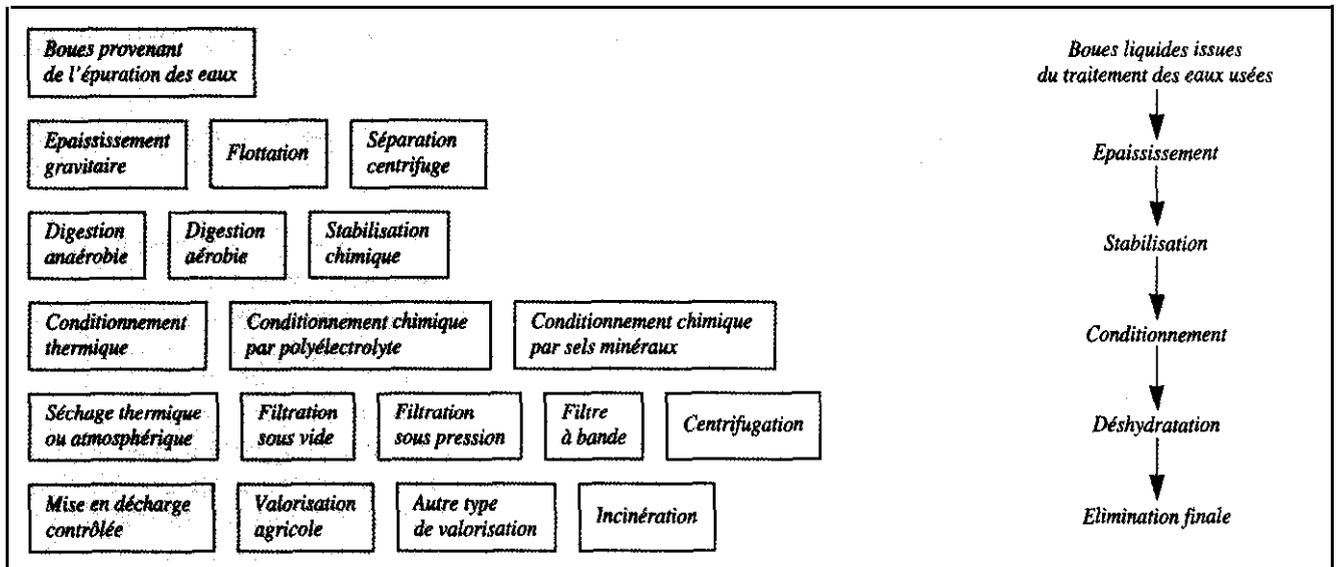


Fig. 1 - Filières de traitement des boues d'épuration.

Le schéma de la figure 2 décrit la méthode d'approche qu'il est indispensable de mettre en œuvre, pour pouvoir résoudre convenablement et rationnellement un problème de traitement de boues.

La meilleure voie impliquera :

– la caractérisation de la boue (évaluation de la composition

physico-chimique et structurale des boues et de leurs caractéristiques en rapport avec leur traitabilité),

-le choix, au terme d'une évaluation technico-économique des différents procédés de traitement envisageables, d'une filière qui restituera un déchet dont l'élimination finale est réalisable au meilleur coût.

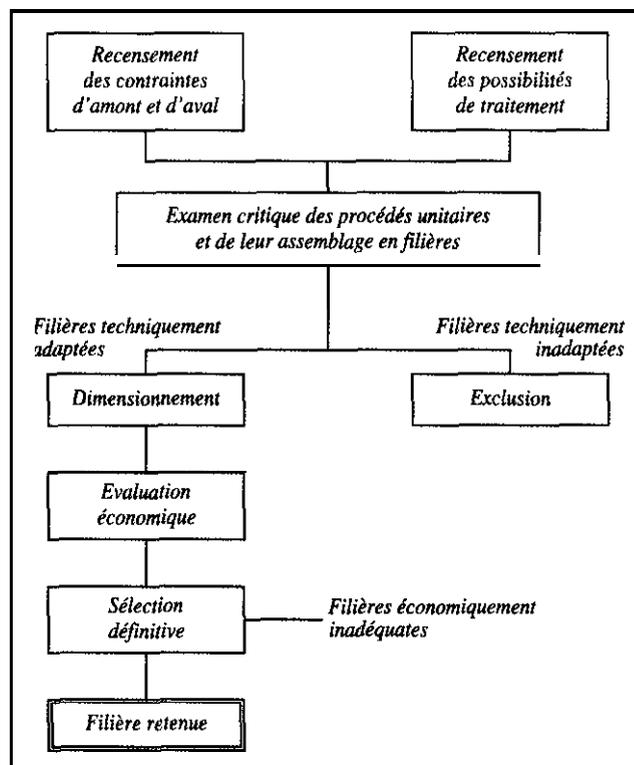


Fig. 2 - Approche méthodologique en vue d'un choix rationnel d'une filière de traitement des boues.

II - CARACTÉRISATION DES BOUES RÉSIDUAIRES URBAINES

II.1 - Origine, nature et composition des boues urbaines.

Bilan volumique et massique

Il serait simpliste de croire que les boues urbaines sont toutes de nature identique. Il faut au contraire prendre conscience de l'extrême diversité de ces boues et de leur hétérogénéité de composition en fonction de leur origine.

La composition d'une boue urbaine dépend à la fois de la nature de la pollution initiale de l'eau et des procédés de traitement auxquels elle a été soumise. On pourra distinguer ainsi :

- les **boues primaires** provenant d'une séparation physique des matières en suspension décantables organiques et minérales,

les **boues physico-chimiques** qui renferment la quasi totalité de la pollution particulaire et colloïdale enlevée à l'eau, ainsi que les quantités de réactifs ajoutés qui se retrouvent dans les boues sous forme d'hydroxydes métalliques ou de précipités minéraux (carbonate, phosphate, etc...),

- les **boues biologiques** issues de la métabolisation de la pollution organique biodégradable soluble et colloïdale, lors d'une épuration mettant en œuvre une culture bactérienne libre (boues activées) ou fixée (lit bactérien, bio-filtre).

Il faut noter que ces boues biologiques auront une composition différente en fonction de la nature du substrat dégradé,

de la charge de fonctionnement du réacteur biologique, du traitement de stabilisation (aérobie ou anaérobie) éventuellement pratiqué.

La classification suivante pourra être proposée :

-boues fraîches mixtes

- mélange de boues primaires et de boues activées d'une station fonctionnant à haute ou moyenne charge,
- mélange de boues primaires et de boues provenant de lits bactériens ou biofiltres

-boues activées issues d'un traitement en aération prolongée

-boues digérées de boues primaires ou de boues fraîches mixtes par voie aérobie ou voie anaérobie.

Pour des raisons sensiblement identiques à celles expliquant leur hétérogénéité de composition, il faut savoir que le bilan volumique et massique est très variable d'une boue urbaine à l'autre.

Les quantités de boues produites dépendront de la nature et des caractéristiques physico-chimiques des eaux urbaines, du conditionnement chimique appliqué dans le cadre d'une épuration physico-chimique, du type de traitement biologique mis en œuvre (boues activées ou lits bactériens selon des procédés à haute, moyenne ou faible charge), de la stabilisation (chimique ou biologique) pratiquée sur les boues et du type d'appareillage de séparation (décantation statique, lamellaire ou aéroflottation) mis en œuvre.

Nous faisons figurer dans le tableau ci-après les quantités moyennes de boues rapportées à l'habitant, produites lors de l'épuration d'eaux urbaines selon les différentes filières généralement pratiquées.

Type de boue		MS g/hab/j.	Volume l/hab/j.	Concentration % MS	MV/MS %
Primaire	Fraîche	50 - 60	1 - 1,2	5	50 - 70
	Digérée	30 - 40	0,6 - 1	5 - 6	30 - 60
Mélangée Primaire + activée (station boues activées moyenne, forte charge)	Fraîche	80 - 85	1,7 - 2	4 - 5	60 - 70
	Digérée anaérobie	55 - 60	1 - 1,4	4 - 6	45 - 60
	Digérée aérobie	60 - 70	1,75 - 2	3 - 4	50 - 65
Boue activée (station faible charge aération prolongée)	Fraîche stabilisée	40 - 50	1,6 - 2	2 - 3	60 - 70
	Digérée aérobie	30 - 40	1,33 - 1,5	2 - 3	60 - 70
Mélangée Primaire + lit bactérien	Fraîche	70 - 75	1,25 - 1,75	4 - 6	55 - 70
	Digérée anaérobie	45 - 60	0,83 - 1,12	4 - 6	35 - 60
Boue physico-chimique : • Décantation statique ou accélérée • Décantation lamellaire • Aéroflottation		100 à 150	2,5 7,5 - 10 1 - 2,5	4 - 6 1 - 2 5 - 6	40 - 65 selon le conditionnement chimique appliqué

Fig. 3 - Bilan massique et volumique des boues urbaines.

On peut dire en conclusion que la variabilité des boues urbaines est telle que leur caractérisation apparaît comme fondamentale pour le choix de la méthode de traitement qui leur est applicable, ainsi que pour la prévision des performances pouvant être atteintes à chaque stade du schéma de traitement.

II.2 - Facteurs caractérisant la nature de la boue : propriétés physico-chimiques et mécaniques

II.2.1 - Caractéristiques physiques et chimiques générales de la boue

Il s'agit de caractéristiques générales relatives à chacune des deux phases constitutives, qui s'avèrent être d'utiles points de repère.

- Caractéristiques de la phase solide :

- concentration en matières sèches de la boue obtenue par séchage à 105°C d'un échantillon de boue ensuite pesé,
- teneur en matières volatiles (M.V.) qui se détermine par calcination à 600°C d'un échantillon de boue préalablement séché à 105°C
- teneur en matières minérales (M.M.) qui se calcule à partir de la précédente MM (en %) = 100 - M.V.,
- composition élémentaire pondérale. Sa détermination est longue et délicate. Aussi on se contente généralement de quelques analyses en fonction du but recherché (par ex. : valorisation agricole). notamment la recherche d'éléments intéressants (carbone, azote et phosphore), ou gênants (éléments métalliques potentiellement toxiques, composés organiques tels que pesticides, détergents...),
- l'état de surface de la matière solide caractérisé par la mesure du potentiel Zéta.

- Caractéristiques de la phase liquide

La composition du liquide interstitiel peut influencer grandement sur le comportement de la boue (stabilité) tout en entrant en ligne de compte dans l'évaluation des risques potentiels présentés en cas de mise en décharge ou d'épandage des boues (pollution des eaux souterraines).

Il est donc intéressant de mesurer :

- le pH, la salinité et l'alcalinité,
- la teneur en acides volatils (composés intermédiaires d'une dégradation anaérobie des matières organiques),
- les DBO, et DCO, grandeurs permettant l'appréciation de la pollution organique,
- et certains composés comme par exemple les sulfures (indice d'un milieu réducteur).

II.2.2 - Caractérisation de l'état physique des boues

Nous considérerons ici les propriétés mécaniques des boues à l'état plus ou moins concentré et plus précisément leur consistance.

Un certain nombre de notions sont utilisables pour décrire l'état physique d'une boue lorsqu'on veut assurer sa manutention. Il s'agit de :

- la liquidité.
- la plasticité (aptitude à la compaction),
- la friabilité,
- l'adhérence.
- le comportement sous agitation, etc.

Des travaux récents ont permis de définir des tests de caractérisation spécifiques permettant de ranger une boue déterminée parmi trois états physiques conventionnels : liquide, plastique, solide avec retrait (friable).

Nous résumons dans le tableau ci-après les relations qui existent entre les grandeurs caractéristiques de chacun des états physiques et le comportement de la boue lors de sa manutention.

Etat physique de la boue	Paramètres à mesurer	Appareillage nécessaire	Propriété pratique en relation avec le paramètre mesuré
liquide	Existence d'un écoulement prévisible	Orifice calibré en charge	Appartenance à l'état liquide
	Viscosité de la boue à un gradient de vitesse déterminée	Viscosimètre rotatif à cylindre coaxiaux	Pompabilité
	Limite d'écoulement	d°	d°
Plastique	Empreinte provoquée par une contrainte mécanique	Pénétromètre	Dureté du matériau, aptitude à la compaction, pelletabilité
	Nombre de chocs nécessaires pour produire un effet déterminé	Appareil de Casagrande	Cohésion du matériau, pelletabilité, adhérence à l'outil de manutention
Solide avec retrait (friable)	Répartition granulométrique	Tamis ou passoire normalisée	Mode d'épandage

II.3 - Facteurs caractérisant la structure des boues

Du point de vue structurel, les boues urbaines doivent être considérées comme de véritables systèmes colloïdaux dont la forte stabilité est déterminée par la nature des propriétés de surface des colloïdes et par les interactions entre particules.

-Viscosité apparente en rapport avec le comportement rhéologique

Les suspensions boueuses ne sont pas des liquides newtoniens : la valeur trouvée pour la viscosité est toute relative et dépend de la contrainte de cisaillement appliquée. Pour les boues urbaines, on peut définir une viscosité dite de Bingham pour une contrainte caractéristique T (en dyne/cm^2).

La viscosité peut être considérée comme une mesure de l'intensité des forces interparticulaires. Elle permet d'évaluer le caractère thixotropique d'une boue (aptitude de la boue à se prendre en masse en l'absence de brassage et à redevenir fluide sous une agitation modérée).

-Nature de l'eau contenue dans la boue

L'eau est contenue dans une boue urbaine sous deux états : l'eau libre, assez facilement éliminable, et l'eau liée ou combinée comprenant : l'eau d'hydratation colloïdale, l'eau capillaire, l'eau cellulaire et chimique liée.

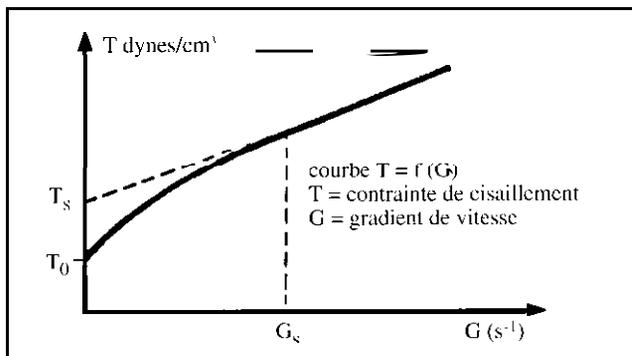


Fig. 4 - Courbe définissant le comportement rhéologique d'une boue.

Il apparaît que l'aptitude plus ou moins grande à la déshydratation est définie par la structure même des boues, dans la mesure où les particules élémentaires qui les constituent possèdent une capacité d'absorption de l'eau très variable, fonction de leur nature et de leur composition physico-chimique.

On peut évaluer les forces de liaison de l'eau avec les particules par des études thermogravimétriques.

L'établissement de thermogrammes (figure 5) à partir des boues permet d'estimer les quantités d'eau qu'elles contiennent, en particulier :

- l'eau libre : quantité éliminable à vitesse constante de séchage (SL étant la siccité de la boue après la perte de cette eau),
- l'eau liée : quantité d'eau restant dans la boue au premier point critique SL.

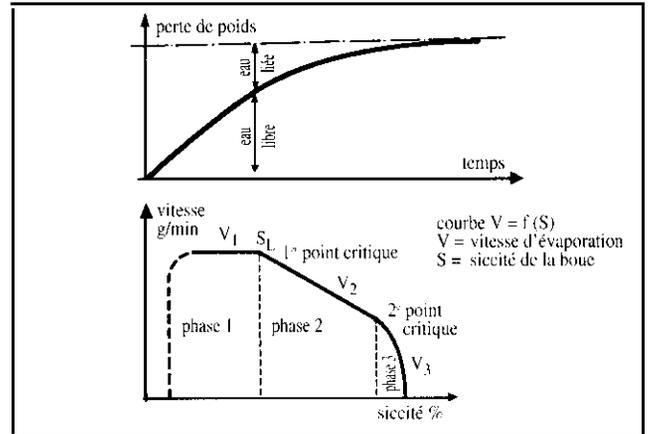


Fig. 5 - Courbes thermogravimétriques définissant la nature de l'eau dans les boues.

Il s'avère que l'aptitude à la déshydratation est d'autant plus difficile que le caractère hydrophile de la boue est plus marqué et, plus précisément, que l'eau liée par rapport à la matière sèche et l'énergie de liaison relative de l'eau absorbée sur les particules, sont plus importantes.

II.4 - Evaluation des caractéristiques des boues en rapport avec leur traitabilité

Nous décrirons ci-après sommairement les différentes méthodes permettant par une approche expérimentale de laboratoire ou semi-industrielle de mesurer les paramètres fondamentaux de dimensionnement et d'évaluer les performances susceptibles d'être obtenues à l'échelle industrielle à chaque étape (épaississement stabilisation déshydratation mécanique) du schéma de traitement des boues.

II.4.1 - Epaississement des boues

-Détermination des grandeurs caractéristiques de l'aptitude des boues à l'épaississement gravitaire :

Nous rappellerons que la quasi-totalité des boues, par suite de leur concentration élevée en matières solides, donne lieu à une sédimentation freinée caractérisée par la formation rapide d'un interface net entre le liquide clarifié et la phase boueuse.

L'utilisation d'un dispositif expérimental très simple : cylindre rempli par le bas, de 1 m de hauteur et d'au moins 20 cm de diamètre, permet de tracer la courbe de décantation statique $h = f(t)$ (hauteur de l'interface en fonction du temps).

Conformément à la théorie de Kynch, on en déduit la courbe $V_i = f(C_i)$ donnant les vitesses de l'interface V_i en fonction de la concentration C_i de la boue, (V_i étant la pente des tangentes à la courbe $h = f(t)$).

La grandeur essentielle qui conditionne le dimensionnement de l'épaississeur est le flux de solides (par unité de section) qui est donné à chaque instant en décantation statique par $F_s = C_i \cdot V_i$.

La courbe $F_s = f(C_i)$ nous renseigne sur les charges matières (en $\text{kg MS/m}^2 \cdot \text{j}$) admissibles à l'entrée de l'épais-

sisseur en fonction des concentrations désirées de la boue épaissie.

C_i , concentration de la boue à l'interface est donnée par :

$$\frac{H_0 \cdot C_0}{H_i}$$

avec C_0 = concentration initiale de la boue

H_0 = hauteur initiale de la boue à épaissir dans la colonne

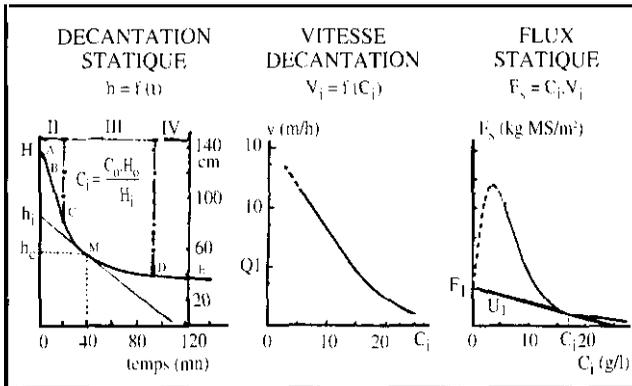


Fig. 6 - Courbes expérimentales d'évaluation des caractéristiques de l'aptitude à l'épaississement gravitaire.

-Définition de l'aptitude des boues à l'épaississement par flottation

Pour étudier les possibilités de la flottation, on peut avoir recours dans un premier stade à un test de laboratoire (le flottatest), effectué en discontinu par pressurisation-détente, afin de savoir si la phase solide est flottable. Au besoin, cela permet de déterminer la nature et les doses de réactifs nécessaires pour agglomérer les particules dont la taille ne permet généralement pas l'accrochage des bulles d'air.

Pour le dimensionnement de l'ouvrage de flottation, l'étude de laboratoire doit obligatoirement être complétée par des essais en installation-pilote opérant par pressurisation-détente sur le même principe que les installations industrielles. L'expérimentation semi-industrielle permet la détermination précise des paramètres opérationnels (charge



Installation-pilote de flottation de l'I.R.H.

hydraulique, taux de recyclage, etc.) et des performances d'épaississement pouvant être obtenues à l'échelle industrielle dans des conditions de fonctionnement bien définies.

II.4.2 - Stabilisation des boues biologiques

La notion de stabilisation réside essentiellement dans l'élimination ou la destruction accélérée et contrôlée d'une partie des matières organiques et, plus précisément, des matières à évolution bactérienne rapide, de façon à obtenir un reliquat stabilisé, humus à vitesse de décomposition lente sans émissions d'odeurs désagréables.

Plusieurs **méthodes d'appréciation** de la stabilité biologique d'une boue peuvent être utilisées au stade du laboratoire.

Méthodes chimiques

Elles consistent à suivre l'évolution en milieu aérobie ou anaérobie du taux de M.V des boues en fonction du temps pendant une durée assez longue telle que 10 à 15 jours (digestion aérobie) et jusqu'à 60 jours pour la digestion anaérobie.

La réduction R des matières organiques se calcule par la formule :

$$R = \frac{m_1 (100 - m_2)}{m_2 (100 - m_1)}$$

où m_1 et m_2 sont respectivement les pourcentages des matières minérales dans les boues fraîches et stabilisées.

Méthodes biocimiques

A ce groupe de méthodes appartient la détermination de l'ATP et celles de différents types d'activités enzymatiques.

La détermination de l'ATP (adénosine-triphosphate) qui s'effectue par la méthode de la luciférine-luciférase permet une évaluation précise des biomasses. Pour être significative, la valeur de l'ATP trouvée devra être rapportée à la teneur de la boue en MV.

Des travaux de recherche récents ont montré l'intérêt de la détermination des activités enzymatiques hydrolytiques qui permet d'estimer la tendance à la solubilisation des matières organiques des boues.

Pour procéder au dimensionnement des installations industrielles de digestion, on opère le plus souvent par extrapolation des conditions de fonctionnement d'unités en service, mais seule une expérimentation en pilote permettra une évaluation précise des performances en fonction de la charge appliquée (en kg MVS/m².j).

II.4.3 - Déshydratation mécanique des boues en filtration

-Evaluation des paramètres répondant du comportement de la boue en filtration

La plus ou moins grande aptitude à la filtration d'une boue est caractérisée essentiellement par deux grandeurs :

- la résistance spécifique à la filtration (α),
- le coefficient de compressibilité du gâteau de filtration (s).

Ces critères sont définis par la théorie de **Carman**, à partir de l'équation générale de la filtration dont l'intégration à pression constante conduit à la relation :

$$\frac{t}{V} = K + \frac{\alpha C \mu}{2 A P S^2} \cdot V$$

où S = surface filtrante
 AP = pression différentielle de filtration
 μ = viscosité du filtrat
 C = teneur en MS de la boue avant filtration

On peut facilement les déterminer à l'échelle du laboratoire par des mesures de volume de filtrat (V), à intervalles de temps définis, ce qui permet de tracer la droite :

$t = f(V)$ dont la pente b permet le calcul de :

$$\alpha = \frac{2b A P S^2}{\mu \cdot C}$$

α s'exprime selon le système d'unité en $S^2/g, cm/g$ ou m/kg

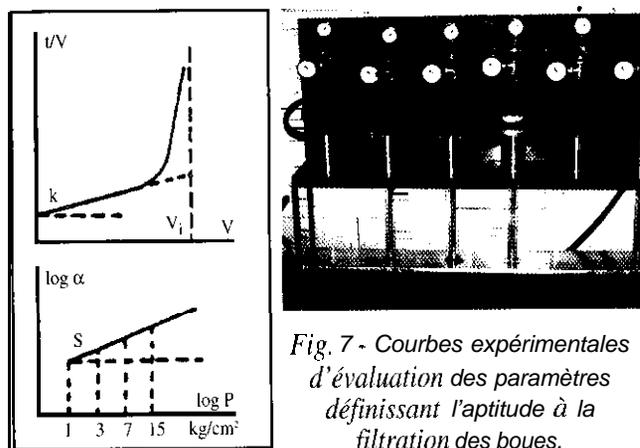


Fig. 7 - Courbes expérimentales d'évaluation des paramètres définissant l'aptitude à la filtration des boues.

Des mesures de α à plusieurs pressions permettent de représenter graphiquement la relation $\alpha = \alpha_0 \Delta P^S$ sur papier bilogarithmique.

On obtient une droite dont la pente est égale à s .

On considère généralement en pratique, pour des boues de 3 à 5 % de matières sèches, qu'il est nécessaire d'atteindre des valeurs de résistance spécifique à la filtration :

$\alpha < 10^{11}$ m/kg (sous 0,5 bar) pour que les boues soient filtrables par un filtre à tambour rotatif industriel (capacité de filtration > 10 kg MS/m².h)

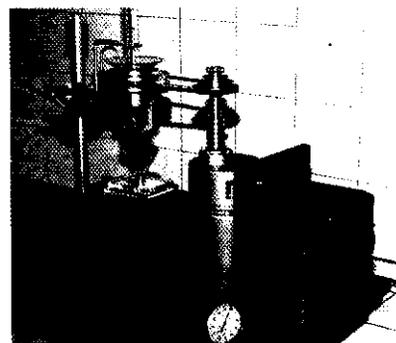
$\alpha < 10^{13}$ m/kg (sous 7 bar) pour justifier une filtration sous pression à l'échelle industrielle (productivité $> 1,5$ kg MS/m².h)

Par ailleurs, on admet que les boues dont les coefficients de compressibilité sont $< 0,7$ peuvent être essorées avec succès par filtration sous pression.

-Recherche d'un conditionnement approprié en vue de l'amélioration de l'aptitude à la filtration

Les essais de floculation du type jar-test sont insuffisants pour définir le système de conditionnement chimique le plus approprié. Il faut se garder de croire qu'une excellente floculation assure forcément une bonne filtrabilité de la boue.

Pour permettre la sélection des meilleurs adjuvants de conditionnement (surtout pour les réactifs polymériques) ou définir les meilleures conditions d'autoclavage (température, durée de cuisson), on pourra utiliser avec succès le test de filtrabilité par succion capillaire (mise en œuvre de l'appareil Triton Electronics). Ce test très rapide permet, en conditionnant la boue avec une large gamme de floculants, d'établir des courbes traduisant l'abaissement du temps de succion capillaire en fonction d'un ajout croissant de réactifs, dont la comparaison rend très aisé le choix du floculant le plus efficace.



Appareil Triton Electronics muni du réacteur de floculation à agitation contrôlée.

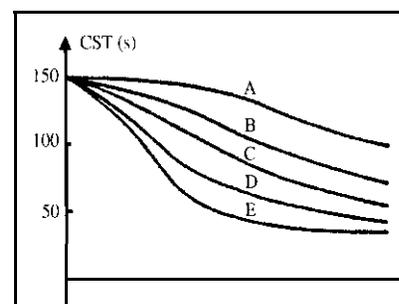


Fig. 8 Courbes expérimentales d'évaluation de l'efficacité de divers floculants commerciaux A.B.C.D.E.

-Evaluation de l'amélioration des performances de filtration. Dimensionnement des appareillages de filtration

Afin d'optimiser le conditionnement défini préalablement (c'est-à-dire les dosages à appliquer) et évaluer l'amélioration des performances de filtration (c'est-à-dire de la production des filtres), on aura recours obligatoirement aux essais de filtration de laboratoire pour déterminer les paramètres de filtrabilité qui permettront de suivre l'évolution de l'état colloïdal de la boue déstabilisée dans des conditions bien définies.

A partir des valeurs de résistance spécifique (α) et de compressibilité (s) déterminées à l'échelle du laboratoire, on pourra calculer le temps de pressage (filtre sous pression) et la capacité de filtration (filtre sous vide) par des expressions déduites de l'intégration de l'équation de Carman.

Il convient de préciser cependant qu'une expérimentation semi-industrielle (utilisation d'installation pilote) est toujours souhaitable pour dimensionner une installation de filtration sous vide ou sous pression, car elle permet de vérifier les capacités de filtration calculées à partir des essais de laboratoire et de préciser avec plus de rigueur les conditions de fonctionnement en permettant en particulier le choix du support filtrant.

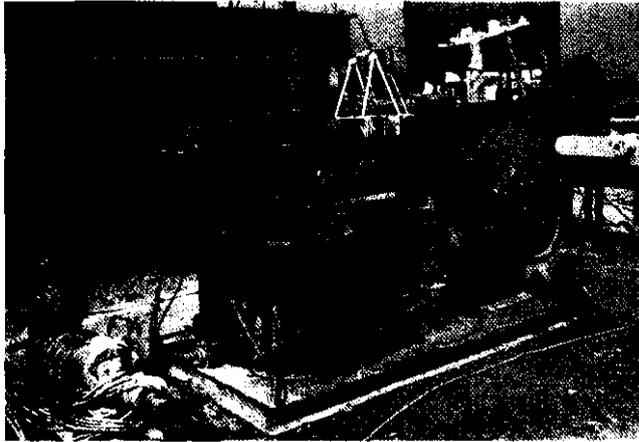


Plate-forme d'essais mobile avec matériel-pilote de traitement de boues.

Cette expérimentation en pilote est d'ailleurs absolument indispensable pour dimensionner un filtre à bande industriel, car il n'existe à notre connaissance aucun test de laboratoire qui repose sur une relation mathématique intégrant l'ensemble des processus intervenant dans une filtration par pression progressive.

II.4.4 - Déshydratation mécanique des boues par centrifugation

-Méthodes d'évaluation de l'aptitude à la déshydratation des boues par centrifugation

Il n'existe pas à vrai dire dans le domaine de la centrifugation, comme c'est le cas en filtration, de relations mathématiques permettant de déterminer les paramètres fondamentaux de l'aptitude à la centrifugation d'une boue, susceptibles d'être utilisées pour évaluer les performances et les conditions d'exploitation d'une centrifugeuse industrielle.

On peut cependant se baser utilement sur un certain nombre de tests de laboratoire qui s'avèrent une première approche dans la caractérisation du comportement d'une boue vis-à-vis de la centrifugation.

Les essais sur centrifugeuse de laboratoire ne peuvent fournir que quelques indications concernant :

- l'homogénéité ou l'hétérogénéité du culot de centrifugation, qui affecte considérablement le rendement de centrifugation industriel. Une hétérogénéité de la boue, du point de vue taille ou densité des matières en suspension, provoque une séparation sélective à l'intérieur de la centrifugeuse. Ce phénomène est notablement réduit par le conditionnement chimique,

- le volume du culot de centrifugation, qui permet de prévoir le volume de phase solide à extraire de la centrifugeuse et, par conséquent, de choisir une vitesse adéquate pour le racleur hélicoïdal de la machine,

- l'humidité ou la siccité du culot de centrifugation obtenu à haute vitesse et dans des conditions reproductibles, qui donne une idée de la liaison entre l'eau et la matière solide dans la boue.

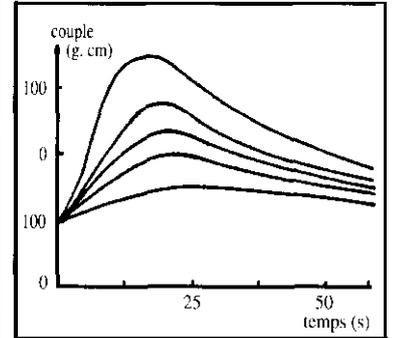


Fig. 9 - Courbes expérimentales d'évaluation de la résistance au cisaillement des boues floculées en vue du choix du réactif polymérique.

Les travaux de R.R.A. Veselind (Norway Water Research Institute) pour dégager des paramètres de mesures plus précis de la centrifugabilité d'une boue et notamment de la transportabilité du sédiment au véhiculage, liée à sa consistance et à ses propriétés rhéologiques, ont abouti à des **mesures par pénétrométrie**.

Il s'agit là d'une méthode d'appréciation intéressante de l'aptitude à la centrifugation dans la mesure où elle fournit des renseignements sur le degré de cohésion du sédiment de centrifugation.

Les performances de centrifugation dépendent, dans une large mesure, du conditionnement chimique essentiellement polymérique de la boue. Pour déterminer les conditions optimales de floculation de la boue (choix rationnel du réactif) **un test de centrifugabilité** a été mis au point par l'I.R.H. Nancy qui consiste en une évaluation de la résistance au cisaillement des boues floculées.

L'essai consiste à mesurer en fonction du temps, le couple s'exerçant sur l'axe d'un système d'agitation à pales et contrepales, conçu pour répartir uniformément le cisaillement dans toute la masse de la boue. Le réactif de floculation étant introduit à l'instant initial, l'évolution du couple se traduit par une croissance, reflet de la floculation, puis une décroissance asymptotique, reflet de la destruction du floc par le cisaillement. Pour une même boue, la position du maximum et de l'asymptote de la courbe expérimentale sont caractéristiques du floculant utilisé et permettent une classification des réactifs polymériques utilisés.

-Nécessité de l'expérimentation industrielle ou sur machine pilotesemi-industrielle

Les méthodes de laboratoire décrites ci-dessus ne peuvent cependant être utilisées qu'à titre d'orientation.

Pour dimensionner l'installation de déshydratation, évaluer précisément les performances pouvant être obtenues par un décanteur-centrifuge, et déterminer les conditions optimales d'exploitation, il faut cependant obligatoirement réaliser une expérimentation sur machine industrielle ou éventuellement sur un appareillage pilote permettant l'**extrapolation**.

Il conviendra par ailleurs de procéder au choix du type de machine à utiliser, en fonction des propriétés physico-chimiques et structurelles de la boue à traiter.

Ce choix est délicat à effectuer a priori, car toutes les machines fabriquées par les différents constructeurs possèdent des paramètres constructifs qui leur sont propres et dont dépendent évidemment les performances de centrifugation pouvant être obtenues.

Il est important de signaler par ailleurs que l'obtention de performances optimales de centrifugation pour chaque type de machine nécessite un réglage judicieux des paramètres "machine" (vitesse absolue du bol, vitesse relative du racleur, etc...), et une adaptation rigoureuse des paramètres opérationnels (débit d'alimentation en boue, conditionnement polymérique, etc...) à la nature de la matière boueuse à déshydrater.

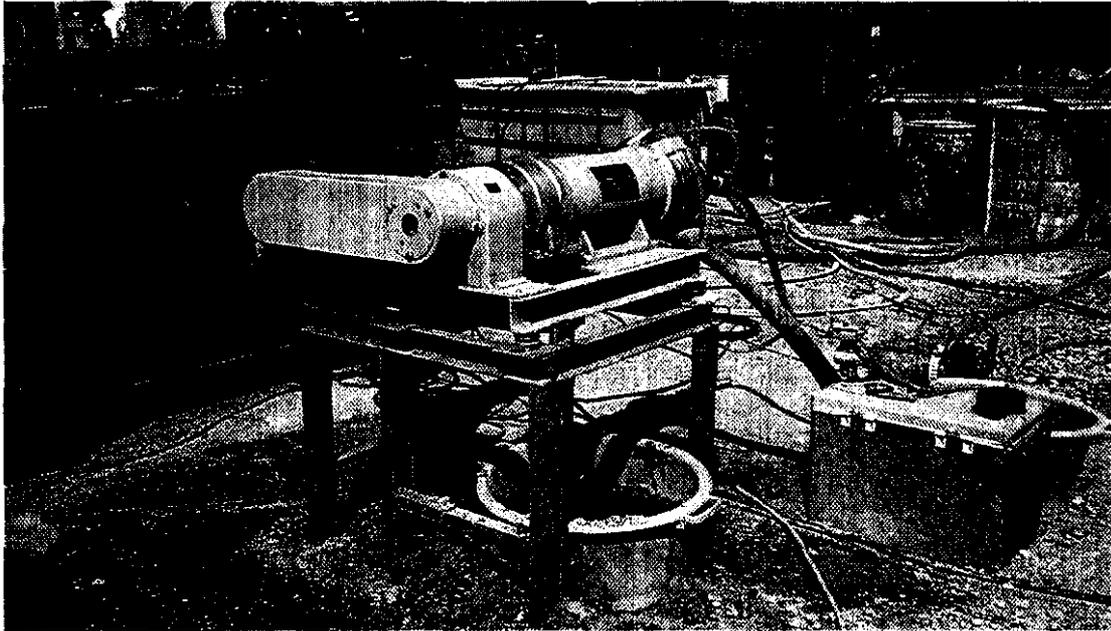


Fig. 10 - Installation pilote de déshydratation mécanique des boues par centrifugation. (Décanteuse GUINARD D.18).

II.4.5 - Caractérisation des boues en vue de leur élimination finale

Les modes d'élimination finale des boues résiduelles sont généralement limités à :

- la valorisation par utilisation agricole,
- la mise en décharge,
- ou l'incinération.

Le choix entre les diverses possibilités dépend à la fois des caractéristiques des boues et de multiples conditions locales.

• Cas de l'élimination des boues par utilisation agricole

Composition élémentaire. Teneur en éléments fertilisants :

L'utilisation des boues en agriculture présente des intérêts agronomiques :

-apport d'éléments minéraux faisant le plus souvent défaut dans le sol : NH_4^+ , K^+ , PO_4^{3-} , NO_3^- ;

- apport de matières humiques pouvant compenser les pertes d'humus dues à une exploitation intensive.

L'intérêt agricole d'une boue pourra donc être défini à partir de la connaissance des grandeurs suivantes :

teneur en azote, phosphore, carbone, potassium.

valeur du rapport C/N (qui devrait être inférieur à 20).

- état physique de la boue, qui conditionne son mode d'épandage.

Les boues sont classées, du point de vue de leur valeur agronomique, en fonction des rapports Matière Volatile/Matières Sèches et Matière Volatile/Azote.

Rapport (%) MV/N	Rapport (%) MV/MS			
	$\frac{MV}{MS} < 10$	$10 < \frac{MV}{MS} < 25$	$25 < \frac{MV}{MS} < 60$	$\frac{MV}{MS} > 60$
< 40	minérales azotées	faiblement organiques azotées	organiques azotées	fortement organiques azotées
> 40	minérales peu azotées	faiblement organiques peu azotées	organiques peu azotées	fortement organiques peu azotées

Classification des boues du point de vue de leur valeur agronomique.

-Teneur en substances nuisibles ou toxiques

Certains composés contenus dans les boues peuvent être préjudiciables à l'utilisation agricole même si leur valeur agronomique, déterminée par les critères ci-dessus, est **certaine**.

Cesont :

- les polluants organiques du type pesticides, hydrocarbures, solvants chlorés, détergents, graisses, etc... dont la recherche analytique est souvent délicate,
- la présence de germes pathogènes, bactéries, virus, vers, larves de parasites lorsque les boues sont susceptibles d'entrer en contact avec des végétaux à usage alimentaire,
- et surtout les métaux lourds à caractère toxique.

A l'heure actuelle, la concentration des métaux est facilement déterminable par spectrophotométrie d'absorption atomique, après minéralisation et solubilisation des échantillons.

La norme française NFU 44-041 de juillet 1985 prescrit qu'aucune teneur des boues en l'un des éléments métalliques ne doit dépasser le **double de** la teneur de référence correspondante, de même que pour la somme des teneurs en chrome, cuivre, nickel et zinc. Les valeurs de référence des teneurs en métaux dans les boues (en mg/kg MS) sont résumées dans le tableau ci-après :

Eléments	Teneurs mg/kg MS de référence
Cadmium	20
Chrome	1000
Cuivre	1000
Mercure	10
Nickel	200
Plomb	800
Sélénium	100
Zinc	3000
Chrome + cuivre + nickel + zinc	4000

Valeurs de référence des teneurs en métaux dans les boues.

Les quantités maximales d'application pour l'épandage des boues sont fixées à 30 t de MS/ha sur 10 ans pour la teneur en éléments métalliques de référence.

Les boues ne devront pas être épandues sur des sols dont le pH < 6 peut conduire à une forte mobilité des métaux, ni sur des sols dont les teneurs en un ou plusieurs éléments traces excèdent les valeurs ci-après :

Eléments	Teneurs maximales observées dans le sol (mg/kg MS)
Cadmium	2
Chrome	150
Cuivre	100
Mercure	1
Nickel	50
Plomb	100
Sélénium	10
Zinc	300

• Cas de la mise en décharge des boues résiduaires

La mise en décharge de déchets, quelle que soit leur nature, s'accompagne de phénomènes complexes relevant des interactions entre les constituants des boues, l'eau qu'elles contiennent ou provenant d'un apport extérieur et enfin le sol et le sous-sol jouant le rôle de milieu récepteur.

-Liste des paramètres caractéristiques de la boue

Dans l'hypothèse où le site envisagé pour la mise en décharge ou l'épandage ne donne pas des garanties totales, les facteurs de risques à prendre en compte sont en ce qui concerne la nature des déchets les suivants :

- Toxicité directe** vis-à-vis de l'espèce humaine par des contaminants minéraux ou organiques dont les effets toxicologiques sont connus et évalués par l'indice de SAX.
- Toxicité indirecte** par l'intermédiaire de l'eau vis-à-vis :
 - de l'homme (ce facteur peut être évalué pour chaque substance identifiable en se reportant aux normes de potabilité nationales ou de l'OMS),
 - de la vie aquatique et l'auto-épuration, et des plantes.

Pathogénicité du point de vue bactériologique et virologique dont l'évaluation assez délicate doit être abordée par le biais de l'analyse microbiologique.

Doivent entrer dans la définition de ce facteur les paramètres tels que :

- . l'identification et la numération des pathogènes,
- la virulence des organismes,
- leur survivance dans le milieu naturel (air, eau, sol), et les formes d'existence possibles (spores, etc...).

-Stabilité de la boue

sur le plan biologique : l'analyse de la biodégradabilité (facteur jouant dans un sens favorable) peut être effectuée par des mesures de la concentration en biomasse ou mieux d'un constituant spécifique de celle-ci : l'ATP et de l'activité enzymatique hydrolytique du milieu,

sur le plan chimique, l'examen de la stabilité est indispensable dans le cas où le déchet contient des métaux lourds susceptibles d'être libérés dans les eaux de percolation par suite de phénomènes d'hydrolyse ou de décomposition chimique.

Pour évaluer ce risque, on peut pratiquer en laboratoire des tests de lixiviation sur les boues, par mise en contact ou percolation avec de l'eau pure (eau distillée), ou avec des solutions simulant une eau de pluie contaminée par de la pollution atmosphérique ou des eaux chargées en produits de décomposition de matières organiques, en milieu aérobie ou anaérobie.

-Evaluation globale des risques de mise en décharge

Il est possible d'obtenir une note globale, dont la valeur permettra d'estimer l'aptitude d'un site à la mise en décharge d'un type de boue déterminé, en pondérant les différents paramètres relatif tant à la boue qu'au site de décharge lui-même.

La difficulté consiste à estimer le poids relatif des diverses caractéristiques, à intégrer certains aspects non quantifiables et à collecter les données nécessaires à un coût raisonnable.

En tout état de causes, ce mode d'élimination est appelé à disparaître au cours des prochaines années.

III - ETUDE DES TRAITEMENTS DE STABILISATION DES BOUES

Pour assurer la réduction du pouvoir fermentescible des boues issues de l'épuration biologique des effluents urbains, on procède à leur stabilisation par des procédés biologiques (aérobies ou anaérobies) chimiques ou thermiques.

III.1 - Stabilisation ou digestion aérobie

Ce procédé consiste à aérer la boue pendant une période prolongée, au cours de laquelle les micro-organismes aérobies, placés en phase de respiration endogène, dégradent les matières organiques existant librement ou stockées dans la masse bactérienne. La disparition de la masse active suit une loi exponentielle :

$$M = M_0 e^{-bt}$$

avec $b \approx 0.18$, si test exprimé en jours

Comme tout processus biologique, la stabilisation aérobie est fortement influencée par la température. La durée de séjour des boues en aération est au minimum de 10 jours à 20°C, et de 14 jours à 12°C.

- Mise en œuvre

La digestion aérobie peut se mettre en œuvre dans le bassin d'aération lui-même dans le cas des procédés d'épuration en "aération prolongée", ou dans un bassin spécialement aménagé à cet effet avec les boues en excès ou les boues fraîches (boues primaires + activées).

Il faut noter que l'obtention d'une bonne stabilisation des boues n'est pas dépendante seulement du temps de séjour, mais aussi de la charge volumique en matières sèches volatiles introduites exprimée en kg MVS/j rapportée au m³ du bassin de stabilisation. Pour le dimensionnement, on applique généralement des charges de 1.5 à 2 kg MVS/m³.j pour les boues activées et de 3 à 4 kg MVS/m³.j pour les boues fraîches.

Pour utiliser au mieux le volume du bassin disponible, on a intérêt à maintenir une concentration en boue la plus élevée possible (de façon à augmenter le temps de stabilisation). Une concentration de 20 à 25 g/l est idéale. Il faut noter qu'il est toujours plus aisé d'épaissir les boues avant stabilisation qu'après.

Les systèmes d'aération utilisés sont soit des diffuseurs à grosses ou moyennes bulles, soit des aérateurs de surface.

L'alimentation en boues des bassins de stabilisation doit être la plus régulière possible. La forme des ouvrages doit être conçue de telle sorte que le balayage hydraulique soit parfait (vitesse de fond de 0,15 à 0,25 m/sec).

-Performances obtenues

La stabilisation aérobie nécessite une consommation énergétique non négligeable. Le dimensionnement des dispositifs d'aération est généralement conditionné par les nécessités de brassage et de turbulence plutôt que par les besoins en oxygène.

Pour assurer une homogénéité suffisante, il faut prévoir dans le cas d'une aération par turbine, une puissance installée de 30 W/m³. L'apport d'oxygène aux bassins de stabilisation est généralement réalisé par un fonctionnement synchrone des aérateurs. Dans le cas d'une aération au moyen d'air surpressé (moins utilisé) on adapte souvent un débit d'air de 5 à 6 m³/h par m³ de bassin.

Le taux de réduction des matières organiques est fonction de la durée de stabilisation en relation étroite avec la charge volumique appliquée au bassin de stabilisation, de la température et de la nature de la boue. Il varie ainsi entre 20 à 35 % (valeur maximale).

111.2 - Digestion anaérobie

La digestion anaérobie, qui se réalise par fermentation méthanique des boues dans des cuves fermées, à l'abri de l'air, nommées digesteurs, permet d'atteindre des taux de réduction des matières organiques de 45 à 50%.

On distingue, dans le mécanisme de la dégradation des matières organiques par voie anaérobie, deux phases qui coexistent lorsque le digesteur est alimenté en continu :

- une phase de **liquéfaction**, pendant laquelle les matières organiques (protéines, graisses, glucides) sont dégradées par des enzymes extra et intracellulaires secrétées par certaines bactéries et converties en molécules plus simples : acides aminés, acides gras et surtout acides volatils (formique, propionique, butyrique...).
- une phase de **gazéification**, où les acides volatils sont consommés par d'autres micro-organismes (bactéries méthaniques) et transformés, par l'intermédiaire d'enzymes intracellulaires, en eau, gaz carbonique et méthane, produits ultimes de la digestion.

Une bonne digestion des boues se caractérise par :

- un pH de la masse boueuse compris entre 6,8 et 7,8,
- une concentration en acides volatils dissous inférieure à 1 g/litre,
- une bonne production de gaz contenant 70 % de méthane, qui constitue en fait le véritable "baromètre" d'une installation de digestion.

On évalue, dans le cas des eaux usées urbaines et dans de bonnes conditions de marche du digesteur, la production à :

- 800 à 1000 l de gaz par kg de matière organique détruite,
- ou encore à 400 - 500 l de gaz par kg de matière organique introduite.

Les bactéries méthaniques, qui sont les plus sensibles aux conditions du milieu (température, pH, présence de toxiques) et les plus lentes à se reproduire, règlent la vitesse globale de la digestion.

Tout déséquilibre dans la digestion se traduira par une accumulation, dans le digesteur, de produits intermédiaires, les acides volatils qui, après neutralisation de l'alcalinité du milieu, provoqueront une chute de pH avec pour conséquence l'arrêt de la fermentation méthanique.

-Les conditions d'une bonne digestion

Un certain nombre de paramètres influent sur le rendement de la digestion anaérobie :

la température de la masse de boues qui doit être suffisante et la plus constante possible. Le graphique ci-dessous indique l'incidence de la température sur la production théorique de gaz :

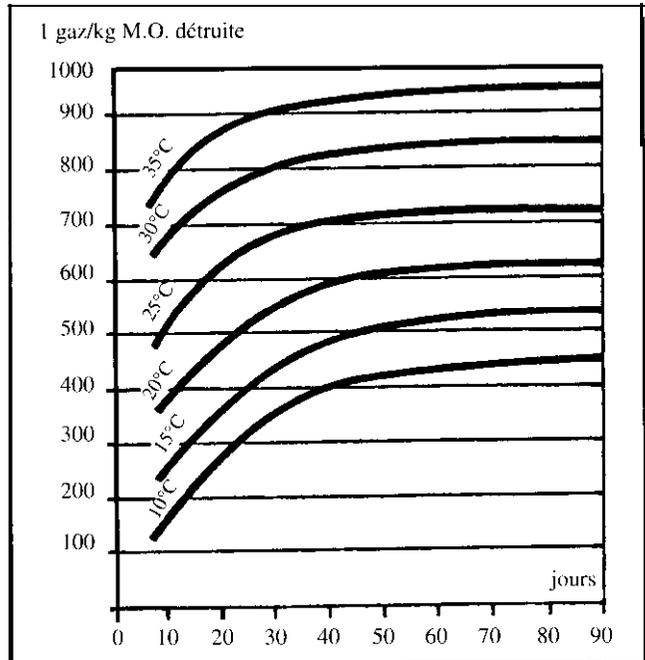


Fig. 11 - Variation de la production de gaz en fonction du temps et de la température.

le temps de séjour des boues dans le réacteur de digestion qui est fonction de la charge de fonctionnement du digesteur exprimée en kg MVS de boue introduite par jour et par m³, et de la température de la masse boueuse ;

- une concentration élevée des boues à l'alimentation, de façon à limiter le volume et par suite le prix du digesteur et surtout pour accélérer les réactions biochimiques et faciliter le démarrage de la digestion grâce à l'augmentation de la concentration en bactéries méthaniques ;

- un brassage puissant et efficace de façon à homogénéiser le contenu du digesteur. Il peut être pratiqué par une agitation purement mécanique mais la meilleure solution consiste à assurer un brassage hydraulique (recirculation de la boue réinjection du gaz de digestion) ;

la régularité de l'alimentation, c'est-à-dire de l'apport en boues fraîches et du soutirage des boues digérées de façon à éviter tout à-coup dans le développement des micro-organismes.

-Moyens mis en œuvre

La digestion peut être réalisée en un ou deux stades avec des charges de fonctionnement plus ou moins élevées. La durée de rétention des boues dans les ouvrages est fonction de la conception des installations et de la température qui y est maintenue.

On trouvera dans le tableau ci-après les bases de dimensionnement des installations.

	Digesteur primaire		Digesteur secondaire
	Charge en kg de mat. volatiles/m ³ .jour	Temps de séjour en jours	Temps de séjour en jours
Digestion à moyenne charge (chauffage à 25°C)	0,8	37	-
Digestion à moyenne charge (chauffage à 35°C)	1,2	25	-
Digestion à forte charge (chauffage à 35°C)	3 à 4	10	2 à 4

Fig. 12 - Valeurs des critères de dimensionnement et de fonctionnement d'une installation de digestion anaérobie.

- La technique de la fosse Imhoff combinant un décanteur primaire dans sa partie supérieure et un digesteur non chauffé dans sa partie inférieure, n'est pratiquement plus utilisée. Elle était principalement réservée aux petites stations.

- La digestion anaérobie est réalisée généralement dans des installations chauffées et brassées fonctionnant à moyenne ou haute charge en un ou deux étages.

- La digestion à moyenne charge se pratique dans un digesteur unique (voir schéma). Le brassage de la masse des boues ne peut être très intense. Pour maintenir une zone calme nécessaire à l'épaississement, on est conduit à introduire les boues fraîches dans la partie supérieure du digesteur.

Ce type de digesteur comporte trois zones principales :

- une couche flottante ou chapeau,
- une couche intermédiaire où la concentration en matières sèches est la plus faible,
- une couche inférieure où les boues digérées s'épaississent progressivement.

Le gaz de digestion est normalement utilisé pour alimenter la chaudière de chauffage des boues. Un gazomètre est placé en dérivation sur le circuit de gaz vers les systèmes d'utilisation.

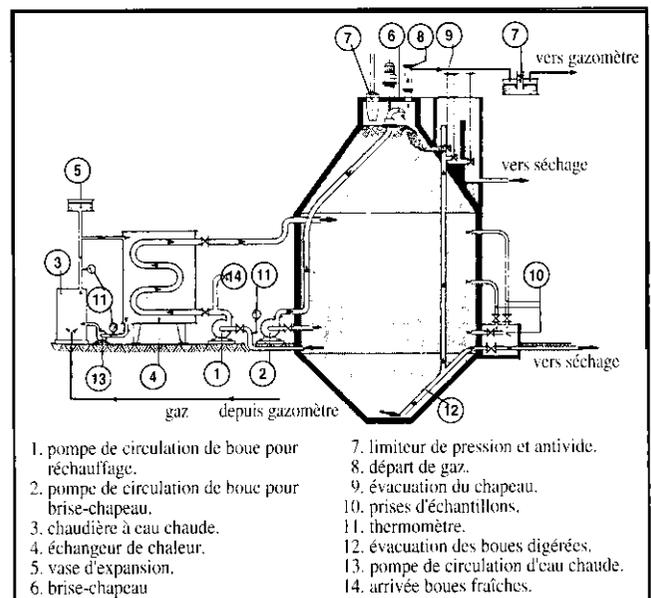


Fig. 13 - Digesteur unique à moyenne charge.

-La digestion à forte charge se réalise habituellement en deux phases. la première de digestion proprement dite. la seconde d'épaississement. Les digesteurs secondaires peuvent être ouverts ou fermés et dans cc dernier cas, équipés comme le digesteur primaire d'un système de récupération de gaz.

Le brassage peut être assuré par des moyens purement hydrauliques en recirculant à grand débit le volume du réacteur au moyen de pompes extérieures au digesteur. Mais **cette technique est supplantée de plus en plus** par le brassage de la masse de boues par introduction, au sein du digesteur, de gaz sous pression prélevé dans le gazomètre et

refoulé dans le réacteur à travers des diffuseurs ou des cannes plongeantes verticales.

Le chauffage des boues a été parfois réalisé par injection directe de vapeur dans la masse de boues, mais le mode de chauffage le plus répandu utilise des réchauffeurs de boues alimentés en eau chaude.

-Critères de choix d'une digestion méthanique

Les avantages et inconvénients propres de la digestion anaérobie doivent aider à définir ses critères d'utilisation. Nous en faisons ci-après un recensement objectif,

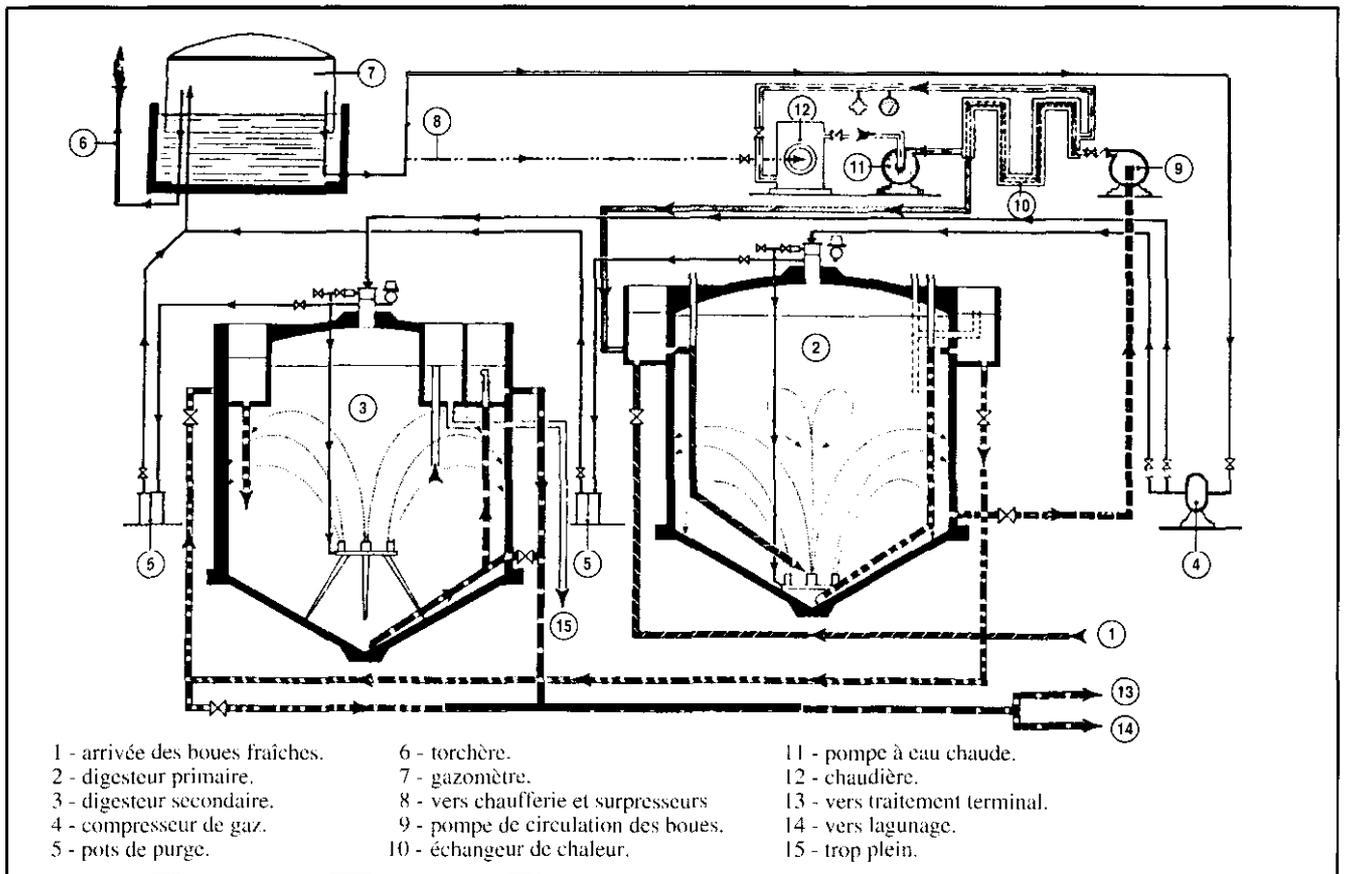


Fig. 14 - Schéma de digestion à deux étages à brassage par le gaz.

Parmi les avantages :

-la mise à disposition d'énergie noble et stockable (le gaz méthane). La quantité de gaz disponible dont le PCI est compris entre 5700 et 6200 Kcal/m³ peut, en particulier dans les grandes stations, être utilisée pour le chauffage des digesteurs et l'excédent pour le chauffage des locaux, la production d'énergie. le conditionnement thermique des boues ou le séchage thermique des boues préalablement déshydratées.

les boues produites ne dégagent pas de mauvaises odeurs et sont stockables même à l'état liquide compte tenu d'un taux de réduction des matières organiques approchant 50 %.

- réduction importante de la teneur en matières organiques au prix de dépenses d'énergie relativement faibles (2 à 3 fois inférieures à celles de la stabilisation aérobie).

- Volume important des ouvrages jouant un rôle tampon entre la production des boues fraîches et la production des boues déshydratées (à l'atelier de traitement des boues).

Quelques inconvénients :

- le coût d'investissement des installations est important, -les risques de retour de pollution en tête de station sont notables, dans le cas de digesteur unique sans préépaississement des boues fraîches.

la réduction du pouvoir calorifique de la boue,

la nécessité d'une exploitation plus attentive qu'avec des procédés de stabilisation aérobie ou chimique car, après une défaillance non contrôlée du process, sa "remise en régime" est plus lente.

111.3 - Autres méthodes de stabilisation des boues

L'arrêt des fermentations peut être obtenu également par voie chimique et thermique.

III.3.1 - Stabilisation chimique

Elle est obtenue par adjonction massive de chaux aux boues. L'élévation du pH a pour effet de bloquer les fermentations, en évitant ainsi les dégagements de mauvaises odeurs. Il est toutefois nécessaire, dans la plupart des cas, de déshydrater la boue après chaulage pour supprimer définitivement les nuisances.

A titre indicatif, les doses de chaux à mettre en œuvre sont, dans le cas des boues urbaines, de l'ordre de 8 à 10 % (exprimées en $\text{Ca}(\text{OH})_2$) de la concentration en phase solide de la boue.

Il faut enfin signaler l'heureuse incidence du chaulage sur l'aptitude des boues à subir la déshydratation mécanique (augmentation de la siccité des sédiments de centrifugeuse ou des gâteau de filtration par diminution de la compressibilité de ceux-ci).

Cependant, il faut faire attention au fait que l'opération de malaxage peut rendre les boues pâteuses.

III.32 - Stabilisation thermique

Elle peut être assurée :

par pasteurisation des boues liquides par passage à la température de 70°C pendant une trentaine de minutes. A l'exception de quelques espèces susceptibles de sporuler, les germes bactériens sont détruits : notons toutefois les possibilités de réensemencement ultérieur après mise en contact des boues avec l'atmosphère ou le sol.

-par séchage thermique partiel ou poussé, qui permet de conserver les matières organiques portées à une température de l'ordre de 80 à 100°C, sous une forme suffisamment déshydratée pour empêcher toute évolution.

-par autoclavage, c'est-à-dire cuisson des boues sous pression équilibrante à 180-220°C pendant une durée de 30 à 90 minutes selon la température choisie. La destruction des germes est évidemment totale mais la boue traitée peut se réensemencer d'autant plus facilement que le liquide de suspension est riche en matières organiques biodégradables résultant de l'hydrolyse et la solubilisation d'une partie de la phase insoluble. Le traitement d'autoclavage lui-même est surtout effectué pour faciliter la déshydratation mécanique de la boue et non essentiellement dans un but de stabilisation.

IV - LES TRAITEMENTS D'ÉPAISSISSEMENT ET DE CONCENTRATION DES BOUES

C'est le premier stade d'une réduction importante du volume des boues issues des traitements biologiques ou physico-chimiques des effluents urbains. Pour pouvoir optimiser aussi bien le dimensionnement que la fiabilité, la sécurité et la régularité d'exploitation des postes de traitement situés en aval (stabilisation et déshydratation mécanique) le stade de concentration préliminaire de la boue va jouer un rôle primordial et il est indispensable d'obtenir le meilleur taux d'épaississement possible.

Les intérêts de l'épaississement sont multiples. nous citons plus particulièrement :

- l'amélioration des conditions de fonctionnement et des performances de la digestion par suite (à capacité égale) d'une augmentation du temps de séjour des boues fraîches dans les digesteurs aérobies et anaérobies,
- la réduction du volume des ouvrages de conditionnement et l'augmentation de la production de tous les dispositifs de déshydratation mécanique.
- la création, dans le cas d'un épaississement par décantation, d'un volume tampon entre la chaîne de traitement de l'eau et celle des boues, qui permet d'améliorer notablement la sécurité d'exploitation.

Différentes techniques sont utilisées pour réaliser l'épaississement des boues :

la décantation ou sédimentation gravitaire,

-la flottation,

-et à un degré moindre, la décantation centrifuge ou centrifugation.

IV.1 - L'épaississement gravitaire

• Description - Mise en œuvre

C'est d'une façon générale la technique de concentration des boues la plus utilisée. Elle consiste à réaliser le séjour des boues dans des ouvrages de forme cylindro-conique. Jusqu'à 5 m de diamètre, on peut utiliser le type statique, simple cuve cylindrique à fond conique (45 à 70° sur l'horizontale). Au delà de cette dimension, on applique généralement la mécanisation dans des cuves à radier à pente faible, c'est-à-dire un système de raclage et d'agitation lente dont le rôle est double :

- faciliter le glissement des boues vers la fosse centrale d'où elles sont extraites,
- permettre le dégagement de l'eau interstitielle et des gaz occlus dans les boues au moyen d'une herse verticale accrochée au dispositif tournant.

L'ensemble du dispositif mécanique de raclage est le plus souvent à entraînement central avec double bras diamétral. Ce système est constitué d'une série de racleurs montés "en jalousie" afin d'éviter le blocage de la boue au cours de son transfert vers la fosse centrale d'extraction (fig. 17).

On a toujours intérêt à construire des épaisseurs de hauteur suffisante, afin de faciliter le tassement de la boue sous le seul poids de la masse solide. Une hauteur de 3,5 à 4 m, prenant en compte le volume de stockage, est à préconiser.

L'aptitude à l'épaississement des boues urbaines est extrêmement variable d'une boue à l'autre et dépend fortement de la composition et des caractéristiques physico-chimiques et structurelles des boues à épaisir. Seuls des essais dont les résultats, exploités à la lumière des théories d'épaississement de Kynch, Talmage et Fitch, permettent de définir avec rigueur les paramètres fondamentaux de dimensionnement de l'épaisseur (charge spécifique en $\text{kg MS/m}^2 \cdot \text{jour}$) et d'évaluer les performances susceptibles d'être obtenues sur le plan du taux d'épaississement (concentration des purges d'extraction des boues en % de MS).

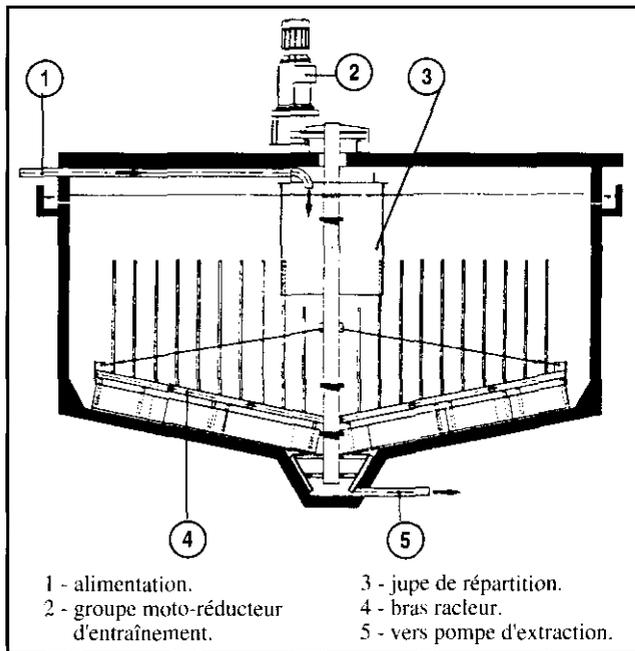


Fig. 15 - Epaisseur raclé à entraînement central

• Dimensionnement et performances

A la lumière des résultats d'exploitation enregistrés sur un large éventail de stations françaises, il s'avère que l'épaississement gravitaire des boues primaires est aisé et permet de viser l'obtention de taux de concentration de 8 à 10 % de MS pour l'application de charges spécifiques de 80 à 120 $\text{kg MS/m}^2 \cdot \text{jour}$.

Pour les boues fraîches mixtes (primaires + boues biologiques en excès), quelque soit le mode d'alimentation en boues de l'épaississement (sous forme diluée ou concentrée en MS) la concentration des boues obtenue se situe entre 4 et 6 % de MS en adoptant pour le dimensionnement de la surface de l'épaisseur des charges spécifiques n'excédant pas 40 $\text{kg MS/m}^2 \cdot \text{jour}$.

Ce taux d'épaississement est déjà atteint en général au moins à 90 % après 24 heures de sédimentation et il n'apparaît, en tout état de cause, pas nécessaire de prolonger l'épaississement au delà de 48 heures sous peine de favoriser l'évolution biologique des boues par fermentation, qui peut être à l'origine de nuisances olfactives. Par ailleurs, il s'avère que cette fermentation entraîne une modification de la structure des boues qui est souvent néfaste à leur traitement ultérieur (déshydratation mécanique notamment).

Le conditionnement préalable des boues fraîches à la chaux (à raison d'au moins 10 % de Ca(OH)_2 rapporté au poids sec de la boue) permet d'améliorer légèrement leur épaisseur, sans que cela soit très significatif pour autant. Le chaulage présente surtout l'avantage, en portant les boues à un pH alcalin de 10-11, de les stabiliser et d'éviter ainsi les nuisances dues à leur fermentation.

Le conditionnement polymérique des boues se révèle n'avoir aucune incidence bénéfique sur le taux d'épaississement. D'une façon générale, la floculation des boues assure une séparation rapide des phases solide liquide, en permettant une bonne clarification, mais le tassement de la masse boueuse est généralement altéré.

Le taux d'épaississement très moyen des boues fraîches conduit, après digestion anaérobie, à la production de boues digérées titrant au mieux 3 à 3,5 % de MS dont l'épaississement secondaire s'avère extrêmement difficile à réaliser pour se justifier pleinement dans tous les projets. A noter cependant qu'un épaisseur avec élutriation (lavage à l'eau claire de la boue digérée) permet d'améliorer les caractéristiques structurelles sur le plan de la décantabilité (élimination des matières fines et colloïdales) ce qui a pour effet d'accélérer et parfaire sa concentration.

Il s'avère par ailleurs que l'optimisation technico-économique de l'épaississement des boues fraîches en particulier pour les stations d'épuration d'une certaine taille (> 75 000 à 100 000 hab.), réside dans une concentration séparée des boues primaires (assurée par sédimentation gravitaire) et des boues biologiques (réalisée par aérofloculation ou centrifugation) avant leur mélange ultérieur.

L'épaississement gravitaire des boues stabilisées par voie aérobie et des boues d'aération prolongée (produites généralement par les stations de moyenne et faible importance) est extrêmement difficile à réaliser ; on peut viser au mieux des concentrations après épaisseur de l'ordre de 3 à 3,5 % à condition d'appliquer des charges spécifiques n'excédant pas 20 $\text{kg MS/m}^2 \cdot \text{jour}$.

En conclusion, on peut affirmer que les **avantages** de l'épaississement gravitaire résident dans la simplicité du procédé, caractérisé par une dépense d'énergie modérée, qui permet d'avoir un effet tampon non négligeable dans la chaîne de traitement des boues, en augmentant la sécurité et la régularité de l'exploitation. L'inconvénient majeur est, dans bien des cas, la surface et le volume importants des ouvrages d'épaississement et l'investissement supplémentaire qui en résulte. A degré moindre, l'épaississement peut

être la source d'éventuelles nuisances olfactives qui peuvent être combattues par un chaulage préliminaire des boues fraîches ou la **couverture des ouvrages avec le traitement de l'air vicié aspiré** en créant une dépression dans l'enceinte.

IV.2 - L'épaississement par flottation

• Rappel du principe du procédé

Si pour les boues urbaines mixtes, fraîches ou digérées, il est préférable de recourir à l'épaississement par décantation, il s'avère par contre que la flottation est un procédé particulièrement bien adapté à la structure *floculée* des boues activées constituées de "flocs" légers.

Le procédé le plus utilisé en traitement de boues est l'aéroflottation qui réalise la production de micro bulles d'air selon la technique de pressurisation-détente (détente du fluide préalablement mis en contact avec de l'air comprimé à une pression comprise entre 3 et 6 bars). La pressurisation peut être de deux types :

- directe : pressurisation totale ou partielle de la boue elle-même,
- ou indirecte : pressurisation le plus souvent de l'eau clarifiée, réinjectée immédiatement après détente, dans la suspension boueuse.

Le principe de l'épaississement des boues par flottation réalisée dans des ouvrages circulaires ou rectangulaires est résumé par la figure ci-après,

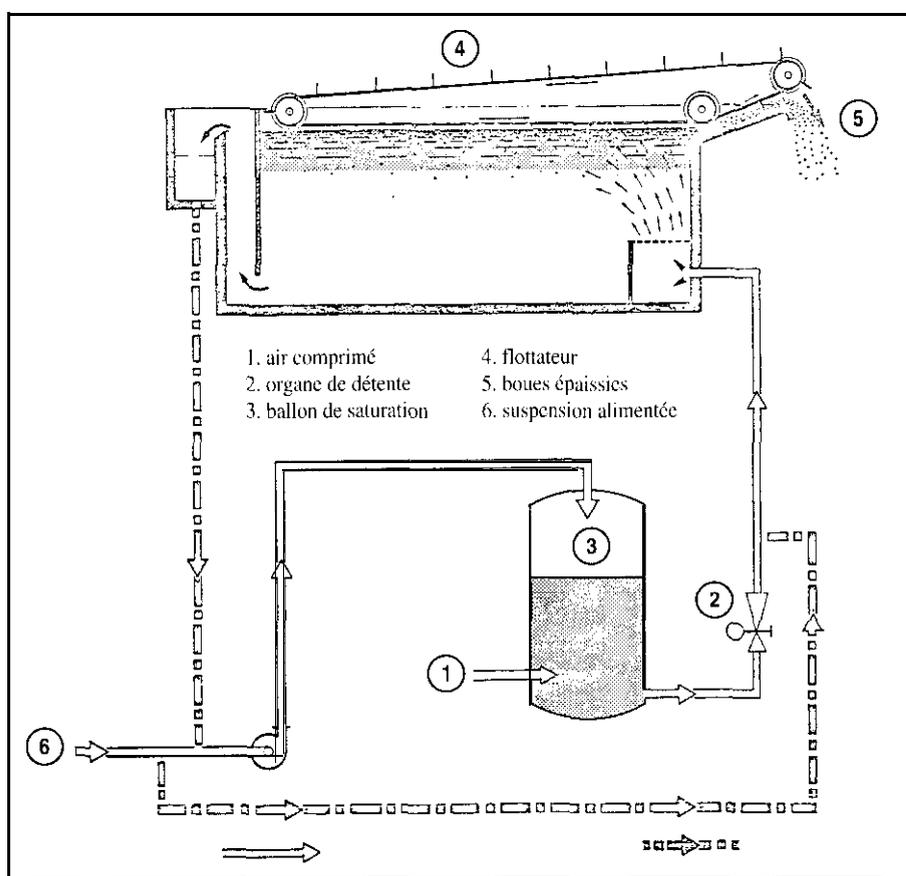


Fig. 16 - Installation d'épaississement par flottation (cellule rectangulaire).

. Dimensionnement - performance

L'expérience acquise ces dernières années en épaississement par flottation de boues activées d'effluents urbains permet de dégager les conditions de fonctionnement et bases de dimensionnement ci-après :

- concentration d'alimentation en boues activées du flottateur : 6 à 10 g/l de MeST,
- charges spécifiques : 4 à 5 kg MES/m².h,
- charge hydraulique : < à 5 m³/m².h,
- concentration de la boue flottée : 3,5 à 5 % de MS selon que l'on réalise ou pas une floculation préalable de la boue par des polymères organiques,

-rendement de séparation : généralement supérieur à 90 % et même à 95 %.

L'intégration d'un épaississement par aéroflottation des boues biologiques en excès dans un schéma de traitement des boues fraîches mixtes (voir fig. 17) s'avère d'un grand intérêt surtout pour les stations de grande taille (> à 100 000 hab.). Une concentration séparée des boues primaires et des boues activées avant leur mélange ultérieur permet d'augmenter le taux d'épaississement global ce qui se traduira par une amélioration notable des conditions de fonctionnement et des performances de la digestion et des dispositifs de déshydratation.

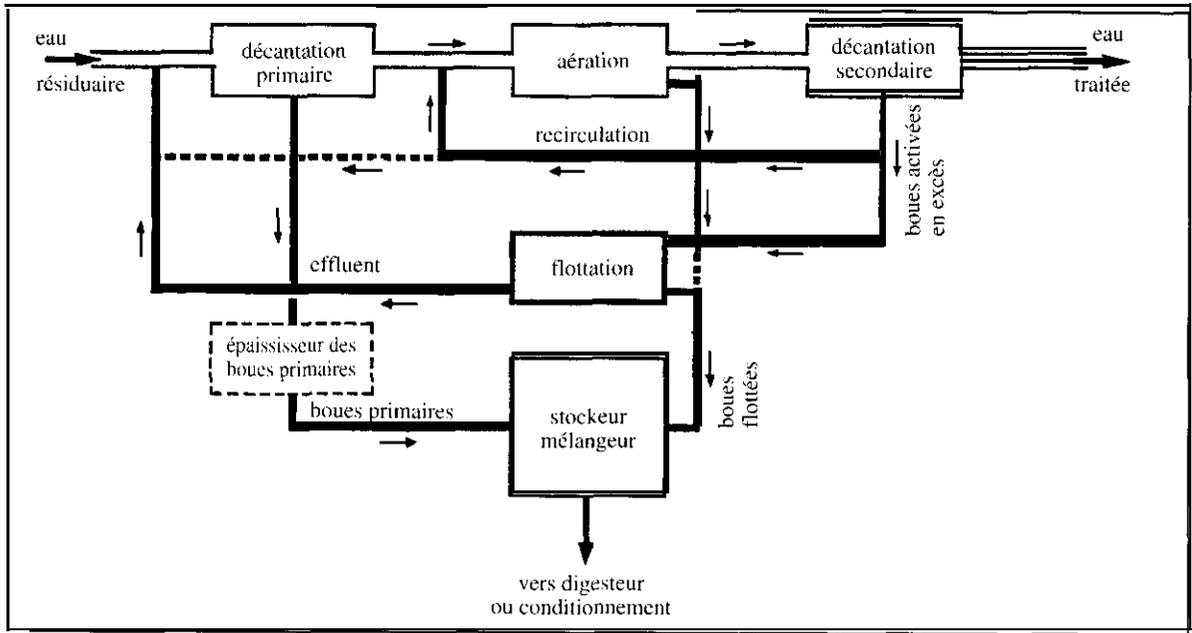


Fig. 17 - Schéma général d'un traitement d'épauissement des boues urbaines avec une aéroflottation des boues activées.

En conclusion, on peut affirmer que la mise en œuvre de l'aéroflottation permet sur des boues légères (comme les boues activées) une réduction importante de la surface et du volume des ouvrages par rapport à l'épauissement gravitaire ainsi qu'une concentration élevée de la boue flottée. Cette technique entraîne par contre des frais d'exploitation accrus en énergie et ne permet pas de réaliser un stockage conséquent des boues épauissées dans l'ouvrage.

IV.3 - L'épauissement centrifuge

La concentration des boues par centrifugation peut être réalisée avec succès à l'aide d'appareils centrifuges équipés d'un bol à assiettes pour la version auto-déboureur ou à buses, commercialisé par certaines firmes telles que Westfalia et Alfa Laval, qui sont susceptibles de traiter des débits importants de 50 à 100 m³/h. Peu utilisée jusqu'à présent, en raison essentiellement des problèmes de colmatage pouvant se poser, cette technique nous paraît cependant assez bien adaptée à l'épauissement des boues activées sans nécessiter de conditionnement polymérique préalable.

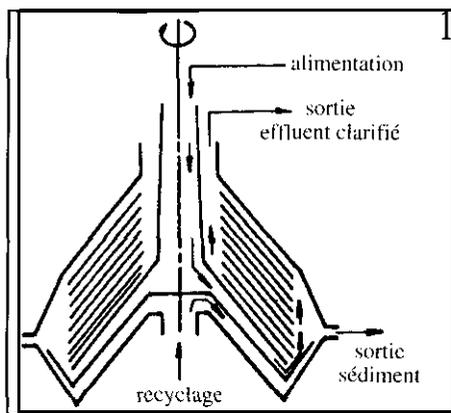


Fig. 18 - Appareil centrifuge équipé d'un bol à assiettes (Westfalia - Alfa Laval).

On peut aussi utiliser des machines centrifuges à bol plein et à axe vertical, muni d'un racleur et d'un tuyau suceur, qui fonctionnent de façon discontinue par succession de remplissages et de vidanges (appareil Sludgepak de Sharples).

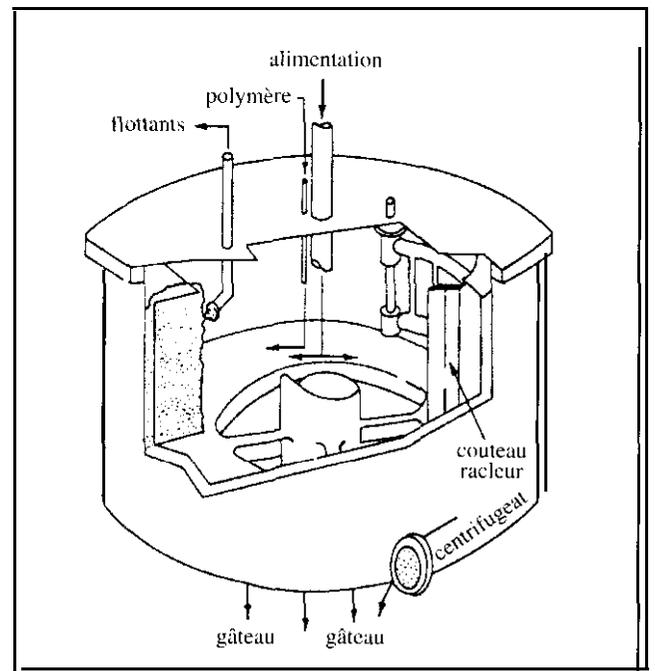


Fig. 19 - Appareil centrifuge à bol plein (Sludgepak de Sharples).

Enfin, des résultats très prometteurs ont été obtenus avec des machines du type décanteuse continue à axe horizontal lorsqu'elles sont conçues avec un bol plein cylindro-conique à angle de conicité très réduit (de l'ordre de 4° pour certains modèles). L'obtention de rendements d'extraction supérieurs à 85% nécessite le plus souvent un conditionnement polymérique préalable des boues.

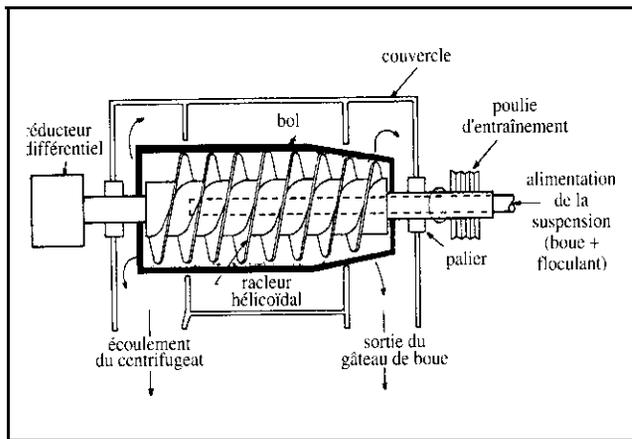


Fig. 20 Décanteuse continue

D'une façon générale, l'épaississement centrifuge présente des avantages et inconvénients que nous résumons ci-après :

Avantages

obtention d'une concentration élevée de la phase boueuse (entre 6 et 10 % de MS).
matériel de faible encombrement permettant la conception d'un poste d'épaississement très compact.

Inconvénients

- appareillage dont la conception (pour certaines versions) doit être mieux adaptée au traitement de boues pour éviter les problèmes de colmatage et de bouchage,
- frais d'exploitation importants en énergie,
- préparation souvent indispensable de la boue (tamisage, conditionnement polymérique).

V - LE CONDITIONNEMENT DES BOUES

Les différents types de boues urbaines constituent des systèmes colloïdaux stables, composés de matières organiques compressibles à caractère hydrophile marqué, qui ne peuvent être déshydratées dans l'état où elles sont produites, car l'eau interstitielle qu'elles contiennent ne peut être séparée par la mise en œuvre de la seule énergie mécanique.

Il apparaît que l'aptitude plus ou moins importante à la dessiccation mécanique ultérieure des boues est définie par la structure même des boues, dans la mesure où les particules élémentaires qui les constituent possèdent une capacité d'adsorption de l'eau très variable en fonction de leur nature et de leur composition physico-chimique.

Pour les rendre aptes à la déshydratation mécanique à l'échelle industrielle, il est indispensable de rompre leur stabilité colloïdale par un conditionnement préalable qui a pour but de rendre la boue drainable, filtrable ou centrifugeable.

Le conditionnement des boues peut être obtenu par l'application de plusieurs principes de nature physique, chimique et thermique ou de leur combinaison. Les techniques les plus souvent mises en œuvre sont les conditionnements chimique et thermique.

V.1 - Conditionnement chimique

Le conditionnement chimique conduit, par application des phénomènes de coagulation et de floculation, à l'agglomération des particules sous la forme d'un réseau tridimensionnel ou "floc". On peut utiliser deux types de réactifs : à caractère minéral (électrolytes minéraux à polycations) ou organique (polymères). Chaque type a son efficacité propre, notamment en ce qui concerne la diminution de l'hydrophilie particulaire, surtout observée en présence de chaux, et la dimension des floccs formés très volumineux avec les polyélectrolytes.

Il est important de noter qu'il convient d'adapter le conditionnement chimique à chaque type de boue en fonction de sa composition physico-chimique et structurale en tenant compte de la technique de déshydratation mise en œuvre.

Cela implique la recherche, sur la base de considérations aussi bien techniques qu'économiques, du meilleur réactif de conditionnement et la détermination des dosages à appliquer.

On aura recours à cet effet à des essais au stade du laboratoire comme :

le test de filtrabilité par succion capillaire qui permet la sélection du meilleur adjuvant par la comparaison des courbes expérimentales traduisant l'abaissement du temps de succion capillaire en fonction d'un ajout croissant de différents réactifs,

-et les essais de filtration sur cellules de laboratoire pour définir les paramètres de filtrabilité de la boue (résistance spécifique à la filtration, coefficient de compressibilité, ...) qui permettront de suivre l'évolution de l'état colloïdal de la boue déstabilisé dans des conditions bien définies.

Le conditionnement chimique minéral est obtenu, le plus souvent, au moyen de sels de fer ou d'aluminium, avec apport complémentaire éventuel de chaux. Les coagulants à cations polyvalents favorisent la neutralisation des charges négatives des colloïdes et agissent sur leur hydrophilie. La floculation obtenue par une agitation lente favorise les collisions successives et l'agglomération des particules.

Les réactifs minéraux conduisent à la formation d'un floc relativement fin et stable. Ils sont particulièrement adaptés à la déshydratation pour le passage de la boue sur toile fine (filtration sous vide et filtration sous forte pression).

Le poste de conditionnement comporte alors essentiellement :

- des cuves et silos de stockage de produits (avec leurs dispositifs de transfert, d'extraction, de fluidisation, etc...),
- des organes de dosage (doseurs à sec, pompes doseuses),
- des cuves de mélange et de floculation avec injection du ou des produits coagulants,
- des dispositifs d'alimentation des boues à conditionner (pompes, vannes motorisées, etc...).

Son fonctionnement est automatique avec asservissement des doseurs aux dispositifs d'alimentation en boues. Les doseurs peuvent, parallèlement aux systèmes d'admission des boues, fonctionner par tout ou rien. Un asservissement proportionnel continu des doses de réactifs au débit de boues est également possible. Sur de grandes installations, cet **asservissement** peut tenir compte de la concentration des boues en matières sèches.

Avec des réactifs minéraux, la durée de floculation varie généralement, suivant les boues et les réactifs employés, de 3 à 15 minutes.

Le conditionnement chimique par polyélectrolytes conduit à la formation de floccs volumineux (de plusieurs millimètres) assez fragiles, supportant mal un transport turbulent ainsi qu'une durée de stockage supérieure à quelques heures. Le liquide interstitiel est très clair. Les polyélectrolytes sont surtout utilisés avant centrifugation et avant passage sur toile filtrante à larges mailles (filtres à bandes presseuses par exemple). On ne peut les utiliser lors d'une déshydratation mécanique par filtration sous pression (filtre-pressé mécanisé) ou sous vide (filtre rotatif à tambour) en raison des nombreuses difficultés rencontrées en exploitation : collage des gâteaux entraînant des pertes de temps dues aux lavages fréquents des toiles du filtre-pressé, décollement du gâteau à la sortie d'immersion du tambour du filtre sous vide.

Les produits polymériques sont livrés sous forme de poudre ou de sirops visqueux. Leur utilisation nécessite une dilution très importante avant injection dans la boue. La concentration satisfaisante de la solution mère est généralement comprise entre 0,3 et 1 %.

- Le poste de conditionnement comprend essentiellement :
- cuves de stockage de solution concentrée avec système de dispersion,
 - dispositifs de manutention,
 - cuves de stockage de solution pré-diluée.
 - mélangeur à haute turbulence,
 - pompes doseuses et débitmètres.

Les polyélectrolytes cationiques s'avèrent généralement les plus efficaces sur les boues biologiques urbaines constituées essentiellement de matières organiques, mais la variété des polymères disponibles sur le marché est grande et le choix du produit optimal dans chaque cas doit être fait par des techniciens expérimentés sur la base des résultats de tests de floculation réalisés préalablement en laboratoire. Les boues urbaines issues d'une épuration physico-chimique ou stabilisées à la chaux requièrent par contre un conditionnement par des floculants anioniques ou non ioniques.

La floculation de la boue au moyen de polymères appropriés est **en général immédiate** : le floc formé est volumineux, mais assez fragile. ce qui implique le plus souvent de prévoir les points d'injection presque immédiatement à l'amont du dispositif d'essorage, avec un mélange violent et bref du réactif dans la suspension boueuse.

Nous indiquons dans le tableau ci-après, pour les différentes catégories de boues urbaines, les consommations moyennes de réactif (dosages évalués en kg de produit anhydre par tonne de M.S. des boues pour les floculants organiques et en pourcentage rapporté au poids sec de la boue pour les réactifs minéraux).

Types de boues	Consommation en réactifs chimiques	
	Floculants cationiques kg/t MS de la boue	Adjuvants minéraux : % FeCl ₃ + Ca(OH) ₂ /MS
Boue de décantation primaire	2 à 4 (3 en moyenne)	4 à 6 (5 en moyenne) +10 à 20 (15 ")
Boue fraîche mixte (primaire + biologique)	3 à 5 (4 en moyenne)	6 à 10 (8 en moyenne, +20 à 30 (25 ")
Boue digérée par voie anaérobie	4 à 7 (5,5 en moyenne)	8 à 10 (10 en moyenne) +25 à 35 (30 ")
Boue digérée aérobie ou d'aération prolongée	5 à 9 (7 en moyenne)	12 à 16 (14 en moyenne) +30 à 50 (40 ")
Boues physico-chimiques	2 à 3 kg/t (floculant anionique)	12 à 16 (14 en moyenne) 20 à 30 (25 en moyenne)

Conditionnement chimique des boues urbaines : nature et taux des réactifs à mettre en œuvre

• Conditionnement thermique

Il consiste à traiter les boues organo-colloïdales par cuisson selon différents procédés au point de vue technologique (procédés Porteous, Farrer, Von Roll).

L'échauffement de la boue à une température variant entre 160 et 210°C conduit à une transformation irréversible de sa structure en libérant la majeure partie de l'eau liée ou combinée à la matière boueuse. Le temps de cuisson appliqué varie entre 30 et 90 minutes.

Le conditionnement thermique est particulièrement adapté aux stations importantes équipées de digesteurs. Le gaz produit peut alors être utilisé directement dans les chaudières fournissant les calories nécessaires au conditionnement. Les dépenses de fonctionnement sont alors réduites.

L'installation comporte toujours des échangeurs de préchauffage à contre-courant. De multiples schémas de circuits thermiques peuvent être utilisés. Les échangeurs peuvent être du type "boues-boues" ou mettre en œuvre un

fluide auxiliaire (de l'eau le plus souvent) ou un fluide caloporteur à haut point de vaporisation. Un schéma de fonctionnement souvent adopté est celui du préchauffage à contre-courant boues-boues suivi d'un apport calorifique complémentaire sous forme de vapeur vive.

La dépense calorifique dépend évidemment du circuit retenu et du niveau d'encrassement des échangeurs. Une consommation de 80 à 100 kg vapeur/m³ de boue est une valeur moyenne souvent rencontrée.

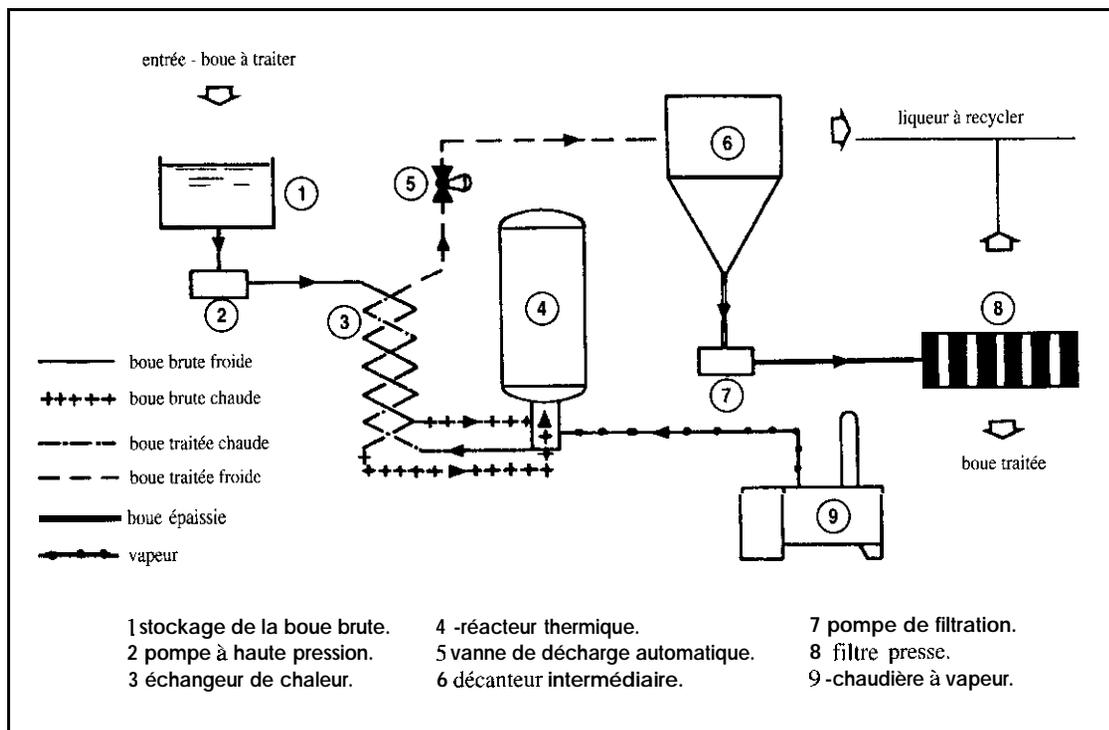


Fig. 23 Schéma du conditionnement thermique selon le procédé Portéous.

Un atelier de conditionnement thermique comprend essentiellement :

- un bassin tampon de boues brutes,
- un poste de dégrillage et/ou dilacération des boues,
- un poste de pompage haute pression (20 à 30 bars) avec une pompe par ligne,
- une ou plusieurs lignes de conditionnement thermique comprenant chacune un ou plusieurs échangeurs suivis d'un cuiseur (ballon sous pression où la boue demeure à la température de cuisson durant le temps préétabli),
- une chaufferie avec production de vapeur ou d'eau pressurisée suivant la solution adoptée, assurant l'apport calorifique en marche normale aussi bien qu'au démarrage,
- des bassins d'épaississement et de stockage des boues cuites.

Le traitement d'autoclavage présente de nombreux avantages :

- universalité du conditionnement sur quelque boue que ce soit provenant de l'épuration d'eaux usées urbaines,
- pas de consommation de réactifs,
- épaississement naturel très important des simples boues cuites (concentration pouvant dépasser 15 % de matières sèches),

- déshydratation mécanique très aisée : on obtient des siccités de l'ordre de 5 à 10 % plus élevées que celles obtenues avec un conditionnement chimique sur les mêmes appareillages de déshydratation. On peut viser par exemple des siccités de 50 % en filtration sous pression,
- pérennité de la floculation produite quelle que soit la durée du stockage,
- production de boues stériles.

D'un autre côté, les inconvénients de ce procédé, très séduisant dans son principe, ne sont pas négligeables.

Le conditionnement thermique a eu, il faut le reconnaître, bien des maladies de jeunesse : entartrage, fixation de matières organiques sur les parois, bouchages, érosion, corrosion, etc...

La plupart de ces problèmes peut être maîtrisée par un prétraitement approprié des boues (tamisage, dessablage), par une technologie appropriée sur les échangeurs (adoption d'échangeurs eau-boue pour les petits débits, système de décharge à débit permanent pour maintenir une pression constante), par des règles d'exploitation rigoureuses (détartrage préventif - lavage flash).

L'expérience acquise sur plusieurs installations françaises, ces dernières années, permet de faire les remarques suivantes :

- on ne peut encore prédire de façon rigoureuse les performances sur une boue non testée, notamment au niveau de la resolubilisation des matières organiques et de la capacité des appareils de dessiccation en fonction des paramètres de marche. Pour une boue donnée, la capacité et la siccité croissent avec la température, et à moindre degré, avec la durée de cuisson, mais la solubilisation croît également en parallèle, on doit considérer que la masse de matières resolubilisées

engendre 10 à 20 % de la charge polluante (en DBO_5) entrant dans les bassins d'aération. Il convient donc d'en tenir compte dans le calcul de ces derniers,

les odeurs provoquées par la cuisson sont importantes, aussi bien au niveau de l'épaississement que de la déshydratation et de l'évacuation finale. Elles le sont d'autant plus que la température des boues (sortie des échangeurs) est élevée. Le meilleur moyen de les combattre est de mettre l'ensemble de ces appareils en dépression, de traiter l'air pollué ou de l'envoyer dans le four d'incinération lorsque celui-ci existe.

VI - LA DÉSHYDRATATION DES BOUES URBAINES

VI.1 - Objectifs visés

La déshydratation constitue la seconde étape de réduction du volume des boues au cours de laquelle on réalise sur les boues épaissies, stabilisées ou non, une élimination plus ou moins poussée de leur humidité résiduelle de façon à les amener à l'état solide ou tout au moins "pelletable" (siccité minimale de 16 à 20 % MS en fonction de la nature et des caractéristiques physico-chimiques de la boue).

On peut avoir recours pour cela à :

une déshydratation par drainage naturel, ou à une déshydratation mécanique relevant de deux principes, la filtration et la centrifugation dont les techniques principales sont :

- . la filtration sous vide,
- la filtration sous pression élevée (15 bars),
- . la filtration sous pression progressive,
- *et la décantation centrifuge.

Ces moyens mécaniques d'essorage ne peuvent être mis en œuvre sur les boues urbaines dans l'état où elles sont pro-

duites. Il convient impérativement d'assurer préalablement la rupture de leur stabilité colloïdale par un conditionnement approprié de nature chimique ou thermique.

VI.2 - La déshydratation naturelle

VU.1 - Les lits de séchage

Le séchage des boues à l'air libre sur des lits de sable drainés reste, en raison essentiellement des frais d'investissement réduits, la seule technique de dessiccation utilisée pour les stations d'importance modeste, malgré les sujétions notables de place et de main-d'œuvre qu'elle entraîne. Pour des raisons d'hygiène dictées par l'environnement, le séchage sur lit n'est retenu que sur des boues bien stabilisées et non putrescibles.

Les lits de séchage comportent un massif drainant de 0,25 à 0,3 m d'épaisseur constitué par des scories ou pierrailles réparties en couches de granulométrie décroissante du bas vers le haut. Ce massif est surmonté d'une couche de sable, de cendres ou de poussières de coke de 0,1 m d'épaisseur.



Lits de séchage.



L'épaisseur des boues admises ne doit pas excéder 30 cm ; les eaux d'égouttage sont collectées par des drains et renvoyées si possible à l'entrée de la station.

Le principe de fonctionnement du lit de séchage réside :

dans un premier temps, en une déshydratation par drainage ou filtration à très faible pression (pression hydrostatique de l'eau contenue dans la boue), avec départ de l'eau libre de la suspension boueuse jusqu'à une teneur d'environ 80 à 85 % pour les boues urbaines,

-dans un second temps, en l'évaporation de l'eau liée à la matière boueuse. Le séchage atmosphérique permet d'aboutir à des siccités allant jusqu'à 40 50 % de matières sèches selon la durée de séchage, les conditions climatiques et les caractéristiques de la boue.

On dimensionne généralement l'aire de séchage pour une capacité de production de 0,2 à 0,6 kg MS/m².jour, fortement influencée par le climat et la nature des boues (qui font que la durée de séchage, normalement d'environ 4 à 6 semaines, peut atteindre 3 à 4 mois dans des conditions défavorables). L'enlèvement des boues séchées se réalise le plus souvent par voie manuelle.

Une amélioration du rendement des lits peut être obtenue par un conditionnement chimique principalement à l'aide de polyélectrolytes. La floculation par polymères dont la mise en œuvre est aisée permet d'augmenter de façon considérable la vitesse de drainage.

VI.2.2 - Les sacs filtrants ou dispositifs analogues

La déshydratation des boues par "sacs filtrants" met essentiellement en œuvre un phénomène de drainage gravitaire des boues préalablement floculées par polyélectrolytes.

La boue floculée est chargée dans des sacs (hauteur 2,5 m, diamètre 1 m) en toile synthétique et munis d'une colonne centrale de drainage.

Ces dispositifs de conception simple, n'entraînant que peu de sujétions, assurent un épaissement important et rapide de la boue ainsi qu'un filtrat de qualité.

Selon la teneur initiale en matières sèches, 5 à 15 m³ de boues peuvent être introduits par cycle dans un sac.

L'épaississement obtenu dépend de la nature de la boue et du temps d'égouttage (entre 6 et 24 heures). D'une façon générale on atteint pour les boues urbaines des concentrations qui se situent entre 8 et 12 % de MS.

Il existe une alternative à ce procédé : l'utilisation de containers à fond filtrant dans lesquels s'opère le drainage de la boue (ex. appareil D. Container).

Cet épaissement rapide par drainage présente un intérêt certain pour réduire au maximum les volumes de boue liquide transportés (dans l'optique d'un épandage agricole) et aussi pour les dépannages hivernaux de petites stations.

Le développement récent pour des installations de petite et moyenne importance, des grilles et tamis d'égouttage des Sociétés Degremont et Emo poursuit des objectifs similaires. Il s'agit d'appareillages de conception simple et robuste fonctionnant en continu pour réaliser un épaissement accéléré des boues préalablement floculées suivant le principe d'égouttage naturel et de raclage.



Tamis d'égouttage.

VI.3 - La déshydratation mécanique des boues par filtration

VI.3.1. - La filtration sous vide

La filtration sous vide constitue le procédé de déshydratation traditionnel, dont on maîtrise parfaitement le fonctionnement puisque le nombre d'unités en service se compte par milliers, surtout dans le secteur urbain.

Les filtres couramment utilisés sont du type ouvert à tambour rotatif, c'est-à-dire constitués par des cylindres tournant autour d'un axe horizontal, dont le secteur inférieur, immergé dans une auge recevant les boues est constamment mis sous vide par un système de distributeurs internes et d'une pompe à vide externe.

L'eau interstitielle du mélange liquide-solide qui traverse les toiles filtrantes recouvrant les cylindres, est collectée, puis éliminée par une pompe d'extraction, tandis que les solides se déposent en un gâteau de filtration. séché au fur et à mesure de la rotation du tambour. puis décollé de la toile, avant une nouvelle immersion de celle-ci dans la boue.

Il existe de nombreuses variétés de ces filtres, qui se différencient non par leur principe de fonctionnement, mais par un certain nombre de critères purement technologiques concernant : le tambour du filtre avec ou sans cellules, à toile laquée, à boudins métalliques ou à toile sortante, et surtout la décharge du gâteau essoré par soufflage au moyen d'air comprimé et d'un racloir, par nappe de ficelles ou de chaînes, par rouleau presseur ou par sortie de toile.

Le filtre moderne le mieux adapté à la filtration de boues urbaines difficiles à déshydrater est incontestablement le filtre à sortie de toile qui permet un rendement constant par suite du lavage continu des toiles filtrantes en fibres synthétiques

Il n'est évidemment pas possible de se passer du conditionnement (chimique ou thermique) préalable de la boue, si ce n'est en procédant à un renouvellement continu du médium de filtration, qui peut être constitué par une couche filtrante en terre de diatomées ou de cendres.

C'est le cas des filtres à précouche, que l'on peut considérer comme de véritables "passe-partout", mais auxquels on reproche, outre leur discontinuité opérationnelle exigeant une main-d'œuvre importante, leur faible capacité industrielle de filtration.

Les filtres rotatifs industriels ont des dimensions, en ce qui concerne le tambour, s'échelonnant entre 10 et 60 m², pour des diamètres et des longueurs allant respectivement jusqu'à 3.5 et 6 m.

Les filtres à tambour rotatif, surtout dans leur version perfectionnée à sortie de toile rendant possible le lavage continu du médium filtrant, ont connu un grand essor, mais ils semblent néanmoins actuellement en nette perte de

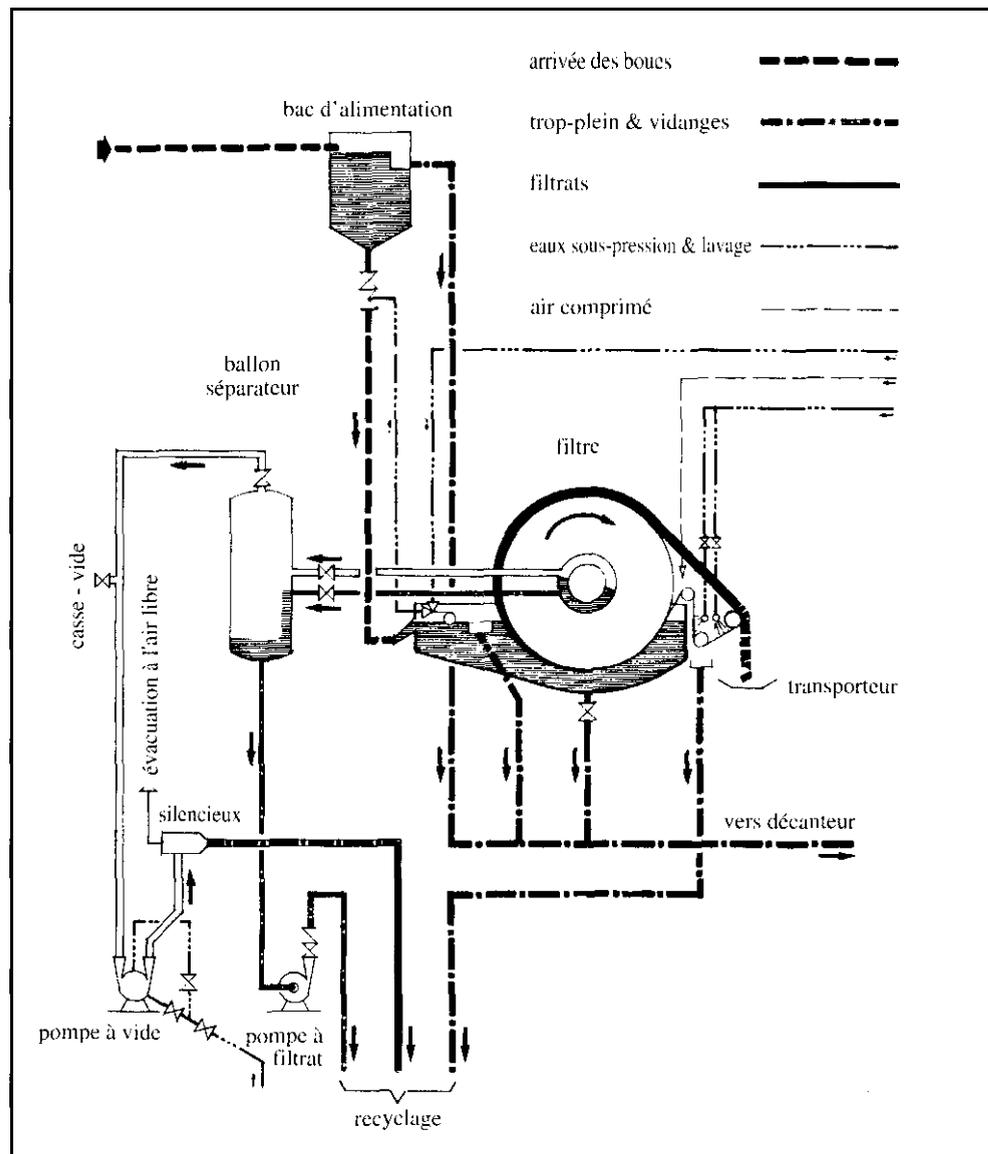


Fig. 24 - Schéma de fonctionnement d'un filtre rotatif sous vide à sortie de toile.

En effet, cette technique de filtration n'est pas sans présenter des inconvénients notables :

encombrement important de l'installation de filtration, frais d'exploitation élevés, surtout si l'on considère les consommations d'énergie (on table sur 1,5 kW par m² de surface filtrante),

-productivité moyenne des filtres, malgré un conditionnement souvent onéreux. Lors de la déshydratation de boues urbaines hydrophiles et colloïdales, l'installation restitue par ailleurs des gâteaux de filtration humides à la limite de la pelletabilité (Si = 16 à 22 % de MS en général).

D'une façon générale, on pratique un conditionnement chimique minéral (combinaisons de sels ferriques et de chaux) ou thermique des boues avant essorage mécanique.

Le conditionnement polymérique s'adapte mal à ce procédé. On note en effet le phénomène de manque de "pick-up" ou déroulement du gâteau à la sortie d'immersion du tambour. Cela se traduit par la formation d'un gâteau trop épais dont la cohésion n'est pas suffisante et qui, pour cette raison, s'effondre pour ne laisser pratiquement plus rien sur la toile.

Le tableau de la page 136 fournit les performances moyennes et les conditionnements adéquats pour chaque grande catégorie de boues urbaines, d'une déshydratation par filtre sous vide, procédé qui paraît à présent condamné à l'exploitation des installations encore en service.

VI.3.2 - La filtration sous pression

La filtration sous pression met essentiellement en œuvre le filtre-presse, appareil constitué par un grand nombre d'éléments filtrants en forme de plaques, recouverts par une toile métallique en acier ou en tissus synthétiques, sur lesquels la boue est appliquée avec des pressions élevées pouvant aller de 5 à 15 bars.

Les inconvénients bien connus de ce procédé de dessiccation, notamment la discontinuité du traitement, la nécessité d'une importante main-d'œuvre, aussi bien pour la conduite des opérations que pour le nettoyage des toiles qui se colmatent à plus ou moins brève échéance, expliquent la préférence longtemps donnée au filtre sous vide, dont le fonctionnement est beaucoup plus souple.

Les désavantages du filtre-presse ont cependant été considérablement réduits par les améliorations technologiques apportées ces dernières années, comme par exemple une alimentation mieux étudiée des chambres, la réduction des temps morts par mécanisation et automatisation du débatissage et rebatissage, et enfin, l'application de tissus synthétiques plus appropriés.

On pourrait penser que la déshydratation des boues biologiques par filtration sous pression n'est guère judicieuse du fait de la forte compressibilité des matières organiques qui les constituent. L'application de pressions élevées n'améliore guère la vitesse de filtration et par conséquent, le rendement du filtre.

Cependant, si on soumet la technique de déshydratation à l'impératif de l'auto-combustibilité des gâteaux de filtration, c'est-à-dire à l'obtention d'une siccité optimale pour éviter l'appoint de combustible, l'utilisation du filtre-presse se justifie alors pleinement. Il est indiscutablement le seul procédé permettant d'atteindre cet objectif.

Les filtres-presses modernes mis en œuvre sont généralement du **type à plateaux chambrés**, plus faciles à mécaniser pour la décharge des gâteaux, par rapport à l'exécution à cadres dont l'automatisation est plus compliquée et coûteuse. De plus, ces filtres sont bien adaptés aux **épaisseurs de gâteaux** généralement pratiquées, s'échelonnant entre 20 et 30 mm. Les temps de pressées sont directement proportionnels à l'épaisseur des gâteaux. Des épaisseurs supérieures à 30 mm nécessiteraient des temps de pressée trop longs.

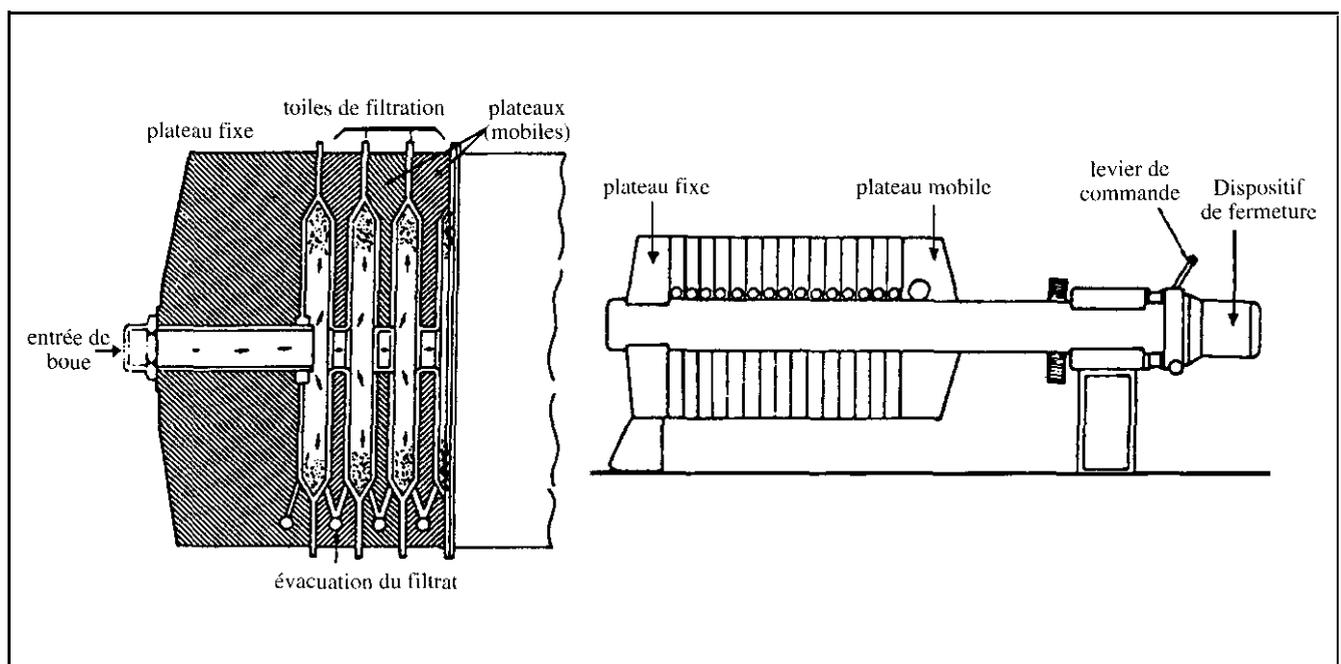


Fig. 25 - Schéma simplifié d'un filtre-presse.

Les dimensions des plateaux vont de 0,3 x 0,3 à 1,5 x 1,5 m. Dans ce dernier cas, le volume utile pour 100 à 120 chambres peut atteindre 10 m³, ce qui correspond à une surface totale de filtration de 400 à 450 m².

Suivant le type de boue urbaine et le conditionnement appliqué, les temps de pressées pratiqués sont de 1 à 6 heures mais le plus souvent on les limite à 2-3 heures. Les capacités de filtration se situent entre 1,25 à 5 kg MS/m².h.

Quoiqu'étant l'appareil le plus coûteux en investissement dans pratiquement tous les cas, le filtre-presse dans sa version moderne est de plus en plus utilisé.

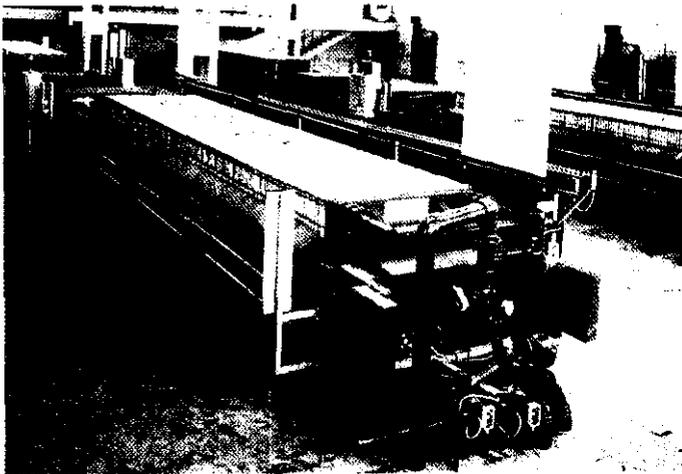
Il se place en effet incontestablement comme le moyen technique le plus sûr et le plus fiable pour :

- obtenir des siccités élevées des gâteaux de filtration, permettant leur auto-combustibilité en incinération
- faire face aux exigences plus sévères de mise en décharge,

- et, le cas échéant, limiter de façon notable les frais de transport des boues déshydratées à partir d'endroits éventuellement éloignés des décharges.

La déshydratation mécanique sur filtre peut être utilisée avec succès sur la quasi totalité des boues urbaines. L'obtention de bonnes performances de filtration implique un conditionnement chimique minéral (utilisation de la combinaison $\text{FeCl}_3 + \text{Ca}(\text{OH})_2$) qui permet d'atteindre, en fonction de la nature de la boue, des gâteaux dont la siccité se situe entre 35 et 45 % de MS. Le conditionnement polymérique est à éviter à cause des pertes de temps dues aux lavages trop fréquents des toiles.

Le conditionnement thermique, presque exclusivement pratiqué sur les boues fraîches ou digérées d'importantes stations d'eaux urbaines, fournit une boue extrêmement facile à déshydrater. Les siccités des gâteaux obtenues peuvent atteindre près de 50 % de MS et les capacités de production 3 à 5 kg MS/m².h.



Installation de déshydratation mécanique de filtration sous pression.

La figure suivante fournit le schéma général d'une installation de filtration sous pression.

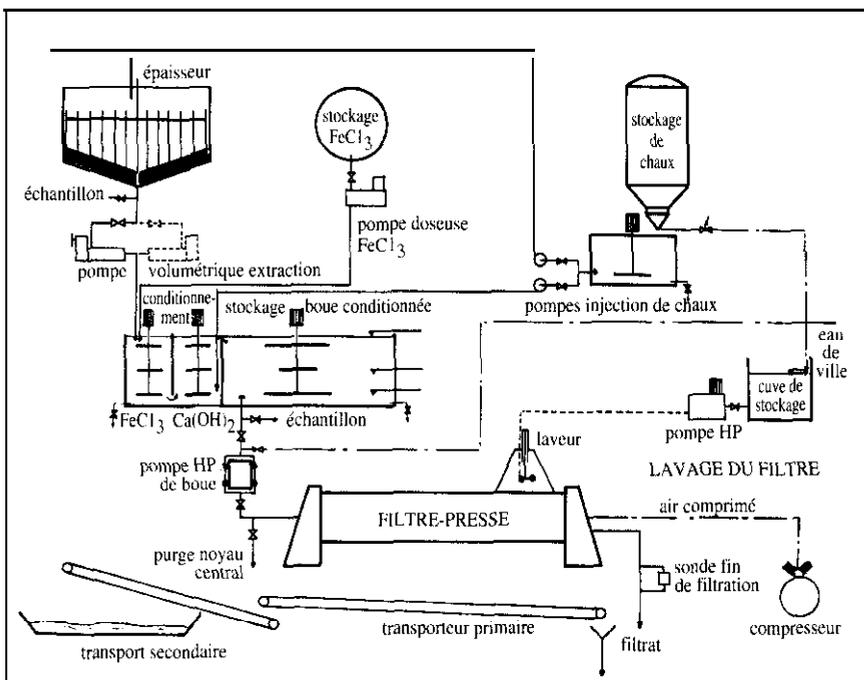


Fig. 26 Schéma général de filtration sous pression de boues organiques hydrophiles.

Nous avons regroupé dans le tableau suivant les performances moyennes et les conditionnements de fonctionne-

ments pour chaque grande catégorie de boues urbaines d'une déshydratation sur filtre-presse mécanisé.

Types de boues urbaines	Concentration de la boue à l'alimentation % MS	Conditionnement chimique : dosages rapportés à la matière solide % /MS	Déshydratation sur filtre à vide		Déshydratation sur filtre presse	
			Productivité kg MS/m ² .h	Siccité du gâteau % MS	Productivité kg MS/m ² .h	Siccité du gâteau % MS
Boues fraîches mixtes (primaire + biologique en excès)	4	6 à 10 % FeCl ₃ +20 à 30 % Ca(OH) ₂	25 à 35	22 à 26 (24 en moy.)	1,75 à 2,25	39 - 45 (42 en moy.)
	6		35 à 45			
Boues digérées par voie anaérobie	3	8 à 12 % FeCl ₃ +25 à 35 % Ca(OH) ₂	20 à 25	20 à 24 (22 en moy.)	1,4 à 1,8	38 - 42 (40 en moy.)
Boues digérées par voie aérobie et d'aération prolongée	3	12 à 16 % FeCl ₃ +30 à 50 % Ca(OH) ₂	15 à 25	16 à 18 (17 en moy.)	1,2 à 1,5	30 - 36 (33 en moy.)

VL3.3 - Déshydratation des boues sur filtres à bandes presseuses classiques

La technique de filtration sur bandes a connu un intérêt croissant ces dernières années, surtout dans les petites et moyennes stations d'épuration urbaines. Elle doit essentiellement son développement aux progrès accomplis dans la floculation des boues par la mise en œuvre éclairée des polymères organiques de synthèse les mieux adaptés.

De par son principe, il s'agit d'une déshydratation progressive, qui s'effectue en trois temps sur des boues bien floculées :

dans un premier temps, il s'agit d'un simple **égouttage** de l'eau interstitielle libérée par la floculation, sorte de drainage selon le principe de la filtration sous très faible pression,

-dans un second stade, par pressage, ce qui rend le gâteau filtrant compact, selon le principe même de la filtration sous pression,

-enfin, par le cisaillement de la masse, pour en extraire le maximum d'eau libre et liée, et pour lequel sont combinées les techniques de pression et de cisaillement.

Ces deux mécanismes distincts expliquent les résultats meilleurs obtenus par les filtres utilisant deux toiles : la première à grosses mailles favorisant l'égouttage, la seconde à mailles fines pour le pressage.

Ce procédé de filtration existe sur le marché sous différentes variantes constructives : allemande (Siebbandpresse et Spresse Klein Winkel presse Bellmer), suisse (Rollpresse) autrichienne (filtre Andritr), française (Pressdeg Degremont, Ex-presse Exohande Guinard, presse Omega EMO) scandinave (presse Sibamat), etc

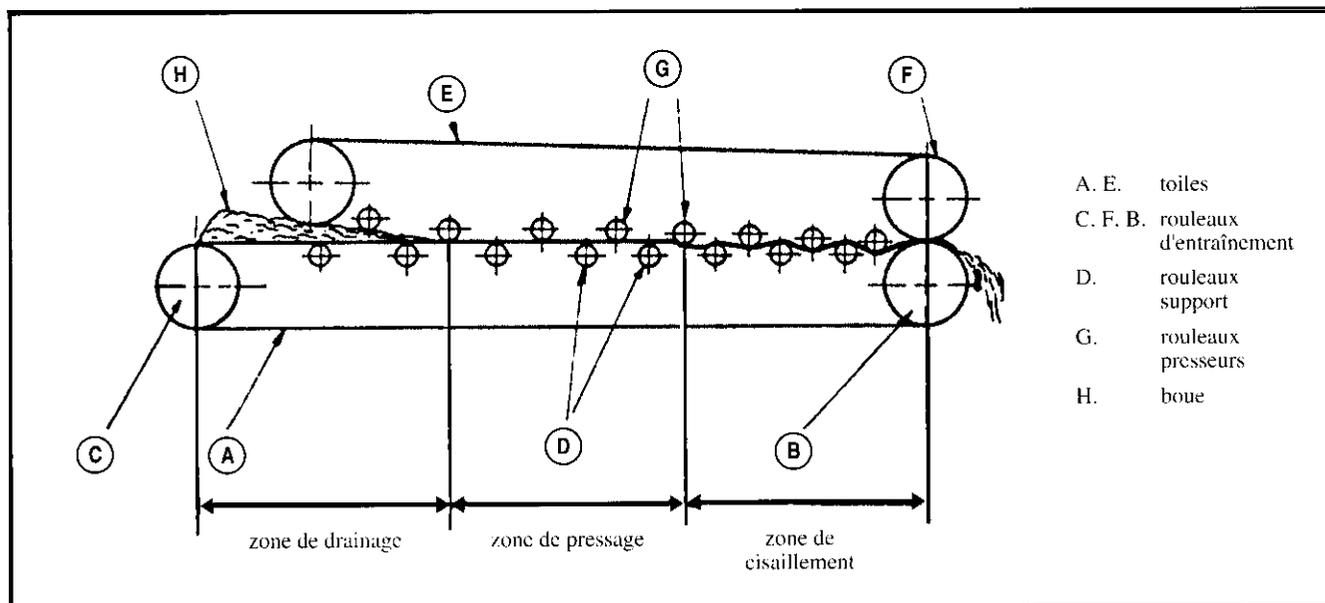


Fig. 27 - Schéma de principe d'une filtration par bandes presseuses.

Réalisé sur un appareillage horizontal ou vertical, ou bien en combinaison horizontale-verticale, il comprend une bande unique (pour les appareils horizontaux) ou double (appareils verticaux ou combinés), la pression étant exercée par une bande auxiliaire presseuse et non filtrante (pour le cas de la bande filtrante unique).

La bande presseuse emprisonne la boue, déjà suffisamment consistante, sur la première partie de la bande filtrante, et l'essorage se poursuit par l'application de pressions progressivement plus fortes, à l'aide de rouleaux agissant sur la bande presseuse.

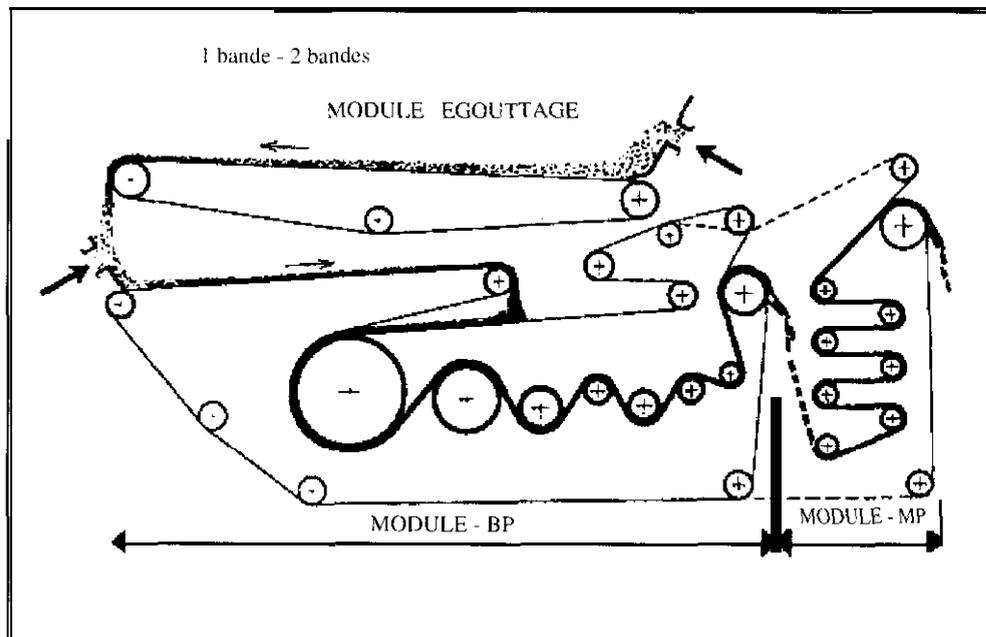
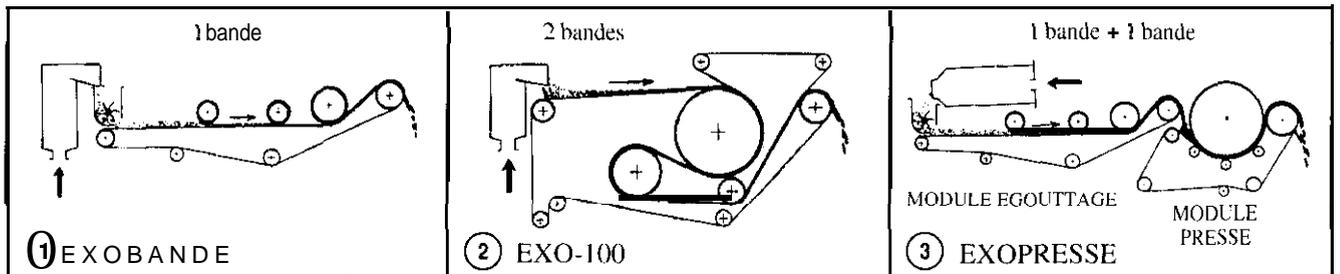


Fig. 28 - Schéma de fonctionnement de différents modèles de filtre à bandes.

L'utilisation de ce mode de filtration implique obligatoirement l'obtention préalable :

d'une floculation adéquate de la boue à drainabilité maximale pour favoriser l'égouttage, avec une répartition parfaite sur toute la largeur de la bande,

-d'une bonne cohésion de la boue égouttée, de façon à éviter le fluage de la boue lors des opérations de pressage, puis du cisaillement du gâteau.

Les essais, réalisés sur différents modèles de filtres, ont montré que les performances de déshydratation (capacité de production des appareillages exprimée en kg MS/m de largeur de bande et par heure (siccité des gâteaux), dépendaient dans une large mesure :

-des caractéristiques physico-chimiques et structurales des boues à traiter,

de la technologie du matériel de filtration : les filtres à bandes de la première génération sont en particulier à présent totalement dépassés.

-et des conditions d'exploitation :

- le réglage des paramètres "machine" (vitesse linéaire, tension des toiles et intensité de pressage),
- l'adaptation des paramètres opérationnels (débit d'alimentation, concentration en MS de la boue, choix judicieux du conditionnement polymérique).

En utilisant les matériels performants de la dernière génération, on devrait obtenir, en fonction de la concentration de la boue à l'alimentation (entre 3 et 6 % de MS) les performances moyennes suivantes :

Types de boues	Concentration de la boue à l'alimentation (% MS)	Consommation en floculant mimique (kg/t MS boue)	Capacité de production du filtre kg.MS/h/m de largeur de bande	Siccité des gâteaux % MS
Fraîches mixtes (primaires + activées)	4 6*	3 à 5 (4 en moy.)	250 à 350 (300 en moy.) 300 à 500 (400 en moy.)	23 à 27 (25 en moy.)
Digérées anaérobies mixtes	3	5 à 6 (5,5 en moy.)	200 à 300 (250 en moy.)	20 à 24 (22 en moy.)
Stabilisées par voie aérobie ou aération prolongée	3	6 à 8 (7 en moy.)	80 à 150 (120 en moy.)	14 à 18 (16 en moy.)

* Epaissement par aérofloculation des boues biologiques

Performances et conditions de fonctionnement des filtres à bandes presseuses

La technique de déshydratation sur filtre à bandes presseuses (dont le schéma général de fonctionnement est fourni à la figure 29) présente de nombreux avantages :

- robustesse, simplicité de construction et de conduite des appareillages, qui peuvent être montés sur plate-forme mobile,

- procédé de déshydratation continu, fiable à condition de réaliser une bonne floculation des boues par des polymères appropriés,

- frais d'exploitation très faibles en ce qui concerne la consommation électrique (5-20 kWh/t MS boue).

Quelques **inconvénients** cependant :

- consommation non négligeable d'eau propre pour le lavage des toiles filtrantes (ces eaux renfermant des teneurs de 100 à 500 mg/l en MeST),

- coût d'investissement encore assez élevé pour les filtres les plus performants,

- l'impossibilité d'atteindre, par cette technique, des siccités de gâteaux égales à celles obtenues sur filtre-presse.

VL3.4 - Les récents développements technologiques dans la déshydratation par filtration

C'est pour répondre aux besoins de siccités plus élevées des gâteaux par rapport à un filtre à bande classique et aussi de réduction de main-d'œuvre par rapport au filtre-presse, que s'inscrit le développement récent d'une nouvelle gamme de filtres entièrement automatisés comme le Squeezor et l'Exopac des Sociétés Degremont et Guinard (fig. 30 et 31).

Il s'agit de nouveaux matériels procédant à une **filtration en couche mince** et fonctionnant à la fois comme un **filtre à bandes** et un filtre-presse entièrement automatique.

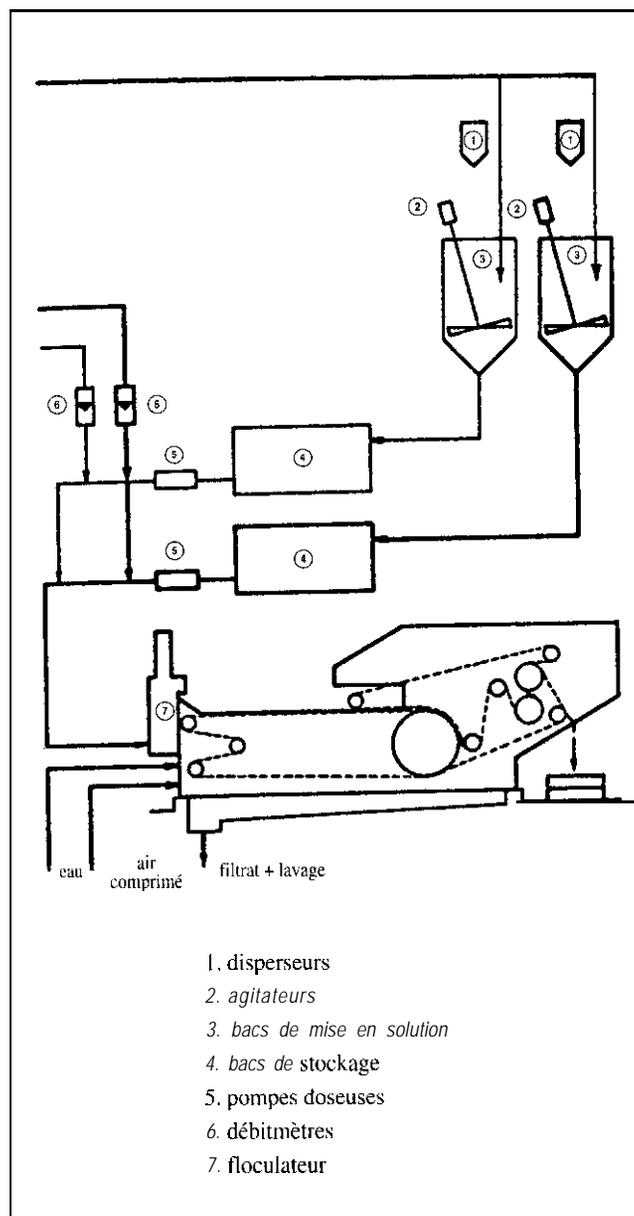


Fig. 29 Schéma général d'une filtration sous pression progressive.

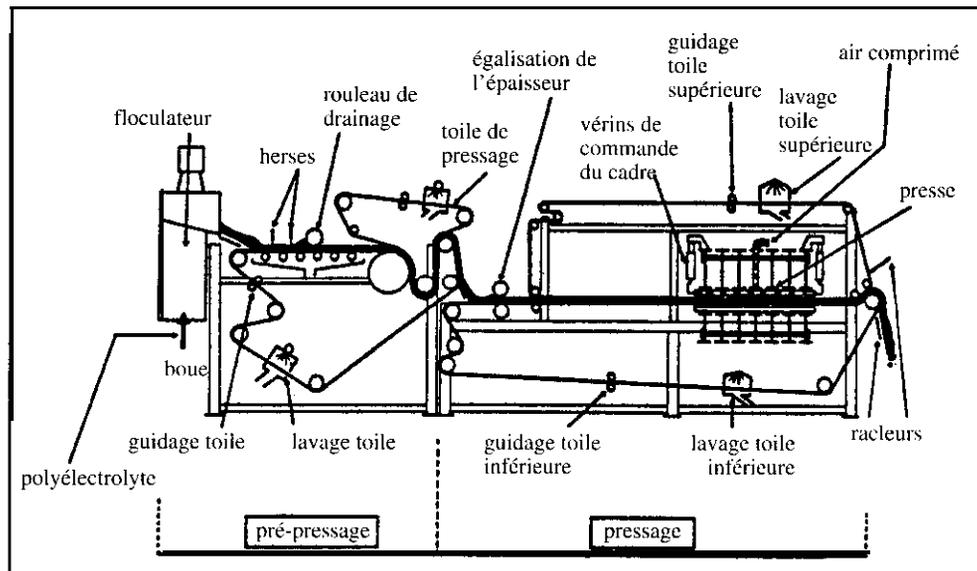


Fig. 30 - Schéma de fonctionnement d'un filtre Squeezor (Sté Degrémont).

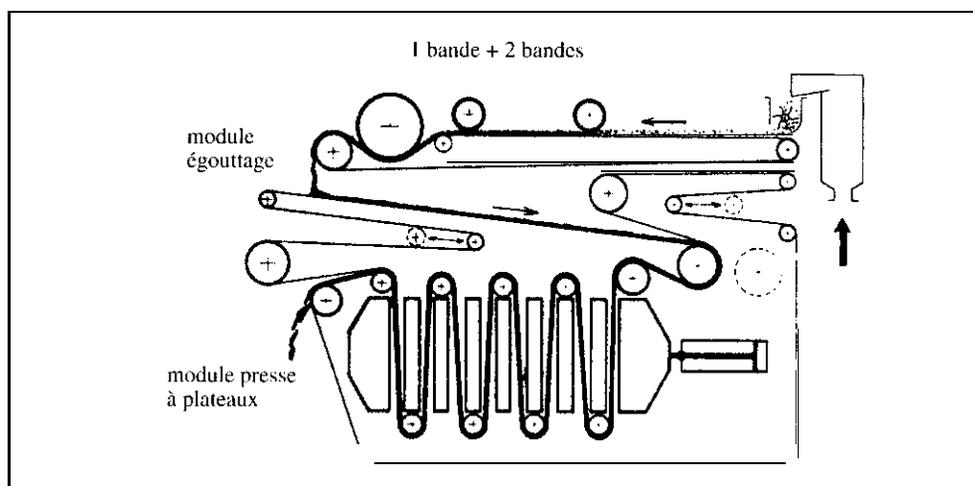


Fig. 31 Schéma de fonctionnement d'un filtre Exopac (Sté Guinard).

Ces filtres ont été conçus pour viser deux objectifs : continuité de fonctionnement et obtention d'une siccité élevée des gâteaux. Un fonctionnement satisfaisant exige, comme pour les filtres à bandes, une "superfloculation" préalable des boues à l'aide de réactifs polymériques appropriés, à des dosages du même ordre de grandeur.

Des premiers résultats d'exploitation de ces matériels, il ressort que la composition physico-chimique et structurale des boues aura une très forte incidence sur les performances pouvant être atteintes.

Pour des boues urbaines (fraîches mixtes ou digérées anaérobies), constituées de matières dont la compressibilité n'est pas excessive (valeur du coefficient $< 0,8$), on obtient des siccités de gâteaux beaucoup plus élevées qu'avec un filtre à bande (gain de 10 % en moyenne) qui se rapprochent de celles obtenues par un filtre-pressé utilisant un conditionnement minéral. On peut tabler sur des siccités moyennes de

30 à 35 % de MS, contre 40 et 45 % de MS sur filtre-pressé et cela pour des capacités de filtration horaires qui sont de 6 à 10 fois supérieures.

Pour des boues urbaines très compressibles et par suite difficiles à déshydrater comme les boues digérées aérobies ou issues d'une aération prolongée, les performances sont **moins prometteuses**, car le fluage des boues ne permet pas d'appliquer des pressions élevées. Le gain de siccité est alors nettement moindre (au moins de 3 à 4 % de MS cependant) mais les capacités de filtration qui restent très inférieures à celles des filtres à bande, limitent alors l'intérêt de ces nouveaux matériels, dont le coût d'investissement est plus élevé, et qui ne peuvent pas véritablement concurrencer le filtre-pressé à plateaux dans l'obtention de très fortes siccités pour les gâteaux.

Le tableau ci-après résume les performances moyennes pouvant être obtenues avec ces presses à bandes d'avant-garde.

Types de boues	Conditionnement des boues : floculant cationique (kg/t MS)	Capacité de production du filtre kg MS/m ² .h	Siccité des gâteaux % MS
Boues fraîches mixtes (primaires - biologiques en excès)	3 à 5	20 à 25	28 à 32
Boues digérées anaérobies	5 à 6	15 à 18	26 à 30
Boues digérées par voie aérobie ou issues d'une aération prolongée	5 à 8	6 à 10	18 à 20

Performances et conditionnement de fonctionnement des filtres à bande d'avant-garde

VI.4 - La déshydratation mécanique des boues par centrifugation

La centrifugation, appliquée en déshydratation des boues, met en œuvre des centrifugeuses du type décanteuse continue à axe horizontal, machines constituées d'un bol plein tournant à grande vitesse, séparant les phases solide-liquide (on peut atteindre 3500 "g"), et d'une vis racleuse hélicoïdale coaxiale au bol, qui permet l'extraction en continu des boues déshydratées.

On trouve sur le marché, sous des appellations diverses, de nombreuses centrifugeuses type "décanteuse". fabriquées par une série de constructeurs : Guinard, Robatel-Mulater, Westfalia, Alfa-Laval-Penwalt-Sharples, Kruger, Humboldt, etc.

Toutes ces machines, qui se distinguent tout d'abord (voir fig. 32 à 34) par les sens respectifs de parcours de la suspension boueuse et du sédiment (équi-courant ou contre-courant) et par le type d'alimentation centrale ou tangentielle, possèdent des **paramètres constructifs qui leur sont propres**, et dont dépendent évidemment les performances de centrifugation pouvant être obtenues :

-le rendement d'extraction des matières solides, qui s'exprime par :

$$R = \frac{1 C_F (C_S - C)}{C (C_S C_F)}$$

avec C, C_F et C_S concentrations en MS de la boue introduite, dans le centrifugat et du sédiment extrait,

-et la siccité en % de MS du sédiment évacué par l'appareil.

Type de décanteuses continues

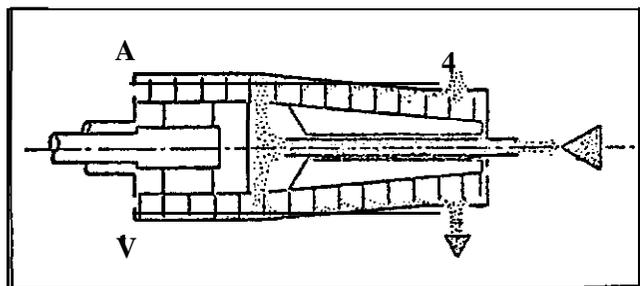


Fig. 32 Contre-courant Alimentation centrale.

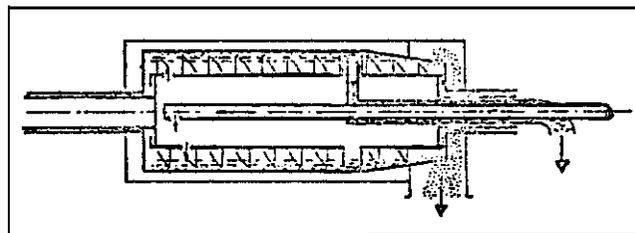


Fig. 33 - Equi-courant - Alimentation centrale.

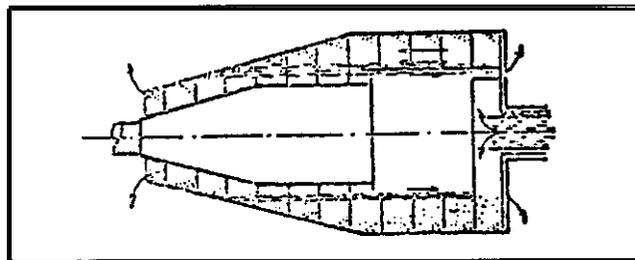


Fig. 34 - Equi-courant - Alimentation tangentielle.

Il convient de procéder au **choix du type** de machine à utiliser (ce qui est assez délicat à effectuer a priori), en fonction des **propriétés physico-chimiques et structurales de la boue à traiter**.

Par ailleurs, il est important de signaler que l'obtention de performances optimales de centrifugation nécessite un **réglage judicieux des paramètres "machine"** et une **adaptation rigoureuse des paramètres** opérationnels, à la nature des matières boueuses à déshydrater.

Nous faisons figurer dans le tableau ci-dessous les facteurs répondant généralement de l'efficacité d'une décanteuse continue.

Paramètres constructifs	Paramètres opérationnels de procédé
Géométrie du bol	Débit d'alimentation
Rapport $\frac{L}{D} = \frac{\text{Longueur du bol}}{\text{Grand diamètre}}$	Concentration de la boue en matières sèches
Angle de conicité	Conditionnement chimique de la boue par des réactifs polymériques (floculants)
Vitesse absolue du bol ou accélération centrifuge	
Vitesse relative du racleur	
Pas du racleur hélicoïdal	
Profondeur ou volume de l'anneau liquide	

Il faut noter les grands progrès réalisés ces dernières années dans la construction des appareils de centrifugation pour rechercher des performances satisfaisantes, pour un coût d'investissement acceptable :

- adoption d'une meilleure géométrie du bol (généralement cylindra-conique à faible angle de conicité : 4 à 8°),
- meilleure utilisation des variations de l'anneau liquide (en système équi-courant ou contre-courant).

alimentation axiale dans presque tous les cas, avec peu ou pas de restriction de passage.

En outre, l'utilisation, de façon beaucoup plus rationnelle, d'adjuvants polymériques de plus grande efficacité, a permis d'augmenter notablement les performances de centrifugation. La qualité du conditionnement est essentielle. Le conditionnement optimal d'une boue centrifugée doit conduire à la formation d'un floc volumineux et lourd, résistant au cisaillement.

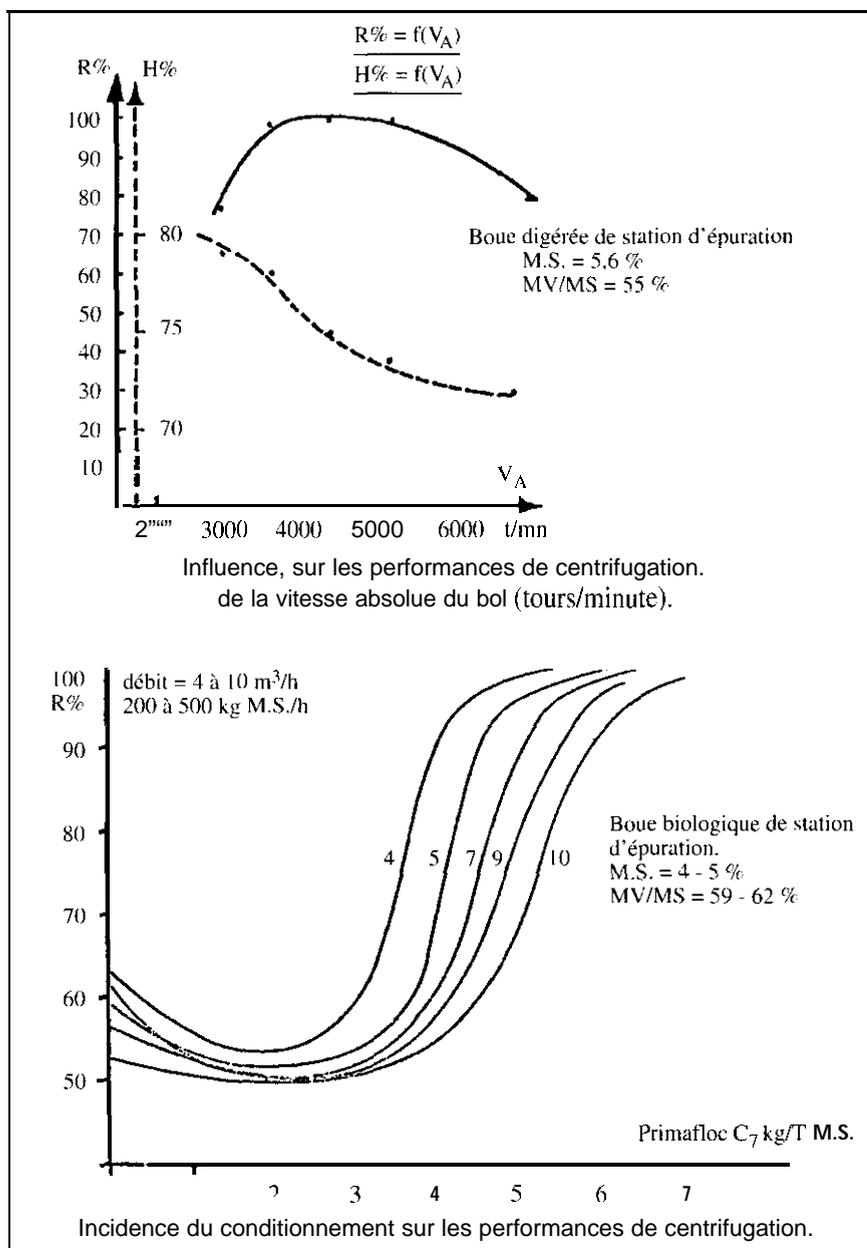


Fig. 35.

La figure 35 montre l'incidence sur les performances de centrifugation :

- du conditionnement polymérique.
- * et de l'adaptation rigoureuse des paramètres "machine" : vitesse absolue du bol (force centrifuge appliquée).

Les machines industrielles de centrifugation ont, selon leurs dimensions (diamètre du bol compris généralement entre

300 mm et 1000 mm), les caractéristiques physico-chimiques des boues à centrifuger et le conditionnement polymérique appliqué (nature et dosage), des capacités de production qui se situent entre 200 kg MS/h (0 300 mm) et 3000 kg MS/h (0 bol 900 mm).

La figure 36 donne le principe de fonctionnement d'une installation industrielle de centrifugation.

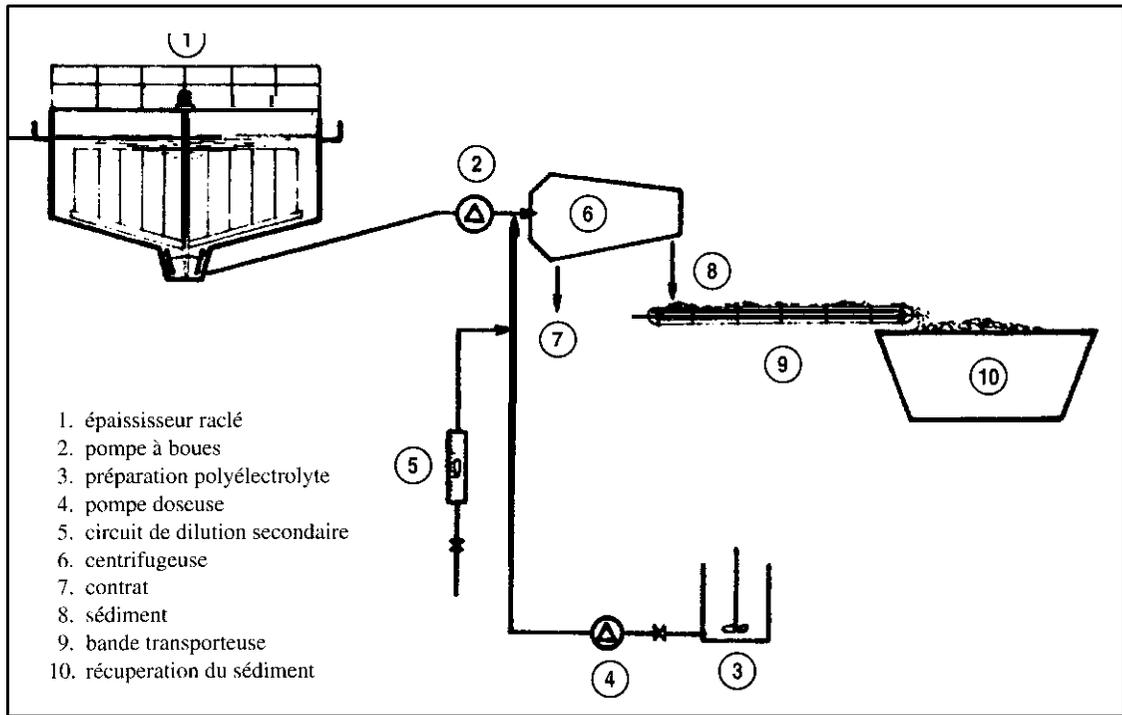


Fig. 36 Schéma de fonctionnement d'une installation de centrifugation

Nous avons résumé dans le tableau ci-dessous les performances moyennes obtenues sur les grandes catégories de boues urbaines par une décanteuse dont le diamètre de bol est compris entre 40 et 45 cm.

Nature et origine de la boue urbaine	Consommations en réactif polymère (anhydre) kg/t MS	Capacité de production kg MS/h	Siccité du sédiment % MS
. Boue urbaine mixte fraîche	3 à 5	m - 5 0 0	20 - 26
• Boue urbaine mixte digérée anaérobie	5 à 6	250 400	18 - 23
. Boue urbaine d'aération prolongée ou de stabilisation aérobie	6 à 8	200 - 300	14 - 18
• Boue urbaine issue d'une épuration physico-chimique	2 à 3	400 - 600	26 - 30

Performances et conditions de fonctionnement d'une installation de centrifugation.

Les avantages apportés par la technique de centrifugation sont résumés ci-après :

-il s'agit d'une technique particulièrement adaptée aux boues difficiles à traiter (cas des boues urbaines huileuses par exemple, qu'elle essore bien, tout en assurant une séparation quasi-totale des insolubles),

le faible encombrement des machines permet de réaliser des postes de déshydratation très compacts, d'où une économie importante en surface et bâtiments,

- l'exploitation de la machine ne nécessite aucune supervision directe et (comme l'essorage s'effectue en enceinte fermée) est réalisée dans des conditions de travail parfaitement hygiéniques,

- à capacité de production horaire égale, le coût d'investissement actuel s'avère très compétitif par rapport aux installations de filtration.

Quelques inconvénients notoires cependant :

-obtention de sédiments d'extraction parfois de faible consistance, à la limite de la "pelletabilité",

- nécessité de certaines précautions dans la préparation de la boue (par exemple dessablage), pour éviter l'usure prématurée de la vis d'extraction des solides par des matières abrasives (recharge ou remplacement périodique à prévoir) et l'obstruction de la machine à l'alimentation (dilacération de la boue indispensable en cas de présence de matières grossières et fibreuses),

-frais d'exploitation (englobant énergie et besoins en réactifs) généralement inférieurs à ceux d'un filtre à tambour rotatif sous vide, mais supérieurs à ceux d'un filtre-pressé ou d'un filtre à bande.

VII - L'ÉLIMINATION FINALE DES BOUES

VII.1 - Considérations générales

La destination finale des boues urbaines est souvent affaire de circonstances : actuellement trois destinations ultimes sont possibles et pratiquées à l'échelle industrielle :

- la réutilisation agricole des boues selon trois voies :
 - . utilisation directe sous forme de boues liquides ou déshydratées,
 - après compostage,
 - après séchage thermique sous forme de granulés,
- l'incinération des boues, seules ou éventuellement combinées avec des ordures ménagères,
- la mise en décharge.

Cette pratique qui a constitué au cours des 2 dernières années le mode d'élimination principal des boues urbaines est appelée à cesser totalement puisque interdite par des textes réglementaires.

Il convient évidemment, pour guider le choix du schéma d'élimination finale des boues à adopter, de tenir compte d'impératifs technico-économiques (économie en énergie, fiabilité des différentes opérations unitaires de la chaîne de traitement et de l'organisation mise en œuvre, facilité et souplesse d'exploitation) tout en ne négligeant pas pour autant les raisons écologiques et psychologiques qui peuvent faire abandonner un schéma d'élimination même s'il est possible sur le plan technique et économique.

Le choix de la destination des boues devra être fait en outre de manière à ce qu'elle soit compatible avec la préservation de l'environnement et avec les impératifs de la législation en vigueur.

VII.2 - La valorisation agricole des boues résiduaires urbaines

La réutilisation agricole des boues urbaines doit être prioritaire chaque fois qu'elle est techniquement et économiquement possible.

Les boues urbaines possèdent une valeur intrinsèque sur le plan agronomique, résultant de leur contenu en matières organiques humigènes et en éléments fertilisants (azote et phosphore) comme l'indique le tableau ci-dessous.

Nature des boues	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Matières organiques
Boues fraîches	3,5 - 4	2 - 3	0,5 - 1	60 - 80
Boues digérées	2 - 2,5	1 - 2	0,2 - 0,5	45 - 65

Critères agronomiques en %
sur les matières sèches de la boue

L'utilisation agricole des boues suppose la réalisation d'une bonne stabilisation biologique des boues (aérobie ou anaérobie) afin de supprimer les risques d'odeurs nauséabondes et d'éviter "l'effet dépressif" sur les cultures en diminuant le rapport carbone assimilable/azote assimilable.

L'incorporation dans ces conditions dans le sol, de boues organiques facilite la prolifération de la flore microbienne autotrophe du sol, en agissant directement sur la nutrition minérale des végétaux.

L'épandage des boues peut se faire soit sous **forme** liquide (après épaissement préliminaire), soit sous forme plus **ou moins déshydratée à l'état pâteux ou solide**. Ce sont les boues liquides qui permettent la meilleure valorisation agronomique dans la mesure où l'on peut les épandre facilement avec des matériels bien connus du type citerne à vidange ou à lisier. De plus, elles permettent d'apporter au sol simultanément : de la matière organique, de l'azote assez rapidement assimilable, du phosphore et des oligoéléments. Toutefois l'épandage liquide requiert des équipements de stockage importants et appropriés ainsi que des terrains proches pour limiter les frais de transport.

Par opposition, les boues pâteuses (issues de filtres à bandes ou centrifugeuses) posent quelques problèmes pratiques aussi bien au niveau du stockage que de l'épandage proprement dit mais elles permettent de réduire les coûts de transport.

Les boues à l'état solide (lit de séchage, filtre-presse) permettent un stockage en tas et sont épandables avec les épandeurs à fumier habituels.

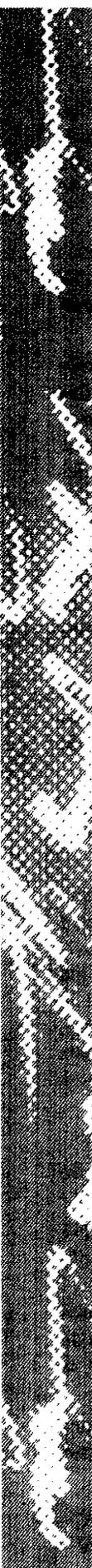
Les boues devront être épandues dans les conditions d'une bonne pratique agricole car les quantités de boues à apporter sont fortement dépendantes des besoins des sols et des cultures. De plus, les apports de boues ne sont possibles que lorsque les conditions météorologiques, l'état du sol et la hauteur des cultures le permettent. Une bonne étude agronomique est donc absolument indispensable pour définir dans chaque cas les quantités optimales annuelles de boues à épandre à l'hectare.

La limitation de l'épandage agricole peut provenir :

- du risque de dégagement d'odeurs en provenance de boues insuffisamment stabilisées,
- des risques bactériologiques qui ne doivent cependant pas être surestimés car l'action microbienne du sol est importante,
- et de la contamination des boues par des métaux lourds (Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, etc). Ce risque n'est à craindre que dans les zones fortement urbanisées (ruissellement) et industrialisées.

La valorisation agricole des boues urbaines constitue sans aucun doute leur meilleure destination finale en réinsérant ce déchet dans les cycles naturels sans déséquilibres.

Depuis quelques années des actions incitatives d'organismes étatiques ou paraétatiques ont permis de développer cette pratique et cet effort doit être poursuivi et étendu.



Il est surtout de la plus haute importance de pérenniser la faisabilité de cette pratique et, pour ce faire, a" moins trois conditions doivent être satisfaites :

faire en sorte que les apports en métaux lourds dans les réseaux d'assainissements urbains soient aussi faibles que possible (action à la source dans les établissements industriels racordés),

assurer des suivis réguliers et conséquents tant de la composition des boues résiduelles (polluants métalliques ou toxiques organiques) que des terrains agricoles et des cultures concernées,

-réunir les conditions pour qu'un climat de confiance durable s'établisse entre les différents partenaires sous l'effet de contacts réguliers et de la circulation organisée des informations, notamment relatives aux analyses de boues et des sols cultivés.

Aider les agriculteurs à établir leurs plans de fumure et à bien équilibrer les apports en engrais est également un élément susceptible de créer des liens entre les différents partenaires.

Le manque de débouchés de ces boues organiques s'explique par des raisons d'hygiène publique, des raisons de distribution en terrain agricole et le manque d'intérêt des cultivateurs pour un produit moins aisé à utiliser et de valeur moindre que les engrais chimiques à forte teneur en azote et phosphore.

Pour pouvoir susciter l'intérêt des utilisateurs à leur égard, il est absolument indispensable de mettre ces boues sous "ne forme plus appropriée, de manière à faciliter leur mise à disposition.

Le compostage et le séchage thermique des boues urbaines constituent des solutions techniques très intéressantes à la condition indispensable d'avoir un marché payant couvrant les frais d'exploitation et d'amortissement de l'équipement complémentaire qui peut s'avérer coûteux.

-Le **compostage** peut être appliqué sur des boues urbaines déshydratées mais se pratique de préférence conjointement avec d'autres déchets organiques, soit des matériaux secs carbonés (ordures ménagères, paille, sciures, écorces et déchets forestiers), soit des matériaux humides et azotés (matières de vidange, vinasses, lisiers, etc...).

Le compostage revient essentiellement à "ne décomposition aérobie thermophile des matières organiques grâce à l'activité de micro-organismes très divers.

Le mélange soumis a" compostage doit comporter "ne humidité de 50 à 60 %, un rapport C/N n'excédant pas 35 et évidemment l'absence de substances toxiques.

La digestion thermophile engendre "ne élévation de température à 45-70°C, ce qui a pour effet de détruire les germes

pathogènes éventuellement présents dans les boues ; le compostage comporte donc un effet de stérilisation ou d'hygiénisation.

De façon à assurer "ne digestion continue, il est nécessaire de recycler "ne fraction de la matière compostée. La durée de compostage varie (de 2-3 jours à 3 semaines) en fonction de la nature des matières alimentées, de l'intensité et de la technologie du traitement mis en œuvre. Il y a lieu de compter avec "ne période de post-digestion ou de maturation. Le pH doit être maintenu autour de 7 et les conditions aérobie sont à assurer par "ne aération appropriée.

Deux techniques de compostage sont utilisables : le compostage lent en tas sur aires, avec retournements périodiques des tas et le compostage accéléré en enceinte close, avec contrôle de la température, de l'humidité et de la composition de l'atmosphère ambiante.

On utilise souvent des tambours rotatifs ou des réacteurs verticaux à niveaux superposés dans lesquels la matière est retournée et véhiculée par des bras racleurs.

Le compost obtenu se présente sous forme solide, à environ 35 % d'humidité ; on peut l'épandre sur les sols avec des épandeurs à fumier. Le principal intérêt des composts est l'apport de matière organique, qui contribue, en particulier, à entretenir à long terme le stock d'azote du sol.

-Une seconde solution, dans l'optique de la confection d'un produit fertilisant parfaitement stérile délivré sous forme de granulés (à 90 % de siccité) est apportée par le **séchage thermique des boues déshydratées**.

Il existe d'ailleurs en France quatre réalisations conçues pour des stations d'agglomérations urbaines importantes qui ont un schéma technique commun regroupant les principaux postes ci-après :

- une déshydratation mécanique amont adaptée aux différents types de boues à traiter, en prenant en compte un apport minimal de matières minérales,

un stockage tampon de boues déshydratées de façon à harmoniser a" mieux l'exploitation de l'unité de granulation par rapport à celle de la station,

- un dispositif d'homogénéisation des boues avant alimenmon,

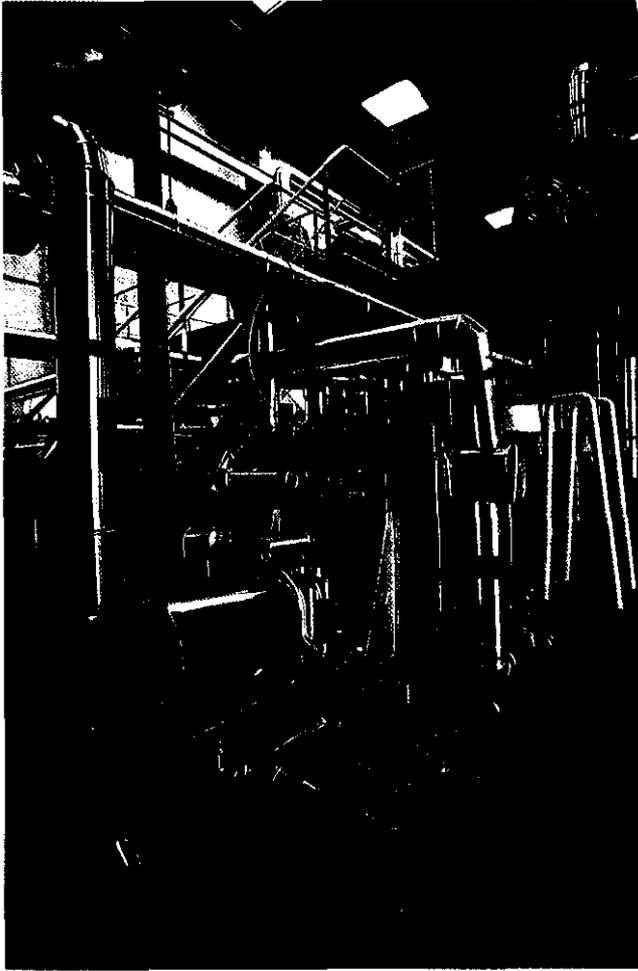
- un système de production de calories (ou centrale énergétique),

- l'ensemble de séchage proprement dit,

le système de refroidissement du produit sec,

- le stockage du produit fini, prolongé par un groupe de conditionnement,

-et enfin "ne structure pour le traitement des buées et des fumées.



Installation de séchage à double étage du type Luwa (station d'épuration du District Urbain de Nancy).

D'une manière générale, les sècheurs utilisés sont de deux types : à flux direct ou à flux indirect. Le séchage direct des boues met directement en contact le produit organique et le fluide séché ; ce faisant, il exige pour éviter des émissions d'odeurs nuisantes, des installations de traitement de l'air séché (lavage et désodorisation) très importantes.

Le séchage indirect où le fluide caloporteur et la boue à sécher ne sont jamais en contact direct, ne présente pas ces inconvénients.

C'est cette technologie qui a été mise en œuvre dans les unités de séchage thermique et de granulation des boues de la Ville de TOULOUSE (sècheur multi-spires Myren) et du District Urbain de NANCY (double étage de séchage du type Luwa).

La mise en place d'un système de séchage implique dès l'origine du projet une étude approfondie du débouché ou de la destination du produit fini. Compte tenu de l'importance des investissements et des conditions d'exploitation des unités, cette technique très élaborée ne peut à l'heure actuelle être envisagée que par une collectivité ou un groupement de collectivités d'une certaine importance (> 200 000 habitants).

Par ailleurs, une installation de séchage ne peut se concevoir qu'à partir d'un traitement intégrant un poste de déshydratation mécanique des boues le plus performant possible et si l'on dispose, pour la production des calories requises par le séchage, d'un combustible au coût le plus bas possible, le plus directement utilisable et ce dans un procédé n'engendrant pas de nuisance particulière (il s'agit par exemple du biogaz issu d'une digestion anaérobie des boues fraîches).

Dans les conditions précisées ci-dessus, l'implantation d'une unité de séchage peut constituer une opération globalement rentable aussi bien sur le plan de l'environnement que du bilan financier intégrant les dépenses d'investissement et d'exploitation.

VII.3 - L'incinération des boues urbaines

La technique d'incinération est souvent utilisée pour les stations des grandes agglomérations urbaines, pour lesquelles se pose le problème des surfaces disponibles à dégager dans les plans d'urbanisme pour l'épandage ou la décharge des déchets boueux. Elle constitue un remède radical pour l'élimination des boues biologiques, dans la mesure où elle offre deux avantages essentiels :

- une réduction maximale du volume et du poids du déchet à éliminer, par suite de la transformation des matières organiques, par combustion, en CO_2 , H_2O , SO_2 ,
- la mise à disposition d'un produit stérile, réduit aux seules cendres constituées uniquement de matières minérales.

Il convient de noter que l'incinération n'est pratiquée généralement que sur des boues ayant déjà subi un premier stade de déshydratation le plus poussé possible (par filtration ou centrifugation), car la tonne d'eau éliminée revient beaucoup moins cher par des procédés mécaniques que par évaporation.

Les besoins calorifiques nécessaires à la combustion des boues aux environs de 800°C correspondent essentiellement à la chaleur de vaporisation de l'eau résiduelle. Les matières organiques contenues dans les boues, qui présentent un P.C.I. (pouvoir combustible inférieur) de l'ordre de 5 000 Kcal/kg, constituent la seule source de chaleur récupérable.

Suivant la teneur en eau de la boue à brûler, et la teneur en matières volatiles des matières sèches qui la constituent, les boues peuvent être auto-combustibles, ou nécessiter pour leur incinération une certaine quantité de chaleur d'appoint.

La figure ci-après indique la zone d'auto-combustibilité des boues en fonction de leur siccité et du rapport MV/MS (teneur en matières organiques), ainsi que les consommations de fuel (en kg/100 kg MES) nécessaires, le cas échéant, pour leur incinération.

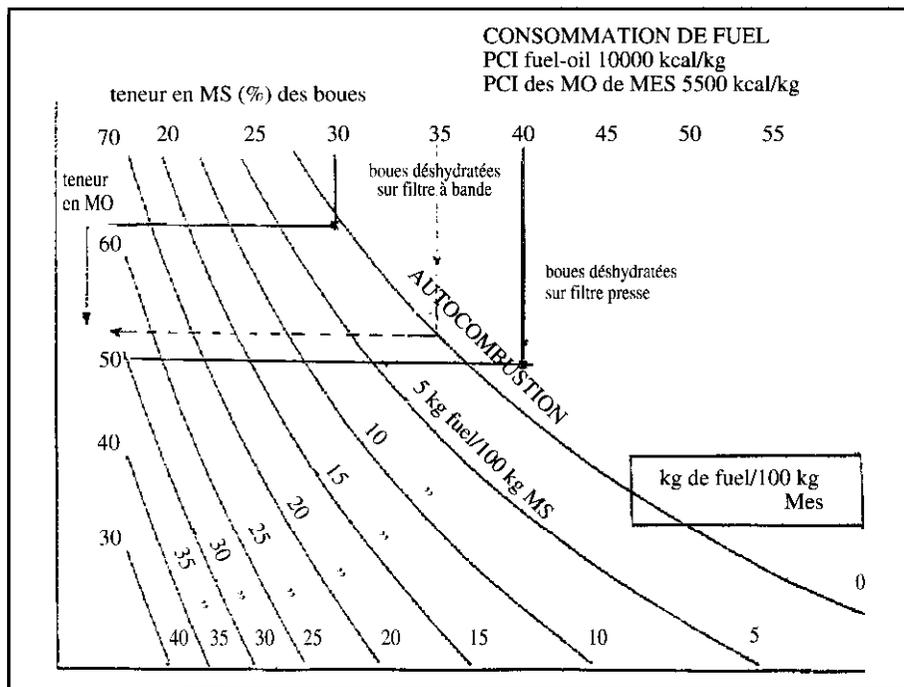


Fig. 37 Courba définissant la zone d'autocombustibilité des boues et les consommations de fuel d'appoint.

L'autonomie thermique de l'installation d'incinération dépend également de son rendement thermique proprement dit. Celui-ci est fonction du type de four, de l'importance de la récupération thermique sur les gaz chauds et de la désodorisation plus ou moins poussée des fumées.

Sur le plan technologique, les principaux types de fours utilisés en incinération des boues urbaines sont : les fours à soles, à lits fluidisés et plus rarement les fours sécheurs rotatifs.

– **Les fours à soles étagées** (Nichols, Lurgi, Humboldt ...) sont constitués (fig. 38) d'une série de plateaux (ou soles) que la boue déshydratée parcourt successivement en descendant. Le passage d'une sole à l'autre est réalisé par un ensemble de racleurs rotatifs mu par un arbre central vertical accouplé à un groupe d'entraînement extérieur au four. Ces fours travaillent à contre-courant et ont par suite un bon rendement thermique.

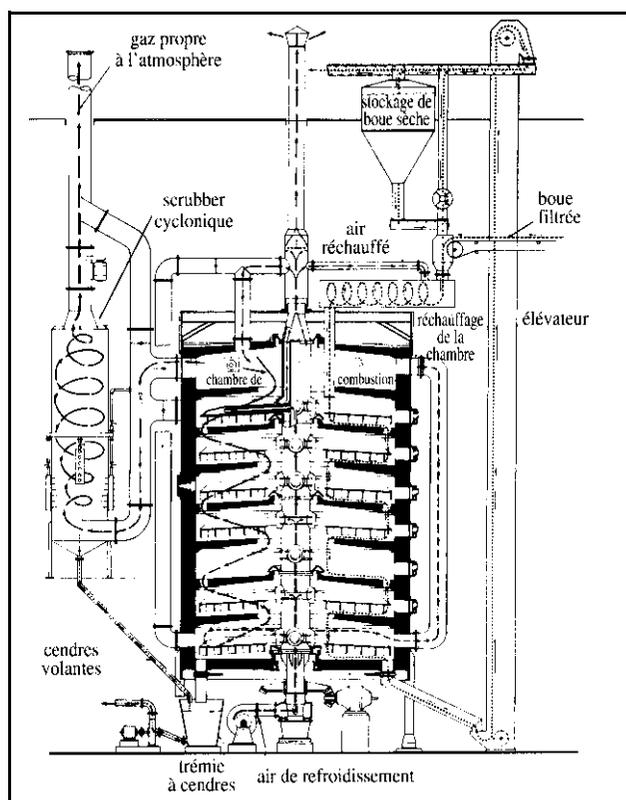


Fig. 38 - Schéma du principe de fonctionnement d'un four à soles multiples.

La température de sortie des gaz est voisine de 350°C et celle de la boue humide n'atteint jamais plus de 70°C dans les étages supérieurs de séchage, de sorte qu'il y a peu d'évaporation de matières organiques malodorantes et que le problème des odeurs ne se pose pratiquement pas.

La boue pré-séchée à 50-60% de MS dans les étages supérieurs, tombe ensuite sur la sole de combustion, où la température de 760 à 870°C, en atmosphère oxydante, permet l'inflammation complète de la matière organique.

La combustion se termine sur les soles inférieures. Les cendres, refroidies au contact de l'air frais comburant, sont le plus souvent déversées sous forme pulvérulente dans une capacité d'extinction remplie d'eau.

Ce type de four particulièrement bien adapté à l'incinération des boues urbaines fournit des gaz de combustion peu chargés en cendres volantes. D'exploitation aisée et économique, son coût d'investissement est par contre relativement élevé ce qui ne le rend compétitif que pour l'incinération d'un tonnage de boues correspondant à des populations supérieures à 300 000 habitants.

- Les fours à lits fluidisés (Cerchar, Dorr Oliver, Esslingen, etc.). Le principe de fonctionnement de ces fours (voir fig. 39) consiste à introduire les boues à incinérer dans un lit de matériaux auxiliaires (généralement du sable de quelques mm) porté à une température de 700 à 800°C et tenu en suspension (ou fluidisé) par un courant d'air ascendant injecté à la base du lit à travers une grille appropriée (hauteur du lit : 0.5 à 0.8 m), à une vitesse de 1 à 2 m/sec.

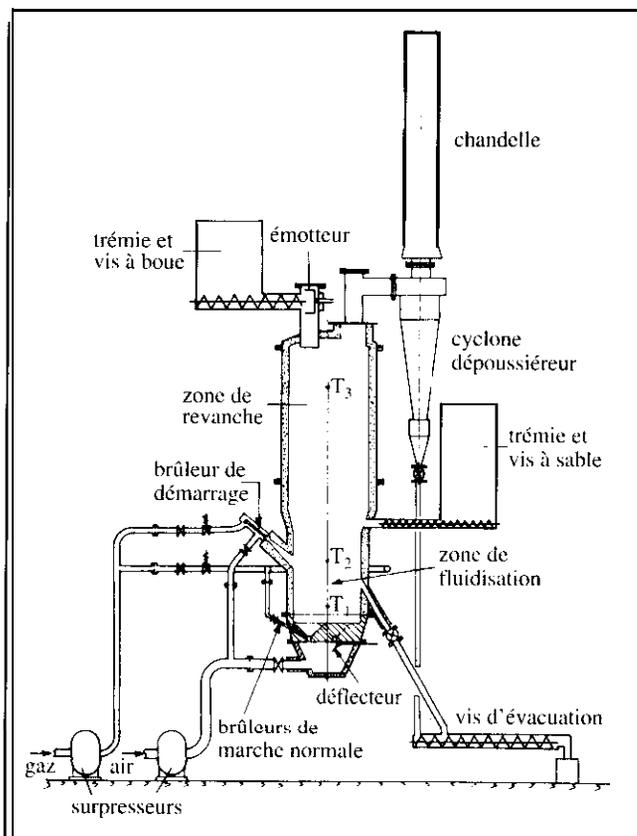


Fig. 39 - Schéma du principe de fonctionnement d'un four à lit fluidisé.

Les matières boueuses introduites sont maintenues dans le lit pendant un temps relativement bref, mais suffisant pour le séchage immédiat et le début de leur calcination, qui s'achève dans la zone de revanche située au-dessus, et où la température atteint 800 à 850°C.

L'air de combustion (et de fluidisation) est envoyé dans l'installation par l'intermédiaire d'un ventilateur, après avoir été réchauffé dans un échangeur de chaleur, à une température de l'ordre de 450°C.

En fonction des calories apportées par les boues, la température du lit fluidisé est réglée par un appoint en eau ou en combustible (fuel).

Le grand avantage de ce système de combustion est de détruire complètement toutes les matières organiques volatiles dans les gaz, en raison du réchauffage, en atmosphère oxydante, de tous les gaz et émanations à des températures de 800°C ; il n'y a donc aucun problème d'odeurs.

Cela conduit cependant à deux conséquences onéreuses aux points de vue thermique et technique :

le rejet des gaz de fumées et des cendres se fait obligatoirement à des températures relativement élevées (500-600°C), d'où une perte considérable de chaleur et un faible rendement thermique (de l'ordre de 40 à 45 %),

-les gaz de combustion contiennent pratiquement toutes les cendres produites, ce qui implique la mise en œuvre d'un dépoussiérage efficace, qui est réalisé par un cyclonage à sec, suivi d'un séparateur humide (lavage à l'eau) ou électrostatique.

Les fours à lits fluidisés, d'un coût d'investissement nettement inférieur aux fours à soles, sont particulièrement bien adaptés pour des installations moyennes (de 100 000 à 300 000 habitants).

-Les fours tournants (Venot Pic. Buttner, etc.) très répandus dans l'industrie, sont surtout utilisés lorsqu'on désire combiner dans le même appareil (de forme cylindrique légèrement inclinée sur l'horizontale) le séchage et l'incinération des boues urbaines. Le four peut fonctionner soit en sécheur, soit en incinérateur.

Le rendement thermique de ces unités, fonctionnant le plus souvent à contre-courant, est excellent.

L'incinération considérée a priori comme la solution radicale pour l'élimination des boues et déchets urbains se heurte au double problème des coûts d'investissement et d'exploitation, au renforcement des normes de pollution atmosphérique et certainement, à terme, au problème de devenir des résidus solides ultimes.

Les schémas d'incinération se doivent d'être reconsidérés pour les rendre non consommateurs d'énergie, voire même producteurs de calories de récupération.

Les solutions à l'amélioration du bilan thermique doivent être recherchées tout en assurant les conditions optimales d'une combustion parfaite des gaz. Il y a deux possibilités qui peuvent d'ailleurs être complémentaires : l'augmentation de la teneur en matières sèches des boues et l'amélioration de la récupération d'énergie.



L'augmentation de la teneur en matières sèches des boues peut être obtenue par des moyens mécaniques ou thermiques assurant "ne meilleure élimination de l'eau "liée" des boues.

En ce qui concerne l'augmentation de la récupération des calories, il convient de reconsidérer le schéma de fonctionnement de l'installation d'incinération. La plupart des incinérateurs comporte un échangeur récupérateur placé sur le conduit des fumées pour le réchauffage de l'air de combustion.

La mise en place d'un économiseur à l'aval du récupérateur, ou à sa place, permet d'améliorer de façon très sensible la récupération de calories et de produire de l'eau chaude, de l'eau surchauffée ou de la vapeur selon les besoins. L'eau chaude peut servir à" chauffage de bâtiments ou d'un digesteur. L'eau surchauffée peut alimenter un conditionnement thermique. La vapeur peut alimenter un réseau ou un sécheur.

Une véritable valorisation énergétique peut aussi être envisagée dans le cadre d'un couplage four-sécheur. En effet, l'installation d'une chaudière à la place ou en complément d'un échangeur air-fumées permet d'augmenter la récupération des calories à partir des fumées et ce complément de calories peut alors être utilisé dans un sécheur.

VII.4 - Mise en décharge des boues

C'était encore en 1990 la solution utilisée comme destination finale pour un peu plus de la moitié des boues urbaines produites en France.

Cet exécutoire est maintenant condamné par la loi du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets et aux installations classées.

Ce texte contient les éléments qui conduiront à la disparition totale en 2002 des décharges telles que nous les connaissons aujourd'hui : "à compter du 1^{er} juillet 2002, les installations d'élimination de déchets par stockage ne seront autorisées à accueillir que des déchets ultimes" (article 1^{er}, paragraphe III).

Ce même texte précise : "est un déchet ultime au sens d'un déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux" (article 1^{er}, paragraphe III).

Il s'agit là d'une définition nouvelle, qui n'existe pas encore en droit communautaire et qui vient s'ajouter à la définition du déchet résultant de la loi du 15 juillet 1975.

Cette définition donnera certainement lieu à des interprétations divergentes mais il est cependant clair qu'à compter de 2002, seuls les déchets qui ne seront pas ou plus susceptibles d'être traités, pourront être mis en décharge.

Il est donc également certain que les boues résiduelles urbaines, aussi stabilisées soient elles, ne pourront prétendre être admises dans les décharges qui seront limitées aux déchets ultimes.

VIII- RÉFLEXIONS SUR LES ASPECTS TECHNICO-ÉCONOMIQUES DU TRAITEMENT DES BOUES



Il faut se rendre compte qu'une comparaison technico-économique des filières de traitement des boues est loin d'être aisée. L'optimisation globale de la chaîne de traitement des boues doit être conçue comme la recherche d'un minimum d'une fonction économique qui fait obligatoirement intervenir des contraintes techniques et législatives. Le mode de traitement des boues doit être déterminé en fonction des destinations finales des boues telles qu'elles se révéleront techniquement, économiquement et hygiéniquement possibles sans avoir négligé pour autant des raisons psychologiques et sociologiques qui peuvent faire condamner parfois "ne solution de traitement même si elle se révèle possible sur le plan technique et économique.

On doit donc considérer que l'optimisation d'un schéma de traitement de boues **relève obligatoirement d'une analyse systématique approfondie dans le contexte local considéré**, qui seule permettra d'apporter les éléments de réflexion à la fois techniques, financiers et d'ordre réglementaire.

Pour guider le choix des maîtres d'œuvre et décideurs, nous dégagerons, ci-après, quelques idées directrices qui permettront d'optimiser sur le plan aussi bien de la conception que de l'exploitation, les différentes opérations unitaires constituant "ne filière de traitement des boues.

VIII.1 - La stabilisation des boues

A" cours de la dernière décennie, essentiellement pour minimiser les frais de premier établissement, les procédés de stabilisation aérobie malgré leurs performances modestes se sont largement développés pour les stations de faible et moyenne importance. Des raisons similaires de coût expliquent la pratique de la stabilisation chimique des boues par chaulage, onéreuse en exploitation et peu satisfaisante sur le plan écologique.

Dans "ne période où l'énergie est comptée, marquée par un désir d'amélioration de la qualité de l'environnement et "ne aspiration écologique croissante, la digestion anaérobie devrait retrouver un regain d'actualité. Elle présente des

atouts incontestables dans la conception d'usines de traitement des boues pour des stations d'une certaine taille (> 100 000 hab.) :

la sécurité d'exploitation (grâce aux volumes importants des ouvrages jouant un rôle tampon),

la restitution de boues stables (ne dégageant pas de mauvaises odeurs) pouvant être valorisées en agriculture.

— et surtout **la mise à disposition d'énergie noble, stockable** (gaz méthane) directement utilisable comme combustible pour le conditionnement thermique des boues, ou mieux le séchage thermique des boues déshydratées dans l'optique de l'élaboration d'un produit valorisable sous forme de granulés en agriculture.

Le surcoût d'investissement d'une digestion anaérobie (estimé à 50 60 F/hab.) représente environ 10 à 15 % du coût global des stations dont la taille varie entre 100 000 et 300 000 habitants.

VIII.2 - La séquence épaissement - déshydratation mécanique

VIII.2.1 - Intérêt de la pratique d'un épaissement

Pour des raisons aussi bien techniques qu'énergétiques et économiques, il est indispensable de réaliser un épaissement préalable des boues en amont des étapes de stabilisation et de déshydratation mécanique. Dans la plupart des stations, on réalise un épaissement statique qui s'avère peu consommateur d'énergie et offre l'avantage (par le rôle de tampon joué par l'ouvrage) d'augmenter notablement la sécurité d'exploitation de l'usine de traitement des boues.

Pour les stations d'une certaine importance (supérieures à 75 000 hab.), se généralise la pratique d'un épaissement séparé des boues primaires (réalisé par voie statique) et des boues biologiques en excès sur lesquelles on réalise un épaissement dynamique poussé et accéléré par aéroflottation ou centrifugation.

Ces dispositions (malgré un investissement et des coûts d'exploitation plus élevés que pour l'épaissement statique) permettent d'améliorer notablement les performances des étapes de digestion et de déshydratation mécanique et d'optimiser par suite globalement les coûts du traitement des boues.

VIII.2.2 - Intérêt comparé des différentes séquences épaissement-déshydratation mécanique en fonction du critère : coût global d'investissement

Dans l'établissement du bilan prévisionnel, il convient impérativement de tenir compte de la nature des caractéristiques, de la composition physico-chimique et structurelle des boues ainsi que de la production journalière à traiter pour respectivement les trois grandes catégories de boues biologiques urbaines : fraîches mixtes, digérées par voie anaérobie, stabilisées par voie aérobie issues d'une aération prolongée.

D'une façon générale la séquence épaissement-déshydratation mécanique réalisée sur des boues fraîches mixtes ou digérées anaérobies s'avère (sur le plan des coûts d'investissement) plus intéressante que celle traitant des boues stabilisées par voie aérobie ou issues d'une aération prolongée qui sont très difficiles à déshydrater.

Lorsqu'on vise l'obtention de boues pelletables (avec des siccités moyennes > à IX 20 %), les séquences les **moins** onéreuses (pour des boues fraîches mixtes ou digérées anaérobies) sont celles mettant en œuvre un épaissement gravitaire (avec éventuellement une flottation séparée des boues biologiques), un conditionnement polymérique et une déshydratation mécanique par filtre à bande ou par décanteur centrifuge.

On peut tabler pour des tailles de stations de 10 000 à 100 000 hab. sur des coûts d'investissement rapportés à l'habitant de 50 à 70 F. L'importance relative de l'épaissement dans le coût global de la séquence est de 25 à 35 %. Le conditionnement chimique ne représente pas plus de 233%.

Si des contraintes sévères (obtention de siccité élevée pour les boues déshydratées) sont imposées pour des raisons législatives ou économiques pour la mise en décharge ou toutes autres solutions d'élimination finale (valorisation, incinération), **la déshydratation mécanique sur filtre-pressé** après un conditionnement minéral des boues épaissies, **garde tout son intérêt.**

Rapporté à l'habitant, il faut tabler en investissement pour la séquence épaissement déshydratation sur filtre-pressé sur un coût de 80 à 100 F, la part du conditionnement chimique s'élevant à environ 15 % du coût global.

Les presses à bande haute pression de dernière génération, d'investissement relativement **élevé**, permettront l'obtention de siccités importantes pour les gâteaux, qui les feront entrer directement en concurrence avec les filtre-presses à plateaux, pour la déshydratation des boues urbaines dont la compressibilité des matières n'est pas trop élevée.

Nous pensons par contre que la déshydratation mécanique des boues sur filtre rotatif sous vide **ne se justifie plus, au vu** des performances obtenues (siccité faible des gâteaux) et d'un bilan technico-économique guère favorable.

VIII.2.3 - Quelques données concernant les dépenses d'exploitation de la séquence épaissement - déshydratation mécanique

Il est difficile de déterminer rigoureusement les valeurs des charges d'exploitation d'une usine de traitement de boues, car elles sont dépendantes dans une large mesure de la nature, de la composition physico-chimique et des quantités de boues à traiter ainsi que de la technologie des procédés mis en œuvre pour l'épaissement et de la déshydratation mécanique. Nous nous efforcerons cependant de fournir ci-après des indications sur les valeurs moyennes des dépenses des trois grands postes : énergie, réactifs et main-d'œuvre.

Frais d'énergie

Les charges de consommations énergétiques rapportées à la tonne de MS de boues se situent de la manière suivante :

pour l'épaississement :

- par voie statique gravitaire : 5 à 10 Kwh/t MS de boues fraîches mixtes
- par aérofloitation : 60 à 120 Kwh/t MS de boues biologiques
- par centrifugation : 150 à 250 Kwh/t MS de boues biologiques
- par tambour de drainage et table d'égouttage : 30 à 60 Kwh/t MS de boues biologiques

pour la déshydratation mécanique :

- par filtration sous vide (filtre à tambour rotatif) : 100 à 150 Kwh/t MS de boues traitées
- par filtration progressive (filtre à bande) : 10 à 20 Kwh/t MS de boues traitées
- par filtration sous pression élevée (filtre-pressé) : 20 à 30 Kwh/t MS de boues traitées
- par centrifugation (décanteur centrifuge) : 50 à 80 Kwh/t MS de boues traitées

Frais de réactifs

Ils varient dans de larges proportions en fonction des caractéristiques physico-chimiques des boues et des techniques de déshydratation mises en œuvre. Les fourchettes de coûts en F/tonne de MS pour les quatre grandes catégories de boues urbaines sont consignées dans le tableau ci-après

	Conditionnement F/t MS	
	Minéral Filtre à tambour sous vide Filtre-pressé	Polymérique Filtre à bandes presseuses Décanteur centrifugé
<i>Boues urbaines biologiques :</i>		
• fraîches mixtes	160 à 250	120 à 150
• digérées anaérobies	250 à 300	150 à 200
• stabilisées aérobies et aération prolongée	320 à 450	200 à 250
<i>Boues urbaines physico-chimiques</i>	90 à 150	80 à 120

Frais d'exploitation pour le conditionnement chimique en fonction de la nature et de la composition des boues

En moyenne, on doit considérer que les frais de réactifs et autres produits consommables (huile, graisse, produits de nettoyage) représentent environ 50 % du coût d'exploitation total d'une installation de traitement des boues hors élimination finale des boues.

Frais de main-d'œuvre

Ils sont identiques ou voisins pour les systèmes de déshydratation mécanique continus (filtre à bande, décanteur centrifuge, etc...) et forcément supérieurs pour la déshydratation sur filtre-pressé, malgré les perfectionnements récents apportés dans les automatismes et le lavage des toiles filtrantes.

Le poste de main-d'œuvre représente (hors évacuation finale des boues) entre 25 et 40 % du coût d'exploitation global suivant la technologie du traitement mis en œuvre.

D'une façon générale, ce coût est plutôt moins élevé (entre 80 et 120 F/t) pour les stations de capacité faible ou moyenne, mais devient très conséquent (entre 200 et 360 F/t) pour les stations dont l'importance et la technicité nécessitent un personnel plus qualifié et un entretien régulier et systématique (cas d'une incinération ou d'un séchage thermique).

Entretien

Il s'agit d'une rubrique incluant les pièces de rechange (petits matériels, toiles filtrantes, vis d'extraction, etc...) parfois de la main-d'œuvre (sous-traitance ou opérations de gros entretien, peintures, vidanges d'ouvrages...) et des dépenses diverses d'exploitation. Le coût de ce poste se situe en moyenne entre 3 et 5 % maximum des frais globaux d'exploitation.

VIII.3 - L'élimination finale des boues déshydratées

Comme nous l'avons déjà souligné, il faut considérer le coût de l'évacuation finale des boues comme étant un des principaux critères de choix d'une filière de traitement des boues.

Le coût de ce poste extrêmement variable fait de chaque cas, un cas d'espèce qui doit être étudié avec beaucoup de rigueur dans la mesure où le choix du meilleur schéma d'élimination des boues doit être guidé par la nécessité de trouver une solution qui tienne compte aussi bien des contraintes sanitaires et réglementaires que des conditions économiques, des possibilités locales ou encore de considérations d'échelle.

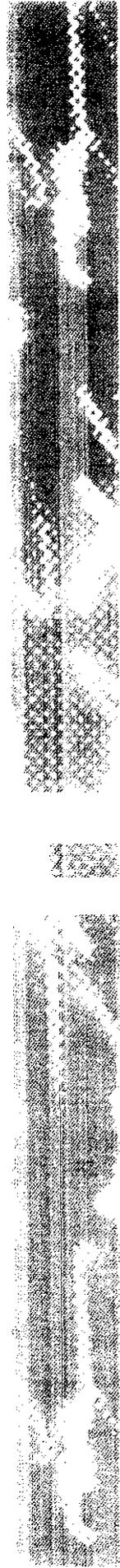
La solution la plus intéressante est constituée évidemment par la valorisation agricole des boues urbaines, épaissies ou déshydratées. L'opération d'épandage peut parfois être réalisée pour un coût très faible, voire nul.

L'élimination des boues par épandage agricole doit donc être recherchée en priorité et de préférence à partir d'une déshydratation mécanique efficace.

Il est en effet très important d'obtenir des gâteaux solides à deux titres :

- dans cet état les boues ne dégagent quasiment plus d'odeurs ni au cours du transfert, du stockage ou de la dispersion sur les terrains agricoles ; il en va autrement pour les boues liquides dont les émanations gazeuses sont souvent désagréables,

le stockage en champ, dans l'attente de la période prévue pour l'épandage proprement dit, est possible sans inconvénient ; pour cela il faut que les gâteaux stockés ne se délitent pas sous l'action des pluies et gardent leurs consistance initiale.



Pour les grandes agglomérations où il n'est pas possible de pouvoir disposer de terres agricoles à l'intérieur d'un périmètre d'épandage impliquant des distances de transport raisonnables, il devient alors approprié d'envisager la mise en œuvre d'un séchage thermique ou d'un compostage pour l'obtention d'un produit plus attractif, voire contenant des concentrations en nutriments plus élevées (par l'apport de l'agent structurant ou d'engrais incorporés).

Dans ces conditions, il est possible de trouver des partenaires susceptibles d'utiliser ces composts ou ces granulés secs en utilisation agricole, horticole ou pour la vente en petits conditionnements pour le jardinage des particuliers.

Le "marché" de ces filières d'élimination est encore largement à explorer, à développer et à installer dans un montage économique acceptable pour tous les partenaires.

La mise en œuvre d'une incinération des boues ne doit donc être envisagée que très exceptionnellement, pour les très grosses agglomérations qui n'arrivent pas à développer une filière de valorisations, ou lorsque les boues contiennent encore des concentrations en métaux lourds excessives malgré tous les efforts de réduction des rejets "à la source" dans les établissements industriels.

Dans ce cas les résidus d'incinération seront ensuite l'objet d'une mise en décharge en tant que déchets ultimes dans les décharges ou sites de stockage prévus à cet effet.

VIII.4 - Le coût de la valorisation agricole des boues

Les boues ont une valeur appelée "valeur-équivalent engrais" qui dépend de leur teneur en nutriment (azote, phosphore, potassium).

Cette valeur est généralement comprise entre 250 et 300 F pour une tonne de matières sèches.

Pour les agriculteurs, les boues sont donc d'autant plus intéressantes qu'elles sont plus sèches.

Ceci explique que, compte tenu des conditions locales d'utilisation (éloignement des terrains, siccité des boues, demande des agriculteurs), il est possible de trouver toutes les solutions économiques allant d'une rémunération des agriculteurs (cas de boues trop liquides) à la vente du produit (cas des boues à 40 % de siccité ou plus).

LA REHABILITATION ET L'EXTENSION DES STATIONS D'EPURATION*

LES ENJEUX

S'il reste de nombreux équipements neufs à réaliser, un effort considérable d'investissement doit être consenti pour remettre à niveau et faire progresser l'existant.

Dès maintenant, les enquêtes réalisées auprès des Agences de l'Eau ont mis en évidence le nombre très élevé d'équipements et de travaux divers financés dans le cadre d'opérations visant à la réhabilitation et à l'extension de sites d'épuration déjà en service. Selon les classes de taille et les filières de traitement considérées, on peut

estimer la proportion des dossiers concernant des installations existantes au quart, voire à la moitié des projets examinés.

L'application de la Directive au cours des 10 prochaines années implique qu'un grand nombre de stations d'épuration situées à l'intérieur des zones sensibles devra être l'objet à la fois d'une augmentation de la capacité de traitement et d'une élévation du niveau d'épuration tant vis à vis de l'azote que du phosphore.

1 - QUATRE MARGES DE PROGRESSION

-Améliorer la fiabilité :

les élus politiques et les autorités de gestion des bassins ont éprouvé une certaine déception en constatant que pour la plupart des stations d'épuration, l'efficacité attendue n'est pas obtenue en permanence. Les normes de rejet sont parfois dépassées pendant des périodes plus ou moins longues.

Accroître la fiabilité : la constance des résultats est certainement un des objectifs à atteindre lors de la revalorisation d'une station d'épuration.

-Moderniser l'exploitation :

les stations d'épuration anciennes doivent être modernisées, dotées des équipements électromécaniques et des moyens de contrôle modernes.

Elles doivent aussi satisfaire les nombreuses exigences nouvelles de la part du personnel d'exploitation.

-Améliorer le niveau de traitement :

une grande partie de cet objectif est généralement atteinte lorsque les deux premiers objectifs cités précédemment ont été respectés.

L'évolution des Agences de l'Eau et de la politique de l'eau en France nécessite d'aller plus avant vers des objectifs de qualité de rivières plus élevés.

Il est devenu indispensable de réduire la concentration des rejets en éléments polluants et de prendre en compte de nouveaux paramètres polluants qui apparaissent progressivement : toxicité, substances azotées et phosphorées, organismes pathogènes.

Il est vraisemblable que dans quelques décennies, d'autres éléments polluants devront être maîtrisés pour la protection de l'environnement.

-Des stations d'épuration elles-mêmes sans nuisance :

La station d'épuration doit respecter son propre environnement et c'est un aspect important de la revalorisation des stations anciennes.

II - COMMENT AMÉLIORER LA FIABILITÉ ? PREMIERES PISTES.. .

II.1- L'évacuation régulière des boues

Pour qu'une station puisse fonctionner correctement, le personnel d'exploitation doit pouvoir disposer de filières d'élimination des boues confortables et permanentes.

Dans le cas contraire, le chef de station s'efforcera de produire moins de boues pour diminuer ses contraintes et il s'en suivra automatiquement des chutes du rendement d'épuration.

* Ce chapitre est inspiré d'une conférence prononcée le 9 Mai 1989 à l'Agence de l'Eau Artois-Picardie par Jacques BERNARD, Président de la section assainissement de l'AGHTM.

L'évacuation régulière des boues est la clé de l'amélioration de la fiabilité.

Il faut reconnaître que très souvent la question de l'évacuation des boues n'est considérée sérieusement que lors de la mise en service des ouvrages.

La démarche saine dans un projet de station d'épuration consiste à se demander d'abord combien de boues il sera possible d'évacuer, avant même de connaître le débit des eaux à traiter.

L'objectif est bien d'épurer l'eau mais il faut absolument cerner les moyens réels à disposition pour évacuer les boues et s'ils sont insuffisants, se doter de moyens tels que l'évacuation ne soit plus le goulot d'étranglement du fonctionnement de la station.

II.1.1 - L'épandage agricole des boues

Le cas de la réutilisation agricole des boues peut servir d'exemple à ce propos : ce mode d'élimination est souvent possible sur le plan purement agronomique mais un des freins principaux à cette pratique tient à la périodicité de la demande. Ce n'est que quelques mois par an, voire quelques semaines par an, que l'agriculteur accepte des boues. Il faut se doter des moyens de stockage pour que cette demande dure plus longtemps ou pouvoir évacuer autrement que par la voie de l'utilisation en agriculture.

La mise en œuvre d'un préépaississement des boues liquides s'insère dans ce même contexte : faciliter la réutilisation agricole.

II.1.2 - Les arrêts de la déshydratation mécanique

Ils ne doivent pas perturber l'évacuation régulière des boues. Ils sont généralement de courte durée : entretiens légers, changements de toiles, changements de vis. Parfois, ils peuvent durer plusieurs jours : arrêts pour révision, entretiens lourds.

Tous ces arrêts doivent être prévus, chiffrés en temps d'immobilisation et l'évacuation des boues ne doit pas être perturbée.

11.1.3 - Les capacités tampons

Les boues sont produites en continu mais bien souvent elles ne sont pas éliminées en continu.

Par exemple, il est fréquent de déshydrater des boues pendant un poste de 8 heures par jour avec arrêts pendant la fin de semaine. Il faut prévoir de disposer de capacités tampons entre les postes à fonctionnement continu et les postes à fonctionnement discontinu.

11.1.4 - L'amélioration de la texture des boues déshydratées

Il est courant de constater que les conditions d'acceptation des boues dans les décharges, par les agriculteurs ou dans d'autres moyens d'évacuation deviennent de plus en plus difficiles, de plus en plus strictes.

Dans ce contexte, on est conduit à améliorer la texture et la siccité des boues produites.

La revalorisation d'une station d'épuration peut dans cette situation passer par un détarage des unités de déshydratation mécanique, par une amélioration ou une extension des unités existantes ou même par leur remplacement par du matériel plus performant.

11.2 - Les effluents industriels raccordés

La fiabilité bute souvent sur l'ignorance de rejets industriels qui perturbent l'épuration ou provoquent des apports de débits excessifs.

Le premier réflexe doit être de voir avec les gestionnaires de bassin et les responsables industriels s'il est possible de réduire les débits et les flux de pollution rejetés par la mise en œuvre d'aménagements internes dans les ateliers de production ou par la séparation des réseaux d'égouts.

Si l'on décide de réaliser un traitement séparé des effluents industriels, cela conduit à disposer de deux stations d'épuration avec les équipes spécialisées d'exploitation.

Dans le cas d'un raccordement des rejets industriels au réseau d'assainissement urbain, il faut bien prévoir les prétraitements adéquats : stockages de régularisation du débit, neutralisation du pH, élimination de particules lourdes qui gêneraient le transit vers la station de traitement.

Parfois, il faut aller jusqu'à réaliser une détoxification pour préserver le traitement biologique ou même prétraiter par voie biologique lorsqu'il s'agit d'un rejet particulièrement concentré comme c'est le cas par exemple de nombreuses industries agro-alimentaires.

11.3 - La maîtrise des débits

Très souvent, les problèmes de fiabilité des stations sont dus à une inadaptation au débit réel, eu égard notamment aux débits des eaux parasites et des eaux de pluie.

La revalorisation exige d'être faite avec une connaissance la plus exacte possible des variations de débit tout au cours de l'année et de la journée, de façon à correspondre vraiment à la réalité hydraulique quotidienne.

La connaissance des débits acquise, il faut s'attacher à améliorer la capacité hydraulique ainsi que l'ensemble des circuits d'eaux de la station.

11.4 - Des stations à capacité hydraulique décroissante

Une réflexion doit être conduite sur l'intérêt de dimensionner les ouvrages de manière à disposer de capacités hydrauliques différentes aux principaux stades d'une station d'épuration. Cette remarque est surtout valable pour les stations importantes dans lesquelles il n'y a pas un traitement unique.

Une amélioration de la fiabilité est obtenue si l'on affecte des capacités hydrauliques décroissantes au fur et à mesure qu'on descend vers l'affinage du traitement.

Par exemple, il serait assez logique de concevoir le stade d'épuration biologique à partir du débit moyen ou du débit maximum de temps sec, de fixer le débit maximum de décantation primaire sur 1,5 ou 2 fois le débit maximum de temps sec et d'attribuer au débit de prétraitement une valeur correspondante à un débit exceptionnel, quinquennal ou décennal.

Pour une même enveloppe budgétaire, dans certains cas, il est préférable de prévoir la nouvelle station revalorisée avec une dégradation dans les capacités hydrauliques successives.

Il serait ainsi possible d'obtenir un coefficient de respect des normes qui serait certainement plus élevé que dans la station du même type où les différents stades de traitement ont été dimensionnés sur la même capacité hydraulique.

11.5 - Diminuer la charge massique des décanteurs secondaires

Le nombre des dysfonctionnements de stations dus à des surcharges hydrauliques ou massiques des décanteurs secondaires est très élevé.

La réduction du flux de matières sèches entrant dans les décanteurs secondaires est certainement un point très important à considérer lors d'une revalorisation de station.

Différents dispositifs sont possibles :

- extension du bassin d'aération qui permet d'avoir une concentration en matières sèches plus faible et de diminuer ainsi la charge massique appliquée au décanteur secondaire (pour une même charge totale alimentant les boues activées),
- modification du schéma hydraulique du bassin d'aération en aménageant l'entrée de l'eau brute plus en aval dans l'écoulement de l'eau,
- autre modification consistant à réaliser une alimentation échelonnée de l'eau brute. Cette disposition permet, lorsque le volume du bassin lui-même est suffisant, d'augmenter le poids total de boues présentes tout en ayant une concentration de boues partant vers le décanteur secondaire faible.

11.6 - Le renforcement des moyens électromécaniques

Ces mesures sont souvent considérées comme triviales. Elles sont pourtant essentielles.

L'importance de ces renforcements a été clairement montrée par les études à partir des modèles de fiabilité des systèmes.

Il faut souvent renforcer les groupes de pompes, en particulier relatifs aux pompes des boues fraîches, à l'alimentation des ateliers de boues et à la recirculation des boues.

Bien souvent, les équipements installés ont des puissances insuffisantes. On peut citer notamment :

-les couples permis par les machines et les appareils de transport, de trituration, de transformation qui ne sont jamais assez puissants,

-les puissances d'oxygénation insuffisantes, qui ne tiennent pas compte de certaines pointes, en particulier lorsqu'il y a des rejets industriels importants, très ponctuels et très soudains.

11.7 - Les galeries techniques

Elles rendent de grands services, tout particulièrement dans les grandes stations.

La dépense correspondante est un peu effrayante et on la refuse souvent ; et pourtant tous les exploitants qui en disposent en sont des partisans convaincus.

Ces galeries procurent une très grande sécurité vis-à-vis de la protection et de l'entretien des équipements.

Il est manifeste qu'à l'étranger, on fait appel bien plus souvent qu'en France à ces galeries techniques et sans en faire une panacée, les facilités d'exploitation qu'elles procurent représentent globalement sans doute une économie au cours des années d'exploitation.

11.8 - Les ouvrages de Génie Civil

Les problèmes que l'on rencontre généralement sont dus à des défauts d'étanchéité ou à des mouvements de terrains (fissures ou inclinaisons inacceptables).

Parfois la gravité des défauts est telle qu'on ne peut faire autrement que de détruire les ouvrages, mais cette pratique ne peut être envisagée que dans les cas désespérés.

Certaines dégradations sont parfois dues à des défauts de calculs ou une sous-estimation des efforts.

La revalorisation des stations est souvent l'occasion d'installer des dispositifs de vidange de certains ouvrages qui avaient été négligés ou considérés comme non nécessaires et que l'expérience montre finalement bien utiles.

De même, il faut souvent procéder à une réfection des chemins de roulement, de façon à assurer la rotation ou la translation correcte des équipements mobiles.

11.9 - Les arrêts pour l'entretien préventif et les pannes

Plusieurs évidences doivent être admises :

11.9.1 - La nécessité de l'entretien

Il faut assurer un entretien. Tout équipement et tout ouvrage quels qu'ils soient doivent être entretenus.

Cette nécessité admise, pour chaque équipement et pour chaque ouvrage, il faut se poser les questions préalables : comment vais-je l'entretenir ? dois-je l'arrêter ? dois-je le vider ?

et si oui, combien de fois par an ?

II.9.2 - Une programmation des arrêts

Toute station doit être périodiquement nettoyée, repeinte et doit donc être arrêtée.

Une politique réaliste des Agences de l'Eau pour le respect des objectifs de qualité des cours d'eau gagnerait sans doute à admettre un pourcentage de risques et des tolérances sur les risques de dysfonctionnement, station par station, suivant leur localisation et leur importance.

On pourrait même envisager une planification des différents arrêts de station pour limiter au mieux les impacts résultant pour les cours d'eau.

II.9.3 - Profiter des périodes de migration

La vie moderne revient progressivement à la transhumance. Chaque année, de 10 à 15 millions de français se rendent aux sports d'hiver et effectuent un séjour au bord de la mer ; cette partie de la population a besoin de 2, voire de 3 stations d'épuration.

Ces périodes de transhumance peuvent être mises à profit pour effectuer les grosses opérations d'entretien nécessitant des arrêts complets de fonctionnement : en choisissant les séquences où les flux de pollution à traiter sont au plus bas.

11.9.5 - Disposer de plusieurs lignes de traitement

Les stations d'épuration qui comprennent plusieurs lignes de traitement peuvent être facilement organisées pour faire face aux pannes et accidents en limitant l'impact sur les flux de pollution rejetés. Pour ce faire, il faut disposer de "banalisations", c'est-à-dire avoir la possibilité de passer du décanteur primaire d'une ligne au bassin d'aération d'une autre ligne, en réutilisant, en croisant les différents étages...

La fiabilité en est grandement améliorée.

Une tendance se développe depuis 5 ans aux Etats-Unis, pour l'utilisation de ce qu'on appelle les "séquences batch reactors" qui sont des systèmes constitués de bassins identiques auxquels on fait accomplir des fonctions alternées.

On peut citer comme exemple : 3 ouvrages identiques utilisés en dénitrification, en aération et nitrification et en clarification. Une utilisation alternée de ces bassins permet d'éviter de faire appel à des équipements mécaniques.

Ce genre de concept de station, malheureusement limité à des capacités faibles, devrait permettre d'améliorer la fiabilité et de faire face aisément à l'arrêt d'une ligne.

III - MODERNISER L'EXPLOITATION

111.1 - Le renforcement des moyens de contrôle et de mesures

L'utilisation des moyens automatiques de contrôle et de mesures va toujours de pair avec une amélioration de la fiabilité des ouvrages.

Aujourd'hui, on peut disposer des compteurs horaires totalisateurs sur toutes les machines tournantes.

Il faut également faire appel aux capteurs en ligne, même si cette approche doit encore être prudente.

Les mesures de débit ne posent plus guère de problèmes.

Il en est de même des mesures de concentration en oxygène dissous.

Les mesures de pression et de turbidité peuvent également être automatisées, moyennant un entretien adapté (il n'est pas normal qu'en 1991, une vingtaine seulement de stations en France soit équipée d'une mesure automatique de la concentration en matières sèches des boues activées).

La mesure du rH ou potentiel redox est encore un peu délicate pour être considérée comme vraiment fiable.

De même il n'est pas très facile de disposer d'une mesure en continu du poids de gâteaux déshydratés dans une station produisant des boues épaissies fraîches.

Dans les procédés par voie anaérobie, il est capital de mettre en œuvre des comptages volumétriques de gaz et des mesures de température. Ces dispositions rendent de très grands services.

La revalorisation des stations d'épuration anciennes va de pair avec le renforcement du laboratoire de mesures, la mise en œuvre de consignateurs de détails des enregistrements de mesure, la télétransmission d'informations.

Ces dispositions permettent simultanément d'effectuer des bilans et de faciliter la gestion, de réduire le personnel d'astreinte ainsi que d'améliorer l'hygiène et les conditions de travail.

111.3 - IA protection et le remplacement des matériels

La revalorisation d'une station consiste fréquemment à réaménager les bâtiments et voiries, à se protéger contre le froid, la chaleur et le bruit.

Il faut veiller également à faire en sorte de mieux protéger les matériels, notamment les équipements électriques, vis-à-vis de la présence de vapeurs nocives ou d'éventuelles projections d'eau.

Les équipements de traitement des boues doivent comporter des accès de démontage et de nettoyage confortables.

Pour illustrer ce domaine d'améliorations possibles, on peut citer l'installation de portes d'accès au bas des digesteurs de boues permettant le passage d'engins de dimensions importantes. En Angleterre et en Allemagne, de telles dispositions sont appliquées couramment depuis 20 ans alors qu'elles ne sont encore qu'exceptionnelles en France aujourd'hui. Après 10 à 12 années de fonctionnement, un digesteur

contient inévitablement une couche de sable qu'il faut éliminer; et l'opération de curage est pratiquement irréalisable sans porte d'accès de largeur suffisante pour permettre l'entrée d'un engin de pelletage.

Il est également très utile de disposer d'un atelier pour effectuer, à l'occasion, des travaux de soudure, tournage, ajustage. Cela permet des dépannages rapides sans faire appel à des entreprises extérieures.

D'autres aménagements doivent être envisagés :

- la suppression des escaliers et des rampes d'accès inconfortables et dangereux,
- pouvoir facilement effectuer le contrôle visuel rapide de la qualité de l'eau et des boues aux principaux stades du traitement et ceci, même lorsque des appareils de contrôle en continu sont installés,
- éviter la formation de mousse en améliorant le profil des circuits hydrauliques ou en installant des dispositifs de rabattement.

111.3 - Motiver et former le personnel d'exploitation

L'état d'esprit et la motivation des exploitants directs sont en étroite liaison avec la qualité des résultats obtenus.

Dans cette optique, il est important que les locaux (bureaux, sanitaires, cuisines...) mis à la disposition du personnel soient confortables et agréables.

Mais il faut veiller à utiliser d'autres atouts pour renforcer la motivation :

tenue régulière et soignée de cahiers d'exploitation. Publication périodique des bilans d'exploitation techniques et financiers,

- pour une équipe d'exploitation toujours un peu isolée dans sa station d'épuration, il est très bénéfique de sentir qu'elle participe à la vie de la collectivité et qu'elle fait un travail utile. Dans ce but, le directeur des services techniques municipaux et les élus doivent souvent venir à la station d'épuration, s'intéresser aux bilans économiques et à l'efficacité du traitement et manifester publiquement aussi souvent que possible l'importance du travail accompli par la station d'épuration.

Dans la même optique, il faut favoriser les contacts entre le personnel d'exploitation de la station et les professionnels de l'eau et de l'épuration. Cette ouverture sur l'extérieur induira des progrès de motivation, de connaissances et des améliorations dans le contrôle et le suivi des installations.

IV - L'AMÉLIORATION DU NIVEAU DE TRAITEMENT

Elle s'accompagne souvent d'une augmentation de la capacité de traitement.

Plusieurs situations types peuvent être distinguées :

IV.1 - L'affinage des eaux épurées

Il s'agit d'obtenir une élimination plus performante des MeS et de la DBO₅.

La solution retenue doit être choisie en fonction des disponibilités de place, des caractéristiques et des variations hydrauliques de l'alimentation en eau usée :

- augmentation de capacité du décanteur secondaire (construction d'un nouveau décanteur secondaire). Elle doit être envisagée dans le cas fréquent où le bon fonctionnement de l'épuration biologique bute sur le manque de capacité de décantation de l'installation.
- mise en œuvre d'un stade de filtration de finition (tertiaire). Ce cas devient relativement fréquent,
- lorsque les eaux à épurer contiennent une proportion importante d'effluents industriels, le stade d'épuration biologique peut être complété par un stage final de séparation des matières en suspension par coagulation-floculation puis décantation ou flottation. Cette possibilité peut être mise en œuvre lorsque les eaux issues du traitement biologique contiennent des matières en suspension très fines et difficilement décantables, phénomène assez fréquent avec les eaux résiduaires industrielles,

- une autre solution consiste à réaliser une alimentation étagée dans le bassin d'aération biologique. Lorsque le volume des bassins est suffisamment grand, il est possible de conserver la même masse de boues en la concentrant en tête du bassin d'aération et en diminuant la concentration de la biomasse en sortie de bassin à l'alimentation du décanteur secondaire.

IV.2 - L'obtention d'une forte réduction de la DBO₅ et d'une nitrification

Trois réponses sont généralement utilisées :

- un prétraitement est particulièrement adapté aux cas où l'effluent à traiter est plus concentré que prévu en pollution biodégradable,

- aux Etats-Unis et en Allemagne, il est fréquent de construire un stade d'épuration par boues activées derrière un premier stade de ce même type. Ces réalisations sont envisagées lorsque le premier stade fonctionne à forte charge ou qu'il est en surcharge ; dans ce cas, le premier stade élimine la pollution carbonée et le second assure la nitrification,

le même principe peut être appliqué par la mise en œuvre de 2 biofiltres en série.



Cette combinaison de 2 réacteurs biologiques paraît tout à fait adaptée à la technique des biofiltres puisque, dans ce cas, il se produit à chaque lavage un remélange des cultures nitrifiantes et des autres types de bactéries.

Lorsqu'on ne vise pas particulièrement une amélioration de l'élimination des MeS mais plutôt une réduction de la DBO₅ et une nitrification, il faut principalement augmenter la masse de houes présentes.

Dans cette optique, on peut augmenter simultanément le volume du bassin d'aération et la surface du décanteur secondaire.

On peut également transformer le bassin d'aération pour que le transit de l'eau se fasse selon le modèle du flux piston. Dans ce cas, il est obligatoire d'augmenter la surface du décanteur secondaire.

Ces modifications sont les plus utilisées aujourd'hui mais la solution de l'avenir semble être le rajout d'un biofiltre nitrificateur en post-traitement de l'installation boues activées décantation secondaire existante.

IV.3 - La dénitrification des eaux épurées

Elle constitue une obligation de la Directive Européenne pour les stations d'épuration situées dans les zones sensibles.

La demande de modifications des ouvrages existants pour les rendre aptes à réaliser la dénitrification des eaux résiduaires est donc importante.

Trois solutions principales peuvent être mises en œuvre :

- un compartimentage ou un séquençage de l'introduction de l'oxygène dans les procédés biologiques à très faible charge, Cette éventualité est possible lorsque la station d'épuration existante est très largement dimensionnée.

- une autre solution consiste à mettre en place des zones associées avec recyclage accéléré à partir du décanteur secondaire mais aussi à partir de la partie aérobie en aval du bassin d'aération,

- il est également possible d'effectuer la dénitrification par l'introduction d'une substance carbonée en aval du décanteur secondaire. Cette solution utilisée dans certains pays n'a encore jamais été réalisée en France. Son principal mérite est de présenter une très grande fiabilité, mais elle est très onéreuse en réactifs.

IV.4 - L'élimination du phosphore

Cette nécessité existe déjà aujourd'hui sur certains sites où il faut lutter contre l'eutrophisation.

Quatre types de traitement peuvent être mis en œuvre :

- déphosphatation simultanée par apport de fer ou d'aluminium directement dans le bassin d'aération. Les phosphates sont éliminés avec les boues en excès,

- lorsqu'on veut obtenir une élimination très poussée, on peut faire appel à une coagulation par polyélectrolytes et à une filtration sur sable, en traitement tertiaire. De telles réalisations existent en Suisse et permettent d'obtenir une

concentration en phosphate proche de 0,2 mg/l dans les eaux épurées,

- il est également possible de réaliser une déphosphatation biologique à partir d'installations de boues activées classiques existantes : agrandissement de la zone aérée du bassin biologique, aménagement des zones en amont associées en anaérobie, mise en place d'un recyclage (dans l'hypothèse où l'on réalise une nitrification combinée).

- déphosphatation dans le décanteur primaire : une partie du débit est mélangée avec les boues secondaires puis est traitée par anoxie-anaérobie dans le décanteur primaire. L'ensemble des boues et du trop-plein du décanteur primaire est réintroduit dans le bassin d'aération. Une hydrolyse très forte du phosphore aussi bien dans les boues que dans la phase liquide est suivie d'une réassimilation poussée du phosphore par les boues.

C'est un procédé qui va sans doute se développer dans les années qui viennent.

IV.5 - Améliorer la qualité des houes

Il est maintenant admis dans la plupart des pays occidentaux que l'amélioration de la qualité des boues est une des premières conditions à l'amélioration de la qualité de l'eau épurée (et particulièrement pour les grandes stations).

Un premier aménagement consiste à réaliser l'épaississement séparé des boues activées et des houes primaires dans les stations à trois stades. Cela se traduit par une amélioration considérable de la sécurité de l'exploitation et de la constance de la qualité de la houe avant son envoi au traitement des boues.

La mise en œuvre d'une digestion anaérobie permet de produire des boues liquides ou solides stockables en plein air. Il est ainsi possible d'attendre la période favorable à l'épandage agricole.

En marge du traitement des houes, il faut également soigner l'élimination des graisses. L'incinération peut être une excellente méthode. Nombreuses sont encore les stations d'épuration où ce problème a été négligé.

IV.6 - Les pollutions particulières

La présence de rejets industriels ou des exigences particulières liées aux caractéristiques du milieu récepteur peuvent être mieux prises en compte à l'occasion d'une revalorisation de stations d'épuration.

C'est le cas des aspects microbiologiques des rejets. Le lagunage constitue une excellente réponse à cette exigence.

Lorsque la présence de métaux lourds perturbe le métabolisme des bactéries épuratrices ou rend les boues résiduaires impropres à leur épandage agricole, il est préférable d'agir à la source dans les sites industriels concernés pour supprimer la cause de ces difficultés.

Il en est généralement de même pour les problèmes de coloration des eaux résiduaires après épuration.



Il est également prévisible que dans l'optique de satisfaire les normes figurant dans les circulaires Européennes et Françaises définissant la potabilité des eaux, il va progressivement falloir se préoccuper d'éliminer des eaux résiduaires, les substances qui subsistent dans les eaux de surface et qui seront indésirables dans les eaux destinées à la distribution d'eau potable.

IV.7 - Des normes de rejets variables

L'impact d'un rejet de pollution est fonction décroissante du débit du cours d'eau récepteur.

Les exigences d'épuration des eaux résiduaires rejetées peuvent donc être très variables dans des cours d'eau où le débit fluctue fortement selon les saisons.

On peut par exemple se poser la question de la nécessité de dénitrifier en permanence un rejet pour lequel l'exigence réelle des cours d'eau récepteurs ne se fait sentir qu'au cours des mois d'été et d'automne lorsque la température est élevée et l'étiage sévère.

Il y a là un important domaine de réflexion pour les Agences de l'Eau.

Une telle pratique suppose que l'on soit capable de déterminer des périodes d'exigences limitées selon les caractéristiques constatées d'un cours d'eau et variables dans le temps.

De telles démarches pragmatiques et expérimentales doivent cependant pouvoir être envisagées.

V - L'IMPACT DE LA STATION SUR SON PROPRE ENVIRONNEMENT

"Une station d'épuration qui a de beaux espaces verts est une station qui fonctionne correctement". Cette boutade se vérifie souvent sur le terrain.

Disposer d'une station propre, agréable, confortable, améliore sans aucun doute la motivation du personnel d'exploitation mais joue également un rôle très favorable auprès des habitants proches des ouvrages concernés.

Il est important de tenir compte de ces aspects psychologiques et sociologiques lorsque l'on revalorise une station d'épuration.

V.1 - Les dispositions architecturales

La couverture de certains ateliers de traitement se généralise : prétraitement, épaissement, déshydratation mécanique des boues.

Il est à noter que les techniques d'oxygénation à l'oxygène pur permettent de mettre en œuvre des ouvrages entièrement couverts et d'évacuer vers l'extérieur des volumes très faibles de gaz. Ces dispositions sont particulièrement favorables à la pratique de la désodorisation d'un réacteur biologique.

Il ne faut pas négliger non plus de chercher à insérer aussi agréablement que possible la station d'épuration dans son site, qu'elle soit enterrée ou surélevée. Les conséquences sur

la pratique de l'exploitation, la rapidité des interventions, les facilités d'accès doivent également être envisagées.

V.2 - Le bruit et les odeurs

Il est maintenant possible de diminuer les émissions de bruits dans une station ou vers le voisinage en enterrant certains appareils, par des capotages ou des levées de terre.

Il est également important pour le personnel d'exploitation et les habitants proches, de prétraiter certaines odeurs ou de désodoriser les postes de dépôtage des matières de vidange et d'extraction de boues primaires et épaissies.

De même, il faut envisager de renouveler les atmosphères polluées par ventilation naturelle ou forcée et par une organisation adéquate des circuits d'air.

V.3 - Informer les citoyens

Il y a trente ans, un maire qui construisait une station d'épuration avait presque honte. Il le faisait parce qu'on lui avait dit de le faire, parce que c'était la condition pour avoir d'autres crédits. On n'en est plus là en 1994 mais il y a encore de gros efforts à faire pour mobiliser l'opinion publique, lui faire comprendre la nécessité de l'épuration après l'assainissement.

Des journées "Portes Ouvertes" constituent un excellent moyen à cette fin.

VI - LA REVALORISATION CONTINUE

Plus rien n'est figé dans notre société moderne. L'éducation, la construction, nos connaissances, doivent être revalorisées en continu. Il en est de même en épuration où il faut revaloriser constamment et penser en dynamique.

Il faut bien admettre qu'en toute logique, lorsque la population d'une agglomération augmente, le niveau de l'épuration

réalisée doit être amélioré. On ne peut se contenter d'augmenter la dimension des ouvrages. Cette obligation est évidemment particulièrement coûteuse.

Par contre, lorsque la population est stable, l'approche est bien différente et la décomposition en tranches horizontales de la station est de loin la plus logique.

VII-LEPASSÉ ETL'AVENIR

Revaloriser une station d'épuration ne consiste pas seulement à déphosphater ou dénitrifier, c'est d'abord moderniser et améliorer les ouvrages et les installations existants : traitement et élimination des boues, maîtrise des pointes de débit et de pollution, amélioration de l'entretien préventif...

Ensuite il faut prévoir l'avenir, même si ce n'est pas une tâche aisée. Lorsque Haussmann a redessiné Paris, lorsque Beaugrand a fait les égouts de Paris, ils avaient un siècle et demi d'avance sur leur temps. Très souvent, nos autoroutes sont saturées cinq ans après leur mise en service.

Il y a beaucoup à apprendre dans les pays qui ont été affrontés de façon plus aigüe que nous au développement de la civilisation industrielle, aux exigences de la population et à la destruction du milieu naturel : Japon, Scandinavie, Suisse.

Pour demain, un grand problème sera posé aux ingénieurs sanitaires : la présence et l'élimination des substances réfractaires non biodégradables et qui, utilisées partout, se retrouvent dans l'eau. Le débat est ouvert et va donner lieu à d'importants développements au cours des prochaines années.

1 - GÉNÉRALITÉS

La bonne programmation des travaux et les prévisions financières sont trop souvent remises en question suite à la mise en évidence trop tardive de problèmes liés à la nature des sols et à la position des nappes phréatiques.

La prise en compte de ces contraintes **doit nécessairement intervenir au stade des avant projets afin** d'éviter des retards d'exécution et les désagréments de tous ordres liés aux plus-values parfois très conséquentes engendrées.

Les sujétions d'interventions concernant les travaux effectués dans l'eau et les fondations dites "spéciales" sont à comprendre dès les premiers chiffrages sommaires dans les prix unitaires des ouvrages de génie civil.

La méthodologie à respecter est résumée ci-dessous :

- description dimensionnelle des ouvrages à implanter, projet d'implantation,
- ces deux premiers éléments permettent de rédiger le cahier des charges de l'étude des sols (sondages de reconnaissance du sol de fondation),
- réalisation de l'étude par sondages et essais de sol,
- relevé topographique du site,
- périmètre d'inondation, cote des plus hautes eaux, relevés piézométriques des nappes.

II - L'ÉTUDE DES SOLS

Elle doit être confiée à un laboratoire agréé en mécanique des sols du secteur public ou du secteur privé. Elle comportera les chapitres suivants :

- investigations de sol,
- essais in situ,

- essais de laboratoire (éventuels),
- rapport avec conclusions interprétées.

L'essentiel des informations sera recueilli par l'intermédiaire de sondages pressiométriques à condition que le nombre et la localisation des sondages aient été correctement effectués.

III - LES DIVERS TYPES DE FONDACTIONS SPÉCIALES

Ce qui suit est très schématique, le lecteur se reportera aux fascicules spécialisés pour plus de précision (normes FOND 72 LPC -document LCPC SETRA pour les pieux, etc.).

Si la résistance mécanique des sols est :

- | | |
|--------------------------------|--|
| supérieure à 1 bar : | pas ou peu de problème
sauf exception |
| comprise entre
0,5 et 1 bar | : il faut approfondir
les études et craindre des
phénomènes de tassement
différentiel |
| inférieure à 0,5 bar : | il faut envisager presque
à coup sûr de réaliser
des fondations spéciales |

Les méthodes sont évoquées par ordre de gravité croissante des problèmes à traiter.

• Préchargement du sol

Une couche est rapportée sur le sol existant afin d'obtenir le compactage désiré.

Le résultat est long à obtenir (un an) et doit être vérifié par des visées topographiques exécutées régulièrement.

• Compactage dynamique

Opération classique réalisée par projection de charges (grutage) ou engin spécialisé.

Nota : ces opérations sont souvent combinées à un drainage préalable pour activer en particulier le tassement des couches rapportées en préchargement.

• Substitution de sols

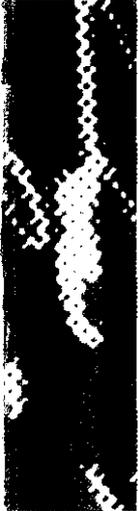
Cette opération consiste à curer les parties de terrains impropres et à les remplacer par des matériaux sablo-graveleux soigneusement compactés (et non par du tout-venant quelconque!). Les hauteurs de couches décapées sont habituellement de 1m SO à 2 m 50.

Nota : cette solution est chère si les nappes sont affleurantes.

• Forage de puits

Lorsqu'il s'agit de chercher le bon sol à quelques mètres de profondeur dans un terrain sans eau, on coule du gros béton dans une excavation descendue sur la couche porteuse résistante. Un maillage classique est 5 m x 5 m.

Nota : cette solution est la plus économique si le terrain est exempt d'eau.



- **Pieux forés**

Lorsque les problèmes deviennent sérieux et en présence d'une nappe, il devient nécessaire de réaliser des pieux à tarière avec tubage provisoire jusqu'au bon sol, le bétonnage est réalisé en tube plongeur.

Pour les diamètres de 50 à 80 cm, les capacités portantes sont de 100 à 250 tonnes.

- **Micropieux**

Ces dispositifs sont habituellement de diamètre 100 - 120 mm, la maille adoptée ainsi que les profondeurs peu-

vent être très variables. Ces micropieux sont provisoirement tubés, réalisés avec armature métallique scellée dans le bon sol par coulis d'injection de ciment sous pression.

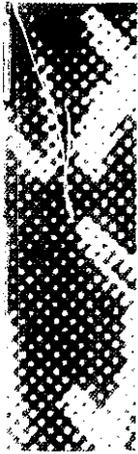
Un micropieu de diamètre 120 mm porte 36 t à 15 m de profondeur.

- **Pieux préfabriqués battus**

Sur de gros chantiers, il est parfois économique d'utiliser des pieux en béton armé ou en acier (pieux PH) qui sont battus à l'aide d'un mouton.

Nota : cette technique est proscrite en zone urbanisée.

IV - LUTTE CONTRE LES VENUES D'EAU



Le pompage de surface est une solution apparemment simple ne nécessitant qu'un puisard et une pompe.

Dans la pratique elle peut se révéler très contraignante et onéreuse du fait de la maintenance et de la surveillance qu'elle exige.

La technique des **pointes filtrantes** est une technique de rabattement de nappe autour d'un ouvrage. Elle nécessite la

réalisation d'un talus et la mise en place de pompages du type air-lift.

La technique des **atardeaux, rideaux de palplanches** battues jusqu'à la couche imperméable minimise les pompages. Elle est par contre très lourde et coûteuse à mettre en place. Sa fiabilité n'est pas à toute épreuve. On préférera toujours **pour des ouvrages type stations d'épuration** des solutions par pieux adaptées au chantier.

V- NOTIONS DE COÛT



Il n'est pas possible d'édicter des règles et de produire des coûts standards compte tenu de la diversité des situations. Cependant on peut citer quelques chiffres avec prudence :

- surcoût d'un réseau de micropieux pour des ouvrages du type bassin d'aération ou clarificateur de 15 à 20 % du coût de Génie Civil d'un ouvrage simple,
- coût moyen d'un pieu de 15 m entre 8 000 et 10 000 francs,
- substitution de sols : environ 150 F/m³ pour décapage de 1 m 50 - 2 m.

LES ODEURS EMISES PAR LES STATIONS D'EPURATION

Données générales sur les procédés de prévention et de désodorisation

I - AVANT-PROPOS : LES CAUSES DE MAUVAISES ODEURS

La collecte et le traitement des eaux résiduaires urbaines et industrielles sont fréquemment à l'origine de nuisances olfactives.

Chargées en matières organiques particulières et dissoutes, en composés azotés (dont l'ammoniaque) et phosphorés, les eaux usées peuvent en effet induire directement ou indirectement par l'intermédiaire de leurs sous produits d'épuration (graisses et boues), la formation d'odeurs désagréables suivant un processus biologique de fermentation anaérobie bien connu qui se déclenche en milieu réducteur.

On assiste, ces dernières années, à une augmentation très sensible des problèmes de nuisances olfactives générées par les ouvrages d'épuration. Bien que ces nuisances aient toujours existé, plusieurs raisons peuvent expliquer l'attention plus grande qui leur est portée, actuellement :

-le voisinage des stations d'épuration s'est urbanisé depuis leur construction par suite de l'extension des villes vers leur périphérie,

les populations deviennent plus attentives à leur cadre de vie et réagissent rapidement à toute forme de nuisance,

-la modification de la structure des réseaux, de plus en plus longs, et parfois la modification de la qualité des effluents (apports de rejets industriels) favorisent la formation de composés odorants dans les canalisations qui dégagent au niveau de la station d'épuration,

- la surcharge en pollution pour certaines stations d'épuration entraîne souvent un dysfonctionnement du traitement biologique des effluents et une saturation des installations de traitement des boues à l'origine de nuisances olfactives.

Sur la base d'une enquête récente réalisée par le Ministère de l'Environnement Allemand, on peut estimer que dans la pratique les principales causes de mauvaises odeurs peuvent être attribuées :

-pour 30 à 40 %, à des facteurs externes difficilement maîtrisables inhérents à la nature même des effluents domestiques chargés en matières organiques très biodégradables recevant de surcroît parfois des rejets industriels malodorants. Les processus de fermentations anaérobies qui se produisent inévitablement dans les réseaux d'assainissement lorsque les temps de séjours des effluents sont longs et la température élevée, provoquent le dégagement de gaz malodorants,

-pour 60 à 70 %, à des facteurs internes liés à des erreurs d'exploitation aussi bien du réseau que de la station, à la conception inadaptée ou au dimensionnement insuffisant de certains postes de traitement des filières eau et boues et souvent à la surcharge en pollution de la station occasionnant le dysfonctionnement de certains stades du traitement.

II - LES SOURCES D'ODEURS EN TRAITEMENT D'EAU

Le classement des sources d'odeurs par ordre d'importance est difficile. Il s'avère que chaque cas est spécifique. On doit considérer cependant que les principales sources de nuisances olfactives en épuration doivent être attribuées :

-aux postes de relèvement en réseau et en tête de station qui sont des lieux privilégiés de fermentation,

-aux prétraitements à la station d'épuration dans leur ensemble par suite de la mise en atmosphère des polluants gazeux produits dans l'égout et de la fermentation des refus de dégrillage, des graisses, etc...,

-au dépotage des matières de vidange,

- à la filière de traitement des boues, notamment au niveau des puits à boues, de l'épaississement gravitaire, du conditionnement (surtout lorsqu'il est réalisé par voie thermique)

et de la déshydratation mécanique (local de filtration ou centrifugation).

Les nuisances dues au traitement proprement dit des effluents domestiques sont de moindre importance sans être négligeables pour autant. Des émissions malodorantes peuvent en effet être notées au niveau des puits à boues des décanteurs primaires et à degré moindre, des clarificateurs. Par ailleurs, si l'odeur des bassins d'aération a été toujours tenue pour faible, il n'en est pas de même des lits bactériens qui sont souvent à l'origine de nuisances olfactives importantes. Des risques de fermentation existent aussi en dénitrification lorsque la zone anoxique est trop largement dimensionnée et le brassage insuffisant (formation de dépôts).

III- LES DIVERSES CATÉGORIES DE COMPOSÉS ODORANTS GÉNÉRÉS

Les sources malodorantes contiennent une multitude de variétés de composés. On constate cependant que les composés soufrés constituent la majorité des molécules olfactives rencontrées sur les stations d'épuration et les réseaux de collecte des effluents domestiques. Il s'agit de mercaptans (méthyl mercaptan CH_3SH), de sulfures (diméthylsulfure $(\text{CH}_3)_2\text{S}$) et disulfures organiques (diméthylsulfure $(\text{CH}_3)_2\text{S}_2$) et surtout d'hydrogène sulfuré (H_2S), composé qui est de loin le plus concentré à tous les niveaux. Sa formation résulte de la réduction des sulfates par des bactéries sulfato-réductrices et la rupture de molécules organiques contenant du soufre.

Les composés azotés (ammoniac, amines, essentiellement diéthylamines et triméthylamines, indole et scatole) sont présents également mais de façon plus discrète. On retrouve par exemple de l'azote organique dans les postes de relèvement lorsque les temps de séjour en amont sont élevés. Les plus fortes concentrations en composés organiques azotés sont détectées au cours de l'épaississement des boues et

pendant la déshydratation mécanique. L'ajout de chaux pendant l'épaississement ou pour la stabilisation des boues déshydratées a tendance à favoriser le dégazage d'amines et surtout d'ammoniac par élévation du pH.

En ce qui concerne les autres familles de composés odorants comme les acides organiques, les aldéhydes et les cétones, elles sont présentes généralement à l'état de traces et apparaissent en forte concentration dans des cas bien particuliers comme par exemple le traitement thermique des boues ou la digestion anaérobie.

Notons enfin que la présence de composés soufrés ou azotés dans l'atmosphère des ouvrages de tête d'une station d'épuration est en relation directe avec la qualité des effluents domestiques entrant dans la chaîne de traitement.

Le tableau ci-dessous résumant les caractéristiques des effluents domestiques bruts montre que la teneur en azote est assez stable en général et que les teneurs en sulfures sont très variables.

Concentrations	NTK mgN/l	NH_4^+ mgN/l	N Org. mgN/l	S^{2-} mg/l	pH	E/H ₂ mV	T °C
Moyenne	57.4	44.4	13.2	0.99	7.6	104	22.9
Maximum	80.5	60	20.5	3.90	8.15	353	26
Minimum	48.8	31	9	0.03	7.2	-260	17.9

Caractéristiques analytiques d'eaux usées domestiques

Un pH plutôt faible (moins de 7,5) par rapport à la moyenne, combiné à une température élevée et un potentiel redox faible (négatif) correspondent à des teneurs élevées en composés

soufrés dans l'air. Un pH élevé (plus de 8,1) semble favoriser le dégazage de l'azote organique.

IV- ÉBAUCHE D'UNE MÉTHODOLOGIE POUR LA LUTTE CONTRE LES ODEURS

Le phénomène "odeurs" est suffisamment complexe dans sa nature pour justifier la plus grande prudence dans l'élaboration des solutions et dans les garanties données. Ceci d'autant plus que si une solution est toujours technologiquement possible (ne serait-ce qu'une couverture totale et une cascade de laveurs), elle ne l'est pas toujours économiquement parlant. La recherche d'une solution économique implique une connaissance aussi complète que possible des phénomènes.

IV.1 - Une étude qualitative et si possible quantitative de l'odeur est indispensable dans un premier temps. Même si

les méthodes de mesure (qu'elles soient olfactives ou analytiques) restent incomplètes et pas toujours très précises, leur utilité dans la définition du problème et l'élaboration de la solution ou des solutions est indiscutable. En particulier, cette enquête révélera la contribution relative de chaque source à l'odeur globale dans l'environnement, qui ne correspond pas toujours à la contribution relative sur le site, ne serait-ce que pour des questions de hauteur d'émission. La détermination analytique permet en outre de connaître les grandes familles de polluants concernés, et de déterminer s'il faut combattre une de ces familles plus particulièrement ou au contraire essayer de traiter tout le spectre.

IV.2 - Dans la lutte contre les odeurs, des mesures d'ordre préventif devront dans un second temps être mises en œuvre.

Cette prévention qui joue à différents niveaux, consiste :

- à éviter que les odeurs ne se forment,
- à limiter les émissions gazeuses soit par une action sur les conditions d'émission, soit en traitant la phase liquide,
- à empêcher que les odeurs éventuelles ne se propagent.

La lutte contre la formation des odeurs est à l'évidence le stade initial. En matière de station d'épuration, cette action commence dès le choix des procédés et des technologies. Il convient de privilégier les procédés aérobies (aération, flottation, ...) avec des technologies où les temps de séjour de l'eau et des résidus, en anaérobiose, sont les plus courts possibles (par exemple : décantation lamellaire en traitement primaire). Comme les odeurs résultent du transport de molécules odorantes dans les gaz, il convient de réduire les transferts de gaz à l'atmosphère en mettant en œuvre des techniques où les surfaces d'échange sont réduites au minimum compatible avec une bonne efficacité épuratoire (regroupement du dessablage et du déshuilage, décantation lamellaire, emploi de cuves d'aération profondes). Dans le même ordre d'idées, là où l'aération des eaux s'impose, il faut privilégier les dispositifs à débits d'air faibles (emploi de fines bulles et d'aérations à haut rendement) et, où les risques d'aérosols sont quasi nuls (éviction des aérateurs de surface).

La limitation des émissions gazeuses est une démarche logique qui peut être entreprise par une action sur les conditions d'émission basée sur une conception technologique appropriée des ouvrages et une exploitation rationnelle. Elle consiste à respecter certaines règles simples (dont la réalisation n'est bien sûr pas toujours possible sur une installation existante) comme : la limitation des chutes et autres lieux de dégazage, l'alimentation aussi continue que possible, en particulier sur les épaisseurs, l'extraction fréquente et régulière des boues, la limitation des temps de séjour dans les ouvrages, etc...

La limitation des émissions peut aussi être réalisée par un **traitement de la phase liquide** pour en éliminer les substances susceptibles de se dégager.

Les possibilités réelles d'action sont le chaulage (cas des épaisseurs), l'ajout d'agents chimiques (eau de Javel) et surtout l'emploi de réactifs oxydants (oxygène et eau oxygénée). L'oxydation en phase liquide donne de très bons résultats au plan pratique à condition d'opérer dans des conditions bien déterminées pour ce qui relève des temps de réaction, du point d'injection et du dosage d'oxydant à mettre en œuvre. Cette technique convient parfaitement pour éliminer les odeurs au prétraitement dues à un égout putride (l'oxydation des sulfures étant effectuée obligatoirement 20 à 30 minutes en amont) ; mais elle n'est à notre avis absolument pas adaptée pour traiter par exemple un décanteur ou un épaisseur en fermentation continue.

La lutte **contre la propagation des odeurs** complète les mesures précédentes car, compte tenu de la nature des eaux usées, le risque de formation des odeurs ne peut être totalement éliminé. Pour l'essentiel, cette lutte est assurée par des actions de confinement :

- confinement des réseaux, tout d'abord, où autant que faire se peut, les fluides à risques d'odeurs (boues, filtrat, eaux brutes, ...) sont véhiculés dans des réseaux fermés et sous pression,
- confinement des ouvrages à haut risque, c'est-à-dire pour l'essentiel, la mise sous abri ou couverture, d'une part des ouvrages de réception et de prétraitement et d'autre part, des ouvrages de traitement des boues (épaisseurs, locaux de déshydratation mécanique).

Il est indispensable par ailleurs, pour limiter les risques de nuisances, de regrouper les ouvrages d'accueil des résidus amenés par camion (fosses de dépotage des matières de vidange par exemple) avec les ouvrages d'entrée et de prétraitement. On limite ainsi le nombre et l'étendue des points où seront recueillis et stockés avant évacuation, les résidus extraits des eaux ainsi que le volume confiné, ce qui améliore l'économie du projet.

Les mesures préventives ou passives ne peuvent interdire malheureusement, à elles seules, la formation d'odeurs. L'élimination des odeurs nécessite alors des **mesures d'ordre curatif comme le traitement des gaz**, après prélèvement.

Les gaz malodorants seront confinés dans des volumes réservés au dessus des ouvrages de traitement considérés comme sources d'odeurs importantes (ouvrages entrée et de prétraitement, installations de traitement des boues). D'une façon générale, on procède par mise en dépression des postes de traitement ou des locaux. Pour assurer, à la fois, la protection du personnel d'exploitation et la pérennité du matériel contre la corrosion, les volumes de confinement seront ventilés.

Les taux de ventilation pratiqués à l'heure actuelle sont donnés dans le tableau ci-après.

Poste de traitement ou local	Taux de ventilation moyen	Taux de ventilation maximum
Poste de relèvement	4	6
Prétraitements	3.2	9
Décanteurs primaires	3.3	6
Traitement biologique	1	2.4
Epaisseur	6	10.8
Presse à boue	6	9.5
Centrifugation des boues	1	1
Stockage des boues	4.4	6

Taux de ventilation pour les principaux postes d'une chaîne de traitement de l'eau et des boues,

L'air de ventilation extrait sera ensuite traité avant d'être rejeté à l'atmosphère. De nombreuses possibilités existent en ce qui concerne le mode de traitement de ces gaz. Le choix du procédé le mieux adapté est fonction des volumes d'air à traiter et de l'efficacité attendue. Les coûts sont souvent très variables.

Il est difficile de donner des règles absolues, mais on retiendra cependant que :

- **la combustion**, coûteuse de par la nécessité de chauffer toute la masse d'air, s'applique à des petits débits très pollués (quelques centaines de m³/h). Par contre, dans la mesure où des unités d'incinération ou des chaudières existent à proximité, on essaiera de les alimenter autant que possible avec de l'air pollué, plutôt qu'avec de l'air pur prélevé à l'extérieur,
- **l'adsorption**, coûteuse de par les frais du matériau (charbon actif généralement) s'applique à des débits peu pollués et de moyenne importance à cause des grandes surfaces de filtration nécessaires (en général pas plus de 3000 m³/h). Le traitement de la pollution de caractère organique est un cas plus favorable que celui de polluants du type hydrogène sulfuré ou ammoniac, bien que l'imprégnation résolve partiellement les problèmes,
- **l'absorption** par voie humide s'applique à de forts débits moyennement ou fortement pollués. On peut même travailler avec de faibles débits grâce à des techniques rudimentaires, mais en général le domaine d'application du lavage commence vers 3000 m³/h. Aux forts débits, c'est la seule solution viable.

Le lavage de gaz nous paraît donc la solution la plus générale, mais il reste un choix à faire entre les diverses techniques de contact gaz-liquide et les diverses liqueurs de lavages (qui nécessite souvent une étude sur pilote). Le nombre d'étages doit en outre être déterminé.

Le traitement de désodorisation le plus utilisé consiste à neutraliser les émissions malodorantes telles que celles

liées à l'hydrogène sulfuré, aux mercaptans, sulfures plus ou moins complexes et à l'ammoniac... par la mise en œuvre d'un **procédé de lavage chimique par solution oxydante**.

Le traitement de lavage des gaz est réalisé en plusieurs étapes successives :

- élimination de l'ammoniac par action d'une solution d'acide sulfurique,
- oxydation des produits soufrés par une solution d'eau de Javel (NaOCl) qui peut être produite par électrolyse. La génération de l'hypochlorite de sodium est assurée à partir d'une solution saline recirculée à travers des cellules d'électrolyse (procédé WEMCO-PEPCON),
- neutralisation finale à la soude.

La chaîne de prétraitement comporte parfois en finition un lavage des gaz par une solution à l'eau additionnée de thio-sulfate de façon à réduire, si nécessaire, les teneurs en produits ammoniacés et soufrés et assurer un rinçage final pour l'élimination des odeurs de chlore résiduel.

Enfin, le procédé peut comporter une étape de traitement supplémentaire consistant en un lavage à l'eau ozonée, en phase acide, intercalé entre le lavage à l'eau chlorée et le rinçage qui affine la réduction des produits soufrés.

On peut tabler sur des taux d'efficacité compris entre 95 et 99, X % en fonction des concentrations et des natures de polluants pour l'air traité rejeté à l'atmosphère.

La figure 1 montre le schéma de principe de l'installation de désodorisation chimique des gaz de la station d'épuration de Monaco.

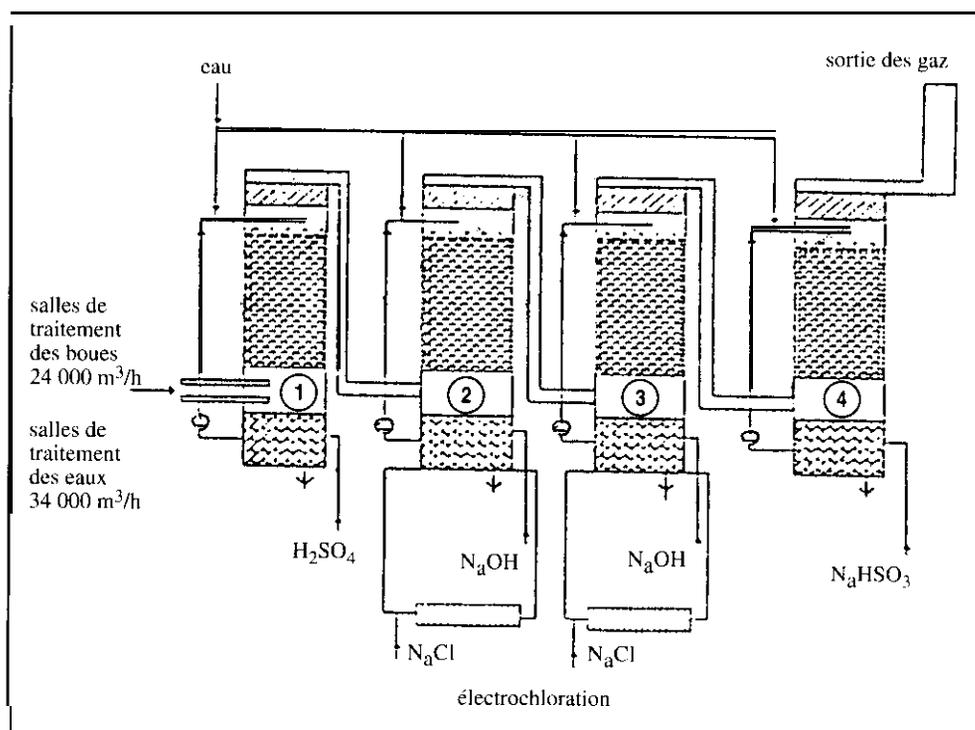


Fig. 1 Schéma de principe du traitement chimique de désodorisation des gaz, à la station d'épuration des eaux résiduaires de Monaco.

La désodorisation biologique sur lit de tourbe. Elle est réalisable en biofiltre ou en biolaveur. Les biofiltres industriels, utilisés en stations d'épuration, ont les caractéristiques principales suivantes :

– charge superficielle de filtration comprise entre 100 et 200 m³/m².h,

– support bactérien filtrant diversifié : compost, tourbe, écorce, charbon...,

hauteur de matériau filtrant inférieure à 1 m,

temps de séjour dans le lit filtrant compris entre 20 et 40 s,

apport d'un complément nutritionnel en carbone, azote et phosphore ainsi que d'humidité

La figure 2 montre le schéma de principe de ce procédé (Martin, 1984).

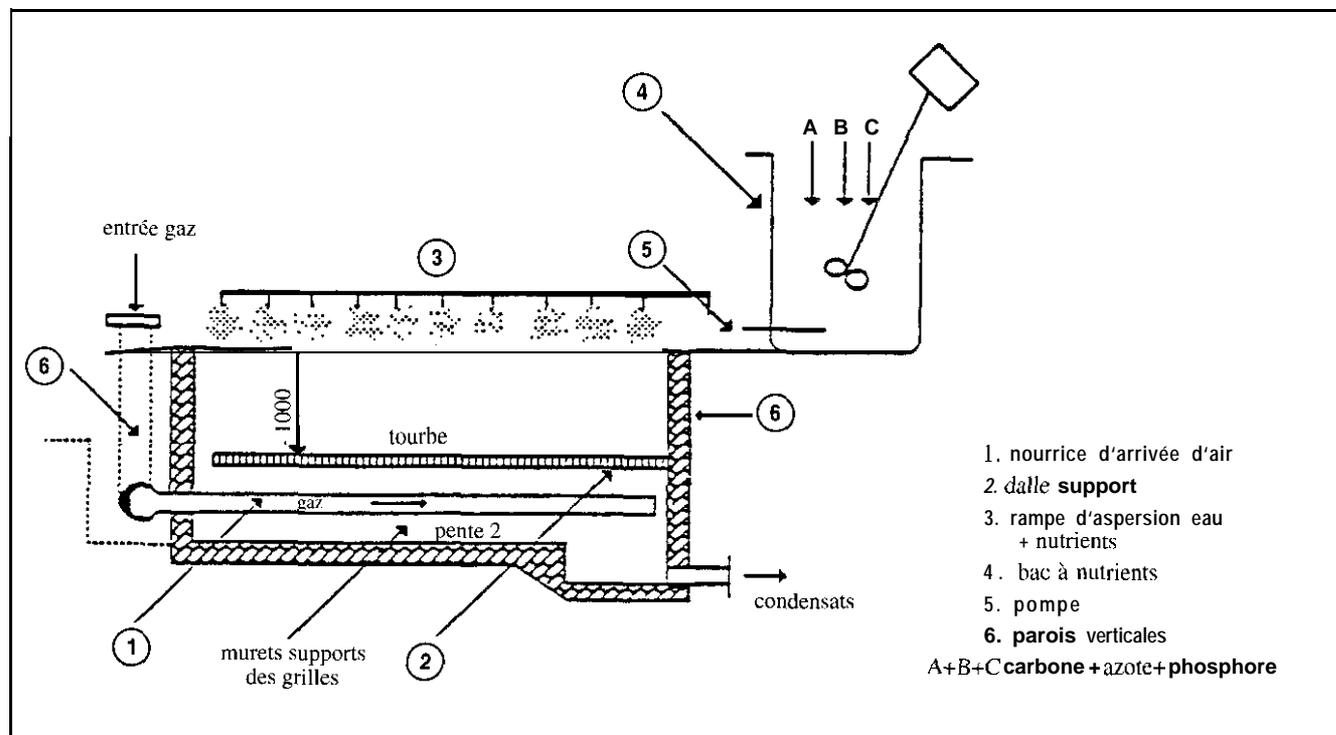


Fig. 2 Schéma de principe de la biodésodorisation sur lit de tourbe.

Le tableau 1 montre les rendements d'élimination obtenus sur les principales familles de composés malodorants.

Composés	Amont lit de tourbe	Aval lit de tourbe	Rendement %
Sulfures totaux mg H ₂ S/m ³	4.10	0,02	98.7
Sulfure d'Hydrogène mg/m ³	3,30	< 0,01	> 99
Methyl Mercaptan mg/m ³	1.07	< 0,01	> 99
Dimethyl Sulfure mg/m ³	< 0,03	< 0,03	
Ammoniac mg N/m ³	1.20	0.02	98.3
Azote Organique mg N/m ³	0,20	0,01	95,0
Olfactométrie			
Seuil olfactif en unité d'odeur	4064	154	964
Standard par m ³ d'air			

Tableau 1 : bilan de fonctionnement sur 24 h sur le traitement de biodésodorisation de Carry Sausset en août 1988

Sur le plan économique, on peut considérer que la biodésodorisation sur lit de tourbe est le traitement le plus économique en station d'épuration pour des débits d'air à traiter, inférieurs à 15 000 N m³/h. Pour 6000 N m³/h par

exemple, son coût de fonctionnement est 5 fois moins élevé que celui de la désodorisation physico-chimique en laveurs et son coût d'investissement est légèrement plus faible.

1 - FORMATION

1.1 - Lignes directrices d'un projet de formation

1 - Réalité du besoin

Le besoin de formation à la base est plus que réel, il est urgent. Les petites et moyennes stations représentent la grosse majorité du nombre des stations construites. Bien que ne représentant pas les flux prépondérants de pollution, leur dispersion sur le territoire aggravée par la faiblesse relative des résultats obtenus constitue un risque non négligeable pour l'environnement et la Santé Publique.

Bien plus encore, le patrimoine représenté par ces ouvrages se déprécie rapidement faute de moyens suffisants consacrés à leur entretien.

Un premier obstacle majeur qui devra être levé concerne le manque de motivation des élus locaux pour lesquels l'investissement de la station d'épuration n'est pas toujours considéré à sa juste importance. Avant même de parler de formation professionnelle des exécutants, il serait du plus grand intérêt d'informer les responsables locaux et de leur faire prendre conscience de l'importance de ces problèmes.

2 - Définition du besoin

L'exploitation d'une station d'épuration devient un métier spécialisé à partir du moment où la compréhension des phénomènes biologiques devient nécessaire à la conduite des installations.

Le problème se pose dans les termes suivants :

très petites stations - filières de type primaire.

Aucune compétence particulière n'est requise en dehors de notions sommaires d'entretien mécanique.

-lagunes naturelles - entretien quotidien.

Aucune compétence particulière n'est requise.

-filières d'épuration biologique par biomasse fixée lits bactériens disques biologiques.

- compétence en électro-mécanique,
- compréhension sommaire des phénomènes biologiques.

-filières d'épuration biologique par biomasse libre aération prolongée -boues activées moyenne charge.

- compétence en électro-mécanique,
- début de compétence en automatique,
- compréhension des phénomènes biologiques.

-filières d'épuration complexes - épuration tertiaire physico-chimique après un étage biologique.

- compétence en électro-mécanique,
- compétence en automatique,
- *excellente compréhension des phénomènes biologiques complexes tels que nitrification dénitrification,
- *connaissance approfondie de l'épuration physico-chimique.

En fait, le créneau concerné correspond aux deux classes d'installations les plus représentées :

- conduite des lits bactériens et biodisques,
- conduite des boues activées de petite taille.

Les stations à boues activées représentent un cas un peu particulier en ce sens que leur exploitation se complique lorsque l'on passe de l'aération prolongée à la forte charge.

En aération prolongée, dans de bonnes conditions hydrauliques, la conduite de la station reste une affaire simple. En moyenne charge, et pour peu que les conditions extérieures à la station soient dégradées (nature des effluents, variations de charges hydrauliques et organiques, etc...) la conduite peut devenir extrêmement difficile. Ces réalités éclairent d'ailleurs les constatations effectuées sur le fonctionnement des installations qui tendent à prouver que la filière à boues activées moyenne charge n'est pas adaptée aux petites collectivités.

Pour résumer ce qui précède, nous suggérons de considérer que dès qu'il s'agit de conduire l'exploitation d'une filière biologique, il est nécessaire que le personnel pressenti :

- ait reçu une formation initiale spécialisée,
- ou à défaut, soit capable d'acquérir cette spécialisation dans le cadre d'une formation professionnelle continue.

Il s'agit en fait de déterminer les besoins en main d'œuvre par rapport à des classes de complexité des stations d'épuration en tenant compte :

- de la taille en équivalent-habitants,
- de la complexité des installations,
- des tâches particulières au responsable de l'exploitation,
- de l'importance du personnel subordonné.

On pourrait ainsi proposer quatre niveaux de compétence distribués dans trois classes de taille d'installations :

- communes rurales : personnel de 1^{er} niveau
- employé communal polyvalent bénéficiant d'une formation continue sur le site de son installation (SATESE CNFPT)

-communes de 2000 à 10 000 habitants : personnel de 1, 2 et 3^e niveau

- responsable de l'assainissement technicien niveau DUT, BTS (3^e niveau) ayant reçu un commencement de formation spécialisée

- équipe technique formée d'un électromécanicien diplômé (2^e niveau) et d'un agent d'exécution (1^{er} niveau)

villes moyennes et grandes : personnel de 1, 2, 3, et 4^e niveau

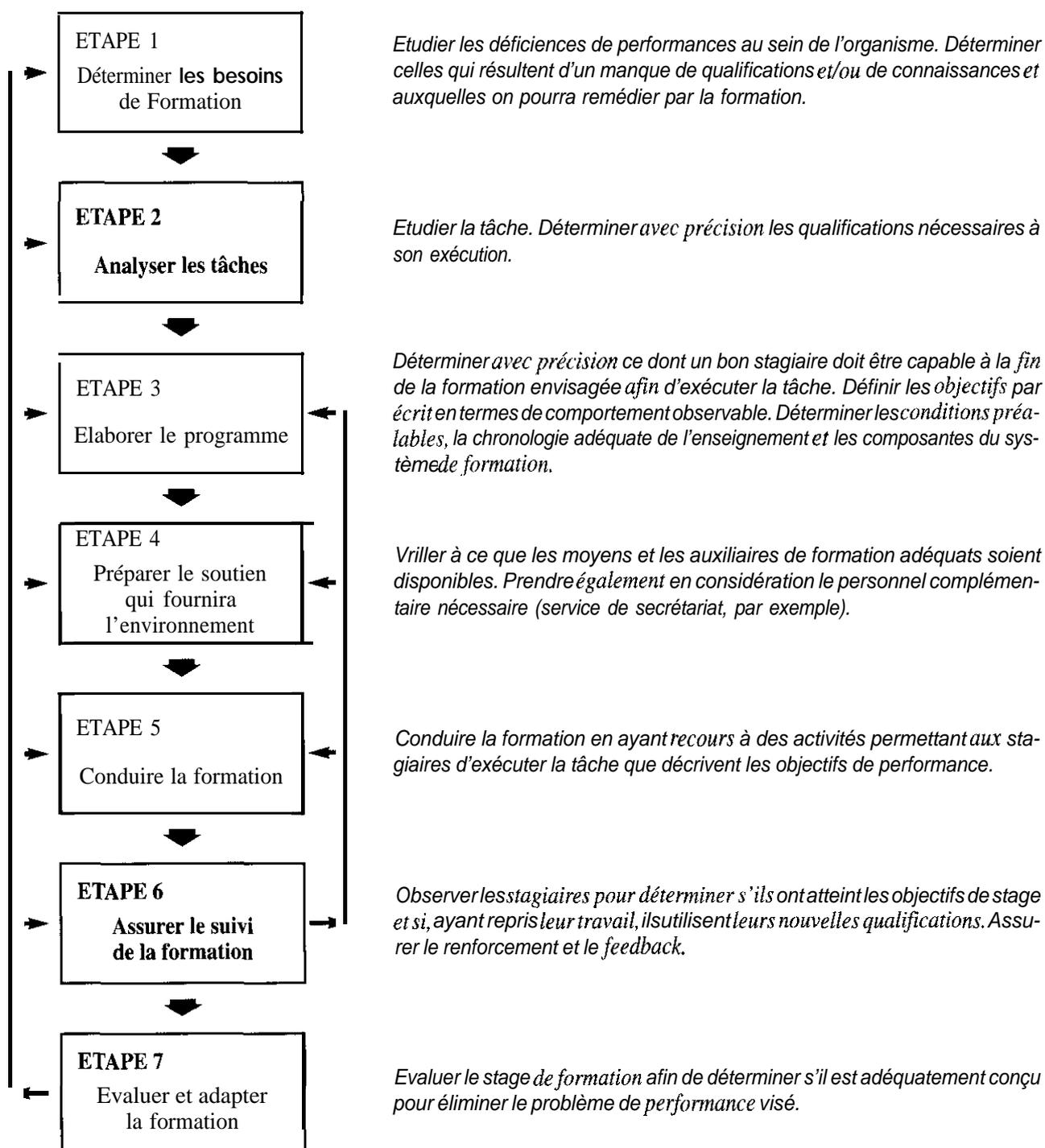
- cadre responsable de l'assainissement ou chef de grande station de formation ingénieur ou maîtrise spécialisée (niveau 4)

- responsables techniques (niveau 3)

- équipes techniques (niveau 1 et 2)

On peut regretter que les établissements secondaires ou supérieurs qui dispensent des enseignements spécialisés de qualité autorisant un recrutement assez large pour pourvoir les postes niveaux 2 et 3, soient **trop peu** nombreux.

APPROCHE SYSTEMATIQUE



1.2 - Ebauche de profil et grandes lignes du programme

1 - Définition et cadre général de l'activité

L'ouvrier professionnel ou le technicien agent de conduite sur une petite ou moyenne station d'épuration est responsable au sens large de son exploitation correcte au plan technique comme au plan économique. Le but à atteindre est de rentabiliser un investissement réalisé par la collectivité dans le souci de protéger le milieu naturel et la santé publique.

Les critères de réussite sont de trois ordres :

- obtenir les performances épuratoires du cahier des charges,
- assurer la pérennité des installations,
- optimiser le coût de fonctionnement de l'épuration.

La formation de base de l'agent d'exploitation sera orientée vers les métiers de la mécanique - électro-mécanique, mais le postulant devra obligatoirement faire preuve d'une grande ouverture d'esprit pour acquérir les connaissances complémentaires indispensables en chimie, biochimie et biologie. Il devra faire preuve d'un intérêt réel pour la protection de la nature et d'un grand sens des responsabilités, car sa mission touche à la Santé Publique.

L'exploitant de station reçoit une formation pluridisciplinaire diversifiée qui doit lui permettre d'accomplir efficacement les tâches multiples qui lui incombent :

- surveillance des eaux usées et traitées,
- réglage des paramètres de fonctionnement de l'épuration primaire et biologique,
- contrôle des appareillages,
- réglages de fonctionnement des appareillages électro-mécaniques,
- entretien électro-mécanique,
- présentation des résultats d'exploitation,
- réparations courantes,
- gestion élémentaire.

2 - Connaissances générales

L'exploitant doit être conscient que son travail est d'intérêt public, il doit donc recevoir un enseignement général sur la protection de l'environnement, le Droit de l'Eau, les mécanismes de dégradation du milieu naturel par la pollution, la caractérisation de la pollution des eaux, l'élimination des déchets et boues résiduelles de l'épuration.

L'exploitant doit gérer le budget de fonctionnement de sa station, il doit recevoir des notions simples d'économie et de gestion.

L'exploitant doit rendre compte clairement du fonctionnement de la station. Il doit recevoir un enseignement général portant sur l'expression écrite, les calculs mathématiques (unités, rendements, etc...) et l'expression graphique des résultats.

Une initiation à l'utilisation de la micro-informatique se révèle aujourd'hui un complément précieux à toute formation.

3 - Connaissances spécialisées en épuration

L'exploitant doit être à même de comprendre les principes de l'épuration mis en application sur les petites et moyennes installations :

- relevage des effluents,
- prétraitements : dégrillage, dessablage, déshuilage,
- épuration primaire : décantation,
- épuration secondaire par voie biologique :
 - lits bactériens biodisques,
 - boues activées,
- épaissement, stabilisation et stockage des boues,
- déshydratation ou épandage de boues.

L'exploitant doit connaître les technologies correspondant aux principes mis en œuvre.

L'exploitant doit connaître les paramètres de fonctionnement des divers stades de l'épuration et des boues résiduelles, savoir les contrôler et afficher les réglages appropriés.

Cette compétence devra être particulièrement affirmée pour la conduite des installations suivantes :

• boues activées

- contrôle du niveau d'oxygénation et réglage des cycles d'aération,
- contrôle du taux de biomasse active et réglage des extractions et de la recirculation,
- contrôle des qualités biologiques de la biomasse, examen macro et microscopique des boues activées,
- contrôle des qualités de décantabilité des boues, maîtrise de la clarification finale.

• digestion anaérobie des boues

- contrôle de la température, de la production de gaz, des conditions réactionnelles, de la réduction de la matière organique.

• déshydratation des boues

- maîtrise du conditionnement chimique,
- optimisation du fonctionnement des appareillages de déshydratation.

• élimination finale des boues

- dialogue avec les milieux agricoles en cas de valorisation par cette voie.

4 - Connaissances en électro-mécanique et automatique

L'exploitant de petites et moyennes installations doit absolument avoir une compétence importante dans ce domaine. Dans tous les cas, on préférera initier un bon électro-mécanicien à l'épuration biologique plutôt que l'inverse.

II - HYGIENE ET SÉCURITÉ

Il paraît difficile de traiter convenablement ce sujet essentiel en quelques pages, c'est pourquoi nous renvoyons au document édité en 1987 par le Ministère de l'Environnement: "Hygiène et sécurité des personnels des stations d'épuration".

Nous insisterons simplement sur le fait que la parfaite protection des personnels exploitants est une nécessité et correspond à l'adoption de mesures et au respect de règles qui induisent des coûts non négligeables au même titre que la lutte contre les nuisances olfactives et le bruit.

III - ASSAINISSEMENT ET ÉNERGIE

Le poste correspondant aux dépenses énergétiques est un des postes clés d'établissement du budget de fonctionnement. Un ordre de grandeur habituel est de 25 % -30 %.

Diverses études ont été consacrées à ce problème et publiées sous l'égide du Ministère de l'Environnement. En particulier, le document "Assainissement et énergie" de juin 1987.

Si l'optimisation énergétique du fonctionnement des stations d'épuration est un but à poursuivre sans relâche, la prise en compte du critère énergie dans le choix d'une filière d'épuration devient un peu plus secondaire dans la mesure où l'obtention de niveaux de traitement élevés sur la pollution carbonée et la pollution azotée est couramment exigée.

Une technique s'impose très largement pour l'instant, il s'agit de l'épuration biologique par boues activées à faible charge et de ce fait le débat sur la consommation énergétique théorique n'est plus d'actualité. Par contre, il reste bien des progrès à accomplir dans la pratique de l'assainissement pour optimiser la dépense énergétique. Les progrès seront liés :

- à l'apport réalisé en équipements de mesures de toutes natures,
- à la mise en place de système de régulations de plus en plus performants,
- à la meilleure formation des personnels dans les domaines :
 - des capteurs,
 - des automatismes,
 - de la gestion des équipements,
 - de l'informatique.

SONT *DEJA* PARUS DANS LA *COLLECTION* DES CAHIERS TECHNIQUES INTER-AGENCES

N°	TITRE	PRIX	N°	TITRE	PRIX
1	Les élus locaux et l'assainissement (1991)	150 F	16	Fiches descriptives des méthodes d'analyses de l'eau normalisées AFNOR (1993)	100 F
2	l'épuration par biofiltration Premiers constats (1991) -Epuisé	100 F	17	Bio essais et bio indicateurs de toxicité dans les milieux naturels (1993)	120F
3	Réduction de l'azote et du phosphore contenus dans les eaux résiduaires urbaines (1993)	150 F	18	Evaluation de banques de données relatives aux substances toxiques (1993)	160F
4	Epuration par infiltration-percolation Aspects réglementaires liés aux rejets dans le milieu souterrain (Réédition 1993)	100 F	19	Fonctionnement des filtres biologiques de la station d'épuration de Bouc-Bel-Air (1993)	100 F
5	Dégradation des ouvrages en béton utilisés en assainissement autonome (Réédition 1993)	100 F	20	Fonctionnement des filtres biologiques de la station d'épuration de Gréoux-les-Bains (1993)	100 F
6	Epuration par bassin d'infiltration : suivi des performances de la station de Fontette [Aube] (Réédition 1993)	100 F	21	Fonctionnement des filtres biologiques de la station d'épuration de Grimaud (1993)	100 F
7	Etudes préliminaires à l'implantation des dispositifs d'épuration par infiltration-percolation (1993)	100 F	22	Etudes qualitative et quantitative des sources diffuses de mercure (1993)	100 F
8	Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration-percolation (1993)	100 F	23	Recherche et quantification des paramètres caractéristiques de l'Equivalent-Habitant : étude bibliographique (1993)	150F
9	Epuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation Etat de l'art et études de cas (1993)	100 F	24	Etude bibliographique de l'impact des aménagements sur les capacités auto-épurations des cours d'eau (1993)	150 F
10	Etudes qualitative et quantitative des sources diffuses de solvants chlorés (1993)	120F	25	Régulation hydraulique des stations d'épuration : recherches bibliographiques et études de cas (1993)	150 F
11	ARCHIMED : Aide à la rationalisation du choix d'installation de mesures de débits (1993)	250 F	26	Enquête sur les investissements dans le domaine de l'eau (1993)	150 F
12	IV ^e Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-I 996 Orientations et organisation (1993)	100 F	27	L'assainissement des agglomérations Techniques d'épuration actuelles et évolutions (1994)	450 F
13	IV ^e Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-I 996 -Plaquette de présentation et contenu (1993)	Gratuit	28	Evaluation des flux polluants dans les rivières ; pourquoi, comment, et à quel prix ? (1993)	150 F
14	IV Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-I 996 Bilan technique et financier Année 1992 (1993). Non disponible	100 F	29	Evaluation de la génotoxicité des effluents Etude comparative des tests d'ornes et micronoyaux tritons (1994)	150 F
15	IV ^e Programme d'études et de recherches inter-Agences 1992-I 996 - Programme prévisionnel technique et financier Années 1993/1994 (1993). Non disponible	100 F	30	Evaluation des investissements, de leurs financements et de l'endettement des collectivités locales dans le domaine de l'eau (1994)	150 F
			31	Traitements statistiques et graphiques utilisés par les Agences de l'Eau dans le cadre des données physico-chimiques	150 F

L'épuration des eaux résiduaires urbaines et le traitement des boues produites font appel à des techniques complexes dont les bases concernent la plupart des disciplines scientifiques.

Les réalisations, la reconnaissance du savoir-faire et le poids économique ont fait de la dépollution de l'eau un secteur fort du potentiel industriel français.

Le présent document constitue un outil susceptible d'accomplir plusieurs fonctions :

- une base de références donnant les principaux repères d'aide aux décisions d'orientation lors de l'élaboration des projets de stations d'épuration,
- un support de formation pour les jeunes ingénieurs et techniciens,
- un moyen de faire connaître les techniques et les procédés développés par notre industrie de l'épuration.

Il est le fruit d'un travail de terrain permettant d'apprécier les résultats concrets obtenus par les technologies mises en œuvre. Il aura un impact sur la justesse des choix à effectuer dans ce domaine subtil et sans cesse en évolution.

AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE

90, rue du **Férétra**
31078 TOULOUSE CEDEX
Tél. : 61 36 37 38
Fax : 61 36 37 28

AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE

764, boulevard **Lahure**
59508 DOUAI
Tél. : 27 99 90 00
Fax : 27 99 90 15

AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE

Avenue **Buffon**
B.P. 6339
45063 ORLEANS LA SOURCE CEDEX2
Tél. : 38 51 73 73
Fax : 38 51 74 74

AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE

Route de **Lessy**
ROZÉRIEULLES
BS 19
57161 MOULINS-LES-METZ CEDEX
Tél. : 87 34 47 00
Fax : 87 60 49 85

AGENCE DE L'EAU RHÔNE-MÉDITERRANÉE-CORSE

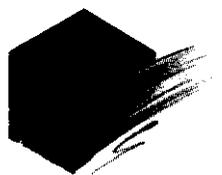
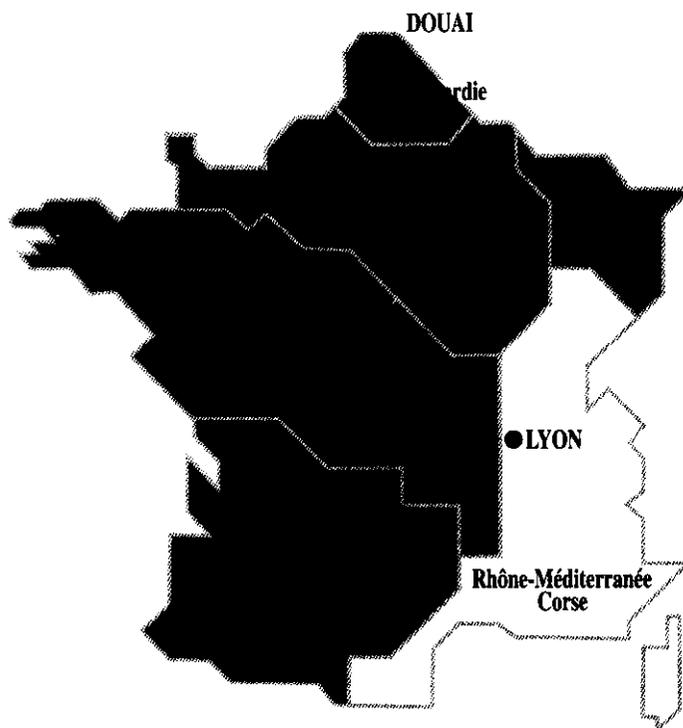
31, rue **Jules-Guesde**
69310 PIERRE-BÉNITE
Tél. : 72 39 48 48
Fax : 78 51 64 71

AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE

51, rue **Salvador-Allende**
92027 NANTERRE CEDEX
Tél. : (1) 41 20 16 00
Fax : (1) 41 20 16 09

**MINISTÈRE
DE L'ENVIRONNEMENT
DIRECTION DE L'EAU**

20, avenue de **Séguir**
75302 PARIS 07 SP
Tél. : (1) 42 19 20 21



Agences de l'Eau



Secrétariat : Office International de l'Eau, 27 rue de Madrid 75008 PARIS

Tél. : (1) 45 22 14 67 - Fax : (1) 40 08 01 45