

N° d'ordre : 893

50376  
1981  
54

50376  
1981  
54

# THÈSE

présentée à

L'UNIVERSITÉ DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

pour obtenir le diplôme de

**DOCTEUR DE TROISIEME CYCLE**

**Spécialité Automatique**

par

Mohammed BARBOUCHA

**Maître ès-Sciences**

**"CONTRIBUTION A L'AUTOMATISATION  
D'UN BASSIN BIOLOGIQUE  
DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES"**



Soutenue le 1<sup>er</sup> juin 1981 devant la Commission d'Examen

Membres du Jury	MM.	P. VIDAL	Président
		L. POVY	Rapporteur
		M. NAJIM	Examineur
		P. LOPEZ	Examineur
		H. MOREAUD	Invité
		R. LAURENT	Invité

**A mes Parents**

**A mes Frères & Soeurs**

## AVANT - PROPOS

---

Le travail présenté dans ce mémoire a été effectué au Laboratoire d'Automatique de l'Université des Sciences et Techniques de Lille 1 et à l'Omnium de Traitements et Valorisation à Paris (O.T.V.).

Nous tenons à exprimer notre grande reconnaissance à Monsieur le Professeur Pierre VIDAL, pour l'accueil qu'il nous a d'abord réservé au Laboratoire d'Automatique de Lille, puis pour l'enseignement qu'il nous a dispensé. Nous voudrions qu'il trouve ici l'expression de notre plus vive gratitude pour l'honneur qu'il nous a fait d'accepter la présidence de ce jury.

Que Monsieur Luvien POVY, Professeur à l'Université des Sciences et Techniques de Lille 1, soit assuré de notre profonde reconnaissance pour l'honneur qu'il nous a fait de juger ce travail qu'il a vu progresser. Sa compréhension totale, ses nombreux conseils et encouragements ont été pour l'essentiel dans le résultat de nos recherches.

Nous remercions très vivement, Monsieur Mohammed NAJIM, Professeur à la Faculté des Sciences de l'Université Mohammed V de Rabat, qui a répondu favorablement à l'invitation que nous lui avons faite, acceptant ainsi de participer à la commission d'examen.

Nous remercions également Monsieur Pierre LOPEZ, Professeur à l'Université du Havre, pour l'intérêt qu'il a bien voulu porter à nos travaux en acceptant de participer à la commission d'examen.

Il nous est agréable de remercier ici Monsieur Henri MOREAUD, Directeur du Centre de Recherche de l'O.T.V. qui nous a fait profiter largement de son expérience tout au long de nos travaux. Nous sommes très touchés par l'accueil qu'il nous a réservé au sein de son Laboratoire et pour sa présence à notre jury de thèse.

Nous sommes très redevables envers Monsieur Robert LAURENT, Assistant à l'Ecole Universitaire d'Ingénieur de Lille 1, pour nous avoir guidés et conseillés tout au long de l'élaboration de ce mémoire. L'ensemble de nos travaux n'a pu être mené à bien que grâce à son aide et sa compréhension. Nous le remercions très vivement d'avoir bien voulu nous témoigner sa sympathie en participant à notre jury de thèse.

Enfin nous ne saurions terminer cet avant-propos sans remercier Mademoiselle DELVAL, Madame LELONG, Madame PIGNON, Monsieur HOUZE, qui ont collaboré à la réalisation matérielle de ce mémoire.

## TABLE DES MATIERES

---

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE I - ANALYSE DE L'EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES	
ACTIVEES - INTRODUCTION	4
I - DESCRIPTION D'UNE STATION D'EPURATION PAR BOUES	
ACTIVEES	5
I.1 - LE BASSIN D'AERATION	6
I.1.1. - NATURE DE LA POLLUTION	6
I.1.2. - NATURE DES MICRO-ORGANISMES	7
I.1.3. - BESOINS EN OXYGENE	7
I.1.4. - METABOLISME	7
I.2 - LES GRANDEURS D'ENTREE ET DE SORTIE	9
I.2.1. - CARACTERISATION DES ENTREES	9
I.2.2. - CARACTERISATION DE L'ETAT DU BASSIN	9
I.2.3. - CARACTERISATION DES SORTIES	10
II - CRITERES CONVENTIONNELS DE MESURE ET DE CONTROLE	
DE LA POLLUTION	11
II.1 - TESTS BIOLOGIQUES	12
II.2 - TESTS PHYSICO-CHIMIQUES	13
II.3 - LES PARAMETRES DE REGLAGE	14
III - LE PILOTE	15
III.1 - SA CONSTITUTION PHYSIQUE	15
III.2 - PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT	16
III.3 - UTILISATION EN MILIEU INDUSTRIEL	17
IV - MODIFICATION DE LA STRUCTURE CLASSIQUE	18
IV.1 - ACQUISITION DE S DONNEES	19
IV.2 - MODELISATION, IDENTIFICATION	20
IV.3 - EXTRAPOLATION DES RESULTATS AU BASSIN	21
IV.4 - SYSTEME DE SURVEILLANCE	22
IV.5 - SYSTEME DE REGULATION	23
CONCLUSION	26
BIBLIOGRAPHIE	27
CHAPITRE II - MODELISATION, IDENTIFICATION - INTRODUCTION	28
I - MODELISATION DE L'ACTION BIOLOGIQUE	29
I.1 - LES MODELES CLASSIQUES	30
I.1.1. - MODELES BASES SUR L'ARRET DE LA CROISSANCE	
PAR EPUISEMENT DU SUBSTRAT	31

I.1.2. - MODELES BASES SUR L'ARRET DE LA CROISSANCE PAR EPUISEMENT DU SUBSTRAT ET ACCUMULATION DES INHIBITEURS	32
I.2 - MODELES DE DEGRADATION BIOLOGIQUE	34
I.3 - COMPARAISON DES DIFFERENTS MODELES	37
I.4 - RECHERCHE D'UN MODELE COMPLET DE METABOLISATION	40
I.4.1. - LES TESTS DE METABOLISATION	40
I.4.2. - MODELE COMPLET DE METABOLISATION	42
II - IDENTIFICATION DES PARAMETRES DU MODELE	47
II.1 - NATURE DU MODELE	47
II.2 - CAMPAGNE DE MESURES	48
II.2.1. - EAU PURE	50
II.2.2. - EAU USEE	50
II.2.3. - LES DONNEES	51
II.3 - FILTRAGE ET TRAITEMENT DES MESURES	54
II.4 - IDENTIFICATION PARAMETRIQUE	56
II.4.1. - METHODE DU GRADIENT	58
II.4.2. - METHODE AXE PAR AXE	60
II.4.3. - PROCEDURE D'IDENTIFICATION	62
II.5 - LES RESULTATS	63
II.5.1. - LES DONNEES NUMERIQUES	63
II.5.2. - RESULTATS D'IDENTIFICATION	64
II.5.3. - INTERPRETATION DES RESULTATS	69
CONCLUSION	76
BIBLIOGRAPHIE	77
CHAPITRE III : SIMULATION DU BASSIN D'AERATION - INTRODUCTION	80
I - EXTRAPOLATION AU BASSIN REEL	81
I.1 - ADAPTATION DES PARAMETRES DU MODELE	81
I.2 - INTRODUCTION DES DIS HYDRAULIQUES	85
I.2.1. - CALCUL DE L'ENTREE	85
I.2.2. - CALCUL DE LA DBO EN SORTIE	89
I.3 - BILAN DE L'ETUDE HYDRAULIQUE	90
II - SIMULATION DU BASSIN D'AERATION	92
II.1 - METHODE GENERALE DE SIMULATION	93
II.1.1. - FORMULATION DE LA METHODE	94
II.1.2. - MISE EN OEUVRE DE LA METHODE	97
II.1.3. - CHAMP D'APPLICATION DE LA METHODE	100
II.2 - METHODE SIMPLIFIEE	104
II.2.1. - MEMORISATION DES DONNEES	104

II.2.2. - TRAITEMENT DES DONNEES	105
II.2.3. - LES RESULTATS	106
II.3 - APPLICATION DE LA METHODE POUR UN BASSIN	
MULTI-ENTREES	115
II.3.1. - CARACTERISATION DU SYSTEME	115
II.3.2. - APPLICATION DE LA METHODE	117
CONCLUSION	120
BIBLIOGRAPHIE	121
CHAPITRE IV : SURVEILLANCE ET REGULATION D'UNE STATION	
D'EPURATION - INTRODUCTION	122
I - CONCEPTION D'UN SYSTEME DE SURVEILLANCE	123
I.1 - CENTRALISATION DES DONNEES	123
I.2 - DETERMINATION DE LA ZONE DE FONCTIONNEMENT	125
I.2.1. - CALCUL PREALABLE	125
I.2.2. - ZONES DE FONCTIONNEMENT	127
I.3 - LES PARAMETRES DE CONTROLE	128
I.4 - CHOIX DU MODE DE FONCTIONNEMENT	129
I.5 - AVANTAGES ET LIMITES DU SYSTEME DE	
SURVEILLANCE	131
II - SYSTEME DE REGULATION	132
II.1 - STRUCTURE DU BASSIN ETUDIE	133
II.2 - CALCUL PREALABLE	134
II.3 - POLITIQUE DE COMMANDE	135
II.3.1. - STRUCTURE DE LA COMMANDE	135
II.3.2. - MISE EN OEUVRE DE LA COMMANDE	138
a) fonctionnement du bassin d'aération	139
b) fonctionnement du bassin de stockage	140
c) le traitement physico-chimique	143
d) utilisation du by-pass	144
II.3.3. - PROGRAMMES DE CALCUL	145
II.4 - LES RESULTATS	146
CONCLUSION	155
BIBLIOGRAPHIE	156
CONCLUSION GENERALE	157

## INTRODUCTION GENERALE

---

*Le travail que nous allons exposer s'intègre dans le domaine de l'automatisation des processus industriels. Nous nous sommes bornés à présenter une partie des travaux qui ont débuté dans notre Laboratoire en 1975 à l'issue d'une impulsion donnée par la Délégation Générale à la Recherche Scientifique et Technique dans le cadre d'une action concertée "AUTOMATISATION". Les études en cours touchent un domaine très vaste de l'automatique allant de la conception des capteurs d'activité biologique à la conduite des processus complexes tels que les stations d'épuration des eaux. Nous nous sommes intéressés plus particulièrement à l'étude et à l'analyse de ces dernières en vue de leur automatisation. De façon générale, l'étude proposée dans ce mémoire est une contribution à la mise en oeuvre théorique et pratique des techniques et méthodes qui nous sont offertes par le développement des différentes disciplines de l'automatique. Nous ne prétendons pas que l'apport de cet outil permet de résoudre la totalité des problèmes posés par ce système mais son utilisation s'est révélée toutefois puissante et fructueuse. En effet, les recherches fondamentales relatives à l'épuration des eaux sont assez restreintes à cause des difficultés rencontrées dans ce secteur.*

*De longue date, ces systèmes ont été analysés par des biologistes et des bio-chimistes. Ils ont orienté leurs recherches principalement sur l'étude du régime permanent des diverses cinétiques hydrau-biologiques.*

*Le but recherché sur le plan de l'automatique est l'établissement des modèles de fonctionnement qui tiennent compte de la dynamique du système. Il n'est pas douteux que les deux voies précédentes se complètent et permettent d'accroître la qualité des résultats attendus. A notre sens, un système peut atteindre un degré de perfectionnement satisfaisant lorsque celui-ci est abordé par une méthodologie pluri-disciplinaire. On tente actuellement de multiplier ce genre d'analyse à d'autres secteurs scientifiques pour une meilleure connaissance du système étudié et une amélioration de ses performances. C'est dans cet esprit que nous avons envisagé l'étude et l'analyse d'une station d'épuration des eaux usées.*

En effet, une station d'épuration est un processus complexe appartenant à la classe des systèmes de grande dimension, ayant une structure en boucle ouverte et doué d'une dynamique assez longue. Il existe plusieurs types de procédés d'épuration dont les plus importants sont :

- . le traitement physico-chimique
- . le traitement biologique, boues activées, lits bactériens, la digestion anaérobie, le lagunage aéré, etc ...

Le but essentiel de tous ces procédés est de produire une eau épurée compatible avec la protection du milieu récepteur.

Le traitement physico-chimique est une opération de purification basée sur l'utilisation de réactifs chimiques pour le traitement des effluents provenant généralement d'un milieu industriel.

Le traitement biologique consiste à mettre en contact une population bactérienne (micro-organisme, etc ...) avec des matières organiques contenues dans l'effluent à traiter. L'opération de purification peut s'effectuer en présence d'oxygène (processus aérobie) ou en son absence (processus anaérobie).

L'objectif de tous ces procédés est l'élimination de la pollution dissoute en la transformant en floes décantables dans le clarificateur secondaire.

Nous nous sommes intéressés à la voie biologique puisque celle-ci reste jusqu'à présent le moyen le moins coûteux et le plus efficace. La conception générale d'un tel traitement est la suivante :

- un bassin d'aération où se pratique le traitement de l'effluent
- un dispositif de fourniture d'oxygène
- un système de brassage
- deux clarificateurs pour la décantation

Les processus qui se développent au cours de l'épuration par boues activées sont très complexes. Ils aboutissent à la décomposition oxydable de matières organiques en  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2\text{O}$  et à la production des boues en excès. L'étude de tels processus par les voies de l'analyse chimique et biologique est très difficile à mettre en oeuvre. Il faut donc faire appel à des moyens détournés pour pouvoir les décrire et les analyser.

*Pour cela, nous allons présenter dans un premier temps le système épurateur, ses variables d'état, d'entrée et de sortie ainsi que les réglages habituellement effectués sur un tel système. Nous montrerons ensuite la procédure à suivre afin d'améliorer les performances du bassin d'aération. A cet effet, on introduit une chaîne de surveillance et de régulation dont on définit les grandeurs de commande et leur hiérarchie d'action.*

# CHAPITRE I

## ANALYSE DE L'EPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES

## CHAPITRE I

---

### ANALYSE DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVÉES

#### INTRODUCTION

---

La pollution des eaux résiduares provenant d'un milieu urbain ou industriel est caractérisée par son état (solide, colloïdal ou en suspension), sa nature (minérale ou organique) et son contenu énergétique (substrat lentement ou rapidement biodégradable). L'élimination de la pollution dissoute ou finement colloïdale est essentiellement le fait des procédés d'épuration biologique. Dans l'état actuel de nos connaissances, la voie biologique est la plus utilisée en raison de son efficacité et de sa rusticité. Il ne sera pas fait ici état des différents procédés d'épuration existants, les références relatives à ce sujet sont abondantes. Nous nous contenterons d'étudier dans ce mémoire le procédé biologique utilisant les boues activées. Pour cela, nous allons dans un premier temps décrire brièvement le principe de base du système épurateur étudié, nous présenterons ensuite quelques critères conventionnels aboutissant à une synthèse rapide d'un tel système. Après avoir défini les grandeurs d'entrée-sortie et les principaux facteurs qui régissent la cinétique de métabolisation, nous mettrons en évidence les différentes difficultés auxquelles se heurte l'étude d'un tel système. Les problèmes principaux qui ont retenu notre attention sont de deux types :

- *l'estimation des grandeurs non accessibles*
- *la modélisation mathématique des diverses fonctions du système*

Nous montrerons qu'il serait possible de déterminer certaines grandeurs non mesurables en faisant appel à un pilote de laboratoire. Celui-ci permet de diagnostiquer le fonctionnement biologique du système et de donner les paramètres des réactions qui en résultent.

.../...

Le recours à ce capteur nous permettra d'envisager la mise en oeuvre d'une chaîne de surveillance et de régulation en vue d'optimiser la conduite du processus. La réalisation de ce dernier objectif nécessite une étude détaillée sur la modélisation biologique et hydraulique des diverses cinétiques ainsi que leurs interactions.

## I - DESCRIPTION D'UNE STATION D'ÉPURATION CLASSIQUE

Une station d'épuration est composée généralement de trois réacteurs placés en cascade (figure 1.1). Le premier réacteur appelé décanteur primaire reçoit l'eau polluée provenant des milieux urbains ou industriels. C'est là que s'effectue la première phase du traitement qui consiste à éliminer la pollution en suspension et ne laisser passer que de la pollution dissoute. L'eau pénètre ensuite dans un second réacteur appelé bassin d'aération qui constitue le coeur de la station. C'est dans ce dernier que s'opère l'essentiel du traitement par boues activées. Nous le présenterons plus en détail ci-dessous. Enfin l'eau subit un dernier traitement dans le troisième réacteur appelé décanteur secondaire. Celui-ci délivre de l'eau épurée après décantation des boues. Une partie de ces boues est recyclée judicieusement dans le bassin d'aération (boues de retour). L'autre partie (boues en excès) est évacuée pour un traitement extérieur.

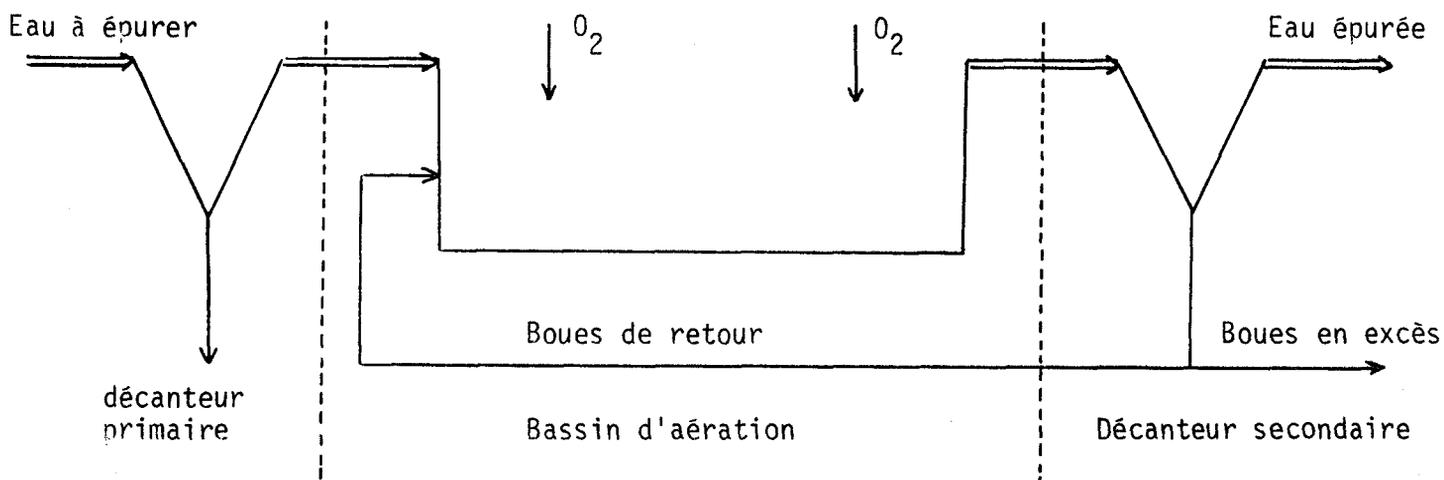


Figure 1.1 : Schéma synoptique d'une station d'épuration

## I.1 - LE BASSIN D'AERATION

C'est dans ce bassin que s'opère le contact entre tous les éléments qui rentrent en jeu (pollution dissoute, micro-organismes, oxygène). Le principe de base de cette opération consiste à mettre à la disposition des micro-organismes des matières organiques biodégradables.

Cette rencontre donne naissance, si le milieu est favorable, à une prolifération microbienne. La fourniture d'oxygène au milieu est indispensable pour accélérer la multiplication des micro-organismes et faciliter le métabolisme. Cette cinétique comporte plusieurs phases et dépend essentiellement de la nature des éléments en présence. Il ne serait pas inutile ici de décrire brièvement la nature de chaque élément.

### I.1.1. - Nature de la pollution

L'eau usée issue d'un milieu urbain contient principalement des sels nutritifs. Par contre, l'eau provenant d'un milieu industriel est riche en azote et en phosphore. Nous pouvons donc dire que la pollution est caractérisée par son contenu énergétique qui peut :

- mettre à la disposition des micro-organismes des éléments indispensables à l'édification des nouvelles cellules.
- mettre à leur disposition un composé lentement biodégradable ou à la limite toxique.

Suivant la nature de la pollution, la croissance des micro-organismes se fera plus ou moins bien.

### I.1.2. - Nature des micro-organismes

Ce sont des cultures mixtes, composées de plusieurs espèces qu'on peut définir au moyen des principaux groupes écologiques : bactéries, champignons, protozoaires et métazoaires. Ces cultures ont des modes de nutrition très divers et des vitesses de dégradation très différentes entre elles. Des échanges énergétiques sont possibles entre espèces. Suivant la nature du milieu, les produits du métabolisme d'une espèce peuvent produire des effets néfastes ou bénéfiques sur la croissance d'autres espèces.

D'autre part, une espèce peut servir de nourriture à une autre ou tout au moins l'utiliser comme support.

### I.1.3. - Les besoins en oxygène

Le transfert d'oxygène dans l'eau est une opération complexe qui est influencée par de nombreux paramètres liés aux conditions de l'essai, à la forme et la taille du bassin et de l'aérateur. La diffusion d'O<sub>2</sub> de l'air dans l'eau permet d'une part de maintenir les micro-organismes en survie (respiration endogène) et d'autre part de leur donner l'énergie nécessaire pour l'oxydation des matières organiques. Généralement, on fait jouer au dispositif d'oxygénation le double rôle d'aérateur et de mélangeur. Pour que l'épuration soit optimale, il est donc nécessaire de fournir l'oxygène pour satisfaire les besoins énergétiques des micro-organismes, mais faut-il encore s'assurer que cet élément atteint toutes les cellules actives et peut les pénétrer. C'est pourquoi le dispositif d'aération doit être judicieusement choisi et placé de façon à remplir efficacement son rôle et éviter les dépôts et la décantation des boues possédant encore une possibilité d'action biologique.

### I.1.4. - Le métabolisme

L'élimination de la pollution organique sous sa forme dissoute est essentiellement le résultat d'une série de multiplication des micro-

organismes. Cette multiplication se fait progressivement par division d'une cellule mère en deux cellules filles : c'est le phénomène de croissance. Cette synthèse s'explique par le fait que les micro-organismes ont eu à leurs dispositions des éléments nutritifs en quantité suffisante pour l'édification de nouvelles cellules. L'élément indispensable à cette croissance est principalement le carbone. D'autres éléments interviennent aussi mais en faible quantité; on peut citer : l'azote, le sodium, le soufre, etc ... . Du point de vue énergétique, la transformation du substrat en produits métaboliques s'accompagne d'une consommation et d'échanges énergétiques sous forme de chaleur. Cette énergie est incorporée dans la matière vivante. L'augmentation de la masse cellulaire (croissance) est la conséquence de deux transformations successives distinctes : l'adsorption et l'assimilation. On assiste dans un premier temps à une phase de contact où les micro-organismes, par des actions enzymatiques, détruisent les chaînes cellulaires de certains colloïdes existant dans leur voisinage immédiat. Ces chaînes, essentiellement à base de carbone, sont scindées et fixées par les micro-organismes : c'est le phénomène d'absorption. Cette phase est généralement très rapide et ne dure que quelques minutes ou dizaines de minutes. Ensuite, ces substances à caractère chimique sont transformées en matières organiques nécessaires à la reproduction des micro-organismes : c'est le phénomène d'assimilation. Cette dernière phase est très lente et peut atteindre plusieurs fois le temps d'adsorption.

Le métabolisme qui est la résultante des transformations précédentes se traduit par une augmentation de la bio-masse. Cette cinétique de métabolisation s'effectue à des vitesses différentes selon :

- . la nature du milieu où se pratique l'épuration
- . la nature des micro-organismes
- . la nature du substrat
- . les réactions bio-chimiques des substances organiques.

## I.2 - LES GRANDEURS D'ENTREE ET DE SORTIE

---

Avant d'aborder n'importe quel processus physique, il est indispensable de définir son état et ses grandeurs d'entrée et de sortie.

### I.2.1. - Caractérisation des entrées

Les entrées à considérer sont les débits d'eau, de boues, ainsi que leurs concentrations respectives. On ne tient pas compte du débit d'air, on suppose que le bassin est suffisamment oxygéné. Une ségrégation entre les différentes entrées s'impose, selon leurs emplacements, elles seront pondérées par des coefficients fixés par la commande. En effet, l'eau qui pénètre en amont du bassin aura un temps de séjour beaucoup plus grand que celle qui pénètre en aval de celui-ci.

Soit donc :  $D_e, D_b$  : les débits d'eau et de boues  
 $S_o, X$  : les concentrations en substrat et en micro-organismes.

### I.2.2. - Caractérisation de l'état

Vu la complexité du système, deux états coexistent : l'état hydraulique et l'état biologique.

#### - l'état hydraulique

La connaissance de cet état reste encore incomplète. Plusieurs recherches théoriques ont été faites dans ce sens /1,2,3/. Les auteurs aboutissent à des modèles difficiles à mettre en oeuvre sur le plan pratique. Ceci tient à la complexité des phénomènes qui se développent

et qui font intervenir à la fois la mécanique des fluides (écoulements triphasiques) et les réactions biochimiques. A ce problème complexe vient se superposer celui des systèmes d'aération qui diffèrent d'un bassin à l'autre. Pour résoudre en partie ces problèmes, nous proposerons une méthode de simulation numérique (que nous exposerons par la suite) en tenant compte des différents débits ainsi que leurs variations.

- l'état biologique

Cet état sera défini par une modélisation de l'action biologique. Celle-ci doit tenir compte des interactions entre le substrat et les micro-organismes. Une recherche bibliographique nous a conduit à choisir un modèle parmi toute la littérature existante concernant le sujet. Ce modèle sera analysé en détail au chapitre II.

Soit :  $\frac{dS}{dt} = f(S, X, \underline{\theta})$  : S : concentration en substrat  
X : concentration en micro-organismes  
 $\underline{\theta}$  : vecteur paramètre.

I.2.3. - Caractérisation des sorties

Nous considérons comme sortie la concentration en pollution contenue dans le débit sortant du bassin. Cette concentration en pollution biodégradable est mesurée en DBO (demande biologique en oxygène, mesurée en mg/l). Cette mesure nécessite un délai d'incubation de 5 jours (DBO<sub>5</sub>).

Soit S<sub>s</sub> : la concentration en DBO à la sortie du bassin.

La représentation globale du système est présentée ci-dessous (figure 1.2).

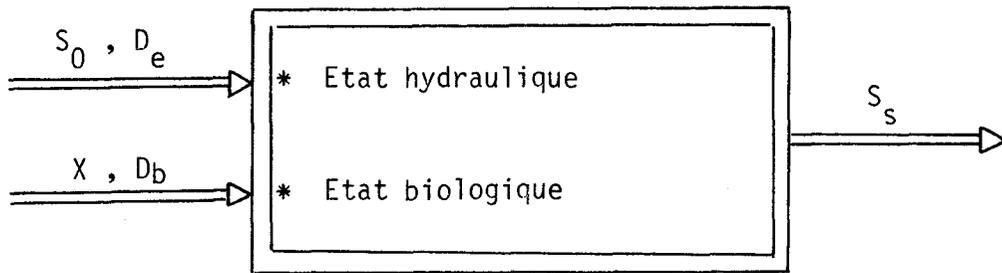


Figure 1.2 : Représentation du système

Pour prévoir la concentration de DBO en sortie, il est nécessaire d'acquérir quelques mesures sur les grandeurs définies ci-dessus. Sans vouloir nous étendre en de longs développements qui dépasseraient le cadre de ce mémoire, rappelons seulement qu'il existe quelques tests et quelques critères qui aboutissent à un début de synthèse instantané et rapide.

## II - CRITERES CONVENTIONNELS DE MESURE ET DE CONTROLE DE LA POLLUTION

Bien que l'épuration biologique soit pratiquée depuis de nombreuses années, la conception et la conduite du procédé sont restées pratiquement au stade du semi-empirisme. La principale raison est probablement le manque de mesures précises et rapides permettant une exploitation rationnelle du bassin. Dans la majorité des cas, les réglages fondamentaux sont habituellement laissés à l'initiative de l'exploitant.

Pour éviter une dépense excessive d'énergie pour l'oxygénation, il est nécessaire de limiter la masse épuratrice d'une part, et d'identifier la nature de la pollution d'autre part. Cette procédure nécessite des analyses et des tests basés sur des critères qui doivent aboutir à une régulation manuelle du bassin.

## II.1 - TESTS BIOLOGIQUES

-----

- Mesure de la DBO : A titre d'illustration, nous empruntons la définition à BROUZES /4/. " Demande biologique en oxygène : quantité d'oxygène utilisée par des micro-organismes pour la dégradation des matières organiques présentes dans une eau polluée dans des conditions d'incubation déterminées ".

Cette mesure nécessite un délai d'incubation de 5 jours ( $DBO_5$ ). Elle est très lente et peut servir simplement à constater, 5 jours plus tard, que le fonctionnement du procédé était correct ou défectueux. Il est donc hors de question d'utiliser cette mesure à des fins de régulation.

- Mesure de la DCO : Demande chimique en oxygène : " elle représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder dans un certain contexte réactionnel les substances réductrices ou oxydables contenues dans l'échantillon /4/. " Cette mesure est rapide et précise mais le résultat obtenu dépend essentiellement du protocole de dosage utilisé. De ce fait, la DCO est considérée comme une information complémentaire de la DBO.

- Toxicité: Certaines cultures peuvent avoir un effet toxique sur l'activité des micro-organismes. Il en résulte une inhibition totale, progressive ou partielle. Le degré de cette intoxication est fonction de la concentration du substrat et la nature des micro-organismes. En effet, comme les êtres supérieurs, les bactéries exigent une alimentation équilibrée. La présence de certains métaux lourds réduit considérablement l'activité des cultures épuratrices; c'est le cas de stations situées en milieu industriel traitant des éléments tels que  $Co$ ,  $Cr^6$ ,  $Zn$ ,  $Ni$ , ... etc . Par ailleurs, les fortes concentrations en sels minéraux ne sont pas toxiques au sens conventionnel du terme mais provoquent plutôt un ralentissement de l'activité de la masse épuratrice. D'une manière générale, on essaye

toujours de remédier à ce déséquilibre par adjonction de produits nutritifs : ammoniacale , acide phosphorique, sels ammoniacaux ou phosphates. /5/

Dans la pratique, on détecte l'état de toxicité à l'aide d'un test respirométrique.

## II.2 - TESTS PHYSICO-CHIMIQUES /6/ -----

- Mesure de la température : Cette mesure nous renseigne sur la nature du développement des bactéries. Les vitesses de croissance sont différentes d'un milieu à l'autre à cause de l'existence des gradients de température qui, dans certains cas, accélèrent le processus d'épuration. Les réactions biologiques qui se manifestent ont un rendement d'épuration optimal au voisinage d'une température de 30°C. Les réactions s'effectuant à basse température provoquent un effet retardateur sur la dynamique du processus biologique.
  
- Mesure du PH : Cette mesure caractérise la réaction d'un milieu en indiquant le rapport existant entre les concentrations respectives des ions hydrogènes et hydroxyles. Elle permet donc d'indiquer le caractère acide ou basique d'une solution. Ce paramètre doit être réajuster à une valeur voisine de 8 pour obtenir un équilibre biologique acceptable et faciliter ensuite la décantation des boues.

Il existe d'autres tests tels que l'ATP, COT, DTO, l'indice de Mohlmann, etc ... qui sont utilisés pour l'évaluation de la pollution. C'est sur la base de ces paramètres que s'effectuent les réglages des stations d'épuration classiques.

### II.3 - LES PARAMETRES DE REGLAGE

-----

On distingue 3 classes de paramètres :

\* Les paramètres internes

- . la nature des micro-organismes (capacité de dégradation, saturation, âge).
- . la nature du substrat (lentement ou rapidement biodégradable).
- . la température du milieu où se pratique l'épuration.
- . la concentration en oxygène dissous.
- . le type d'écoulement (piston ou intégral).
- . le temps de séjour nécessaire au traitement de l'effluent.

\* Les paramètres externes

- . le débit d'entrée et ses fluctuations.
- . le débit des boues de retour.
- . les perturbations météorologiques.
- . les perturbations saisonnières.

\* Les paramètres à contrôler

- . la régulation de l'oxygène dissous.
- . la régulation des boues de retour.
- . le contrôle du débit d'entrée par l'utilisation éventuelle d'un bassin de stockage.

La réalisation et la mise en oeuvre des réglages énoncés ci-dessus, nécessitent des informations qualitatives sur le procédé. Les tests et les analyses pratiqués sur le système, ne permettent pas d'optimiser son fonctionnement à cause essentiellement :

- de l'évolution incontrôlée de la masse bactérienne
- de l'évolution instantanée de l'effluent et de sa concentration en DBO
- de l'état hydraulique du bassin (mélange triphasique : liquide - solide - gazeux)
- de l'absence de mesures réellement représentatives du système.

D'autre part, les recherches fondamentales relatives à ce secteur sont assez restreintes; les constructeurs de bassin font appel à des études empiriques décrivant imparfaitement la réalité du système épurateur. L'optimisation d'un tel système devient difficile pour ne pas dire impossible. En conséquence, une marge de sécurité importante est maintenue pour l'oxygénation; ceci entraîne l'accroissement des dépenses énergétiques en cas de surcharges et des dépenses inutiles en cas de faibles charges.

Pour toutes ces raisons, nous avons dû entreprendre une étude beaucoup plus vaste allant de la modélisation à la régulation du système. Les progrès actuels faits dans le domaine de l'automatique, en particulier dans celui des capteurs, nous ont permis d'acquérir certaines mesures en temps réel. Pour cela, nous avons dû faire appel à un bassin miniature appelé pilote.

### III - LE PILOTE / 5,7 /

#### III.1 - SA CONSTITUTION PHYSIQUE

Le pilote est une cuve d'une capacité de 6 à 10 litres dans laquelle est injectée, en présence des micro-organismes, de l'eau polluée prélevée en amont du bassin. Le schéma synoptique de cette unité est représenté sur la figure 1.3. Un dispositif d'aération permet d'injecter de l'air en permanence dans la cuve en circulant à contre courant. Pour obtenir un mélange intégral entre les différents éléments, une pompe est prévue à cet effet. Enfin, une sonde permet de mesurer en continu la concentration en oxygène dissous.

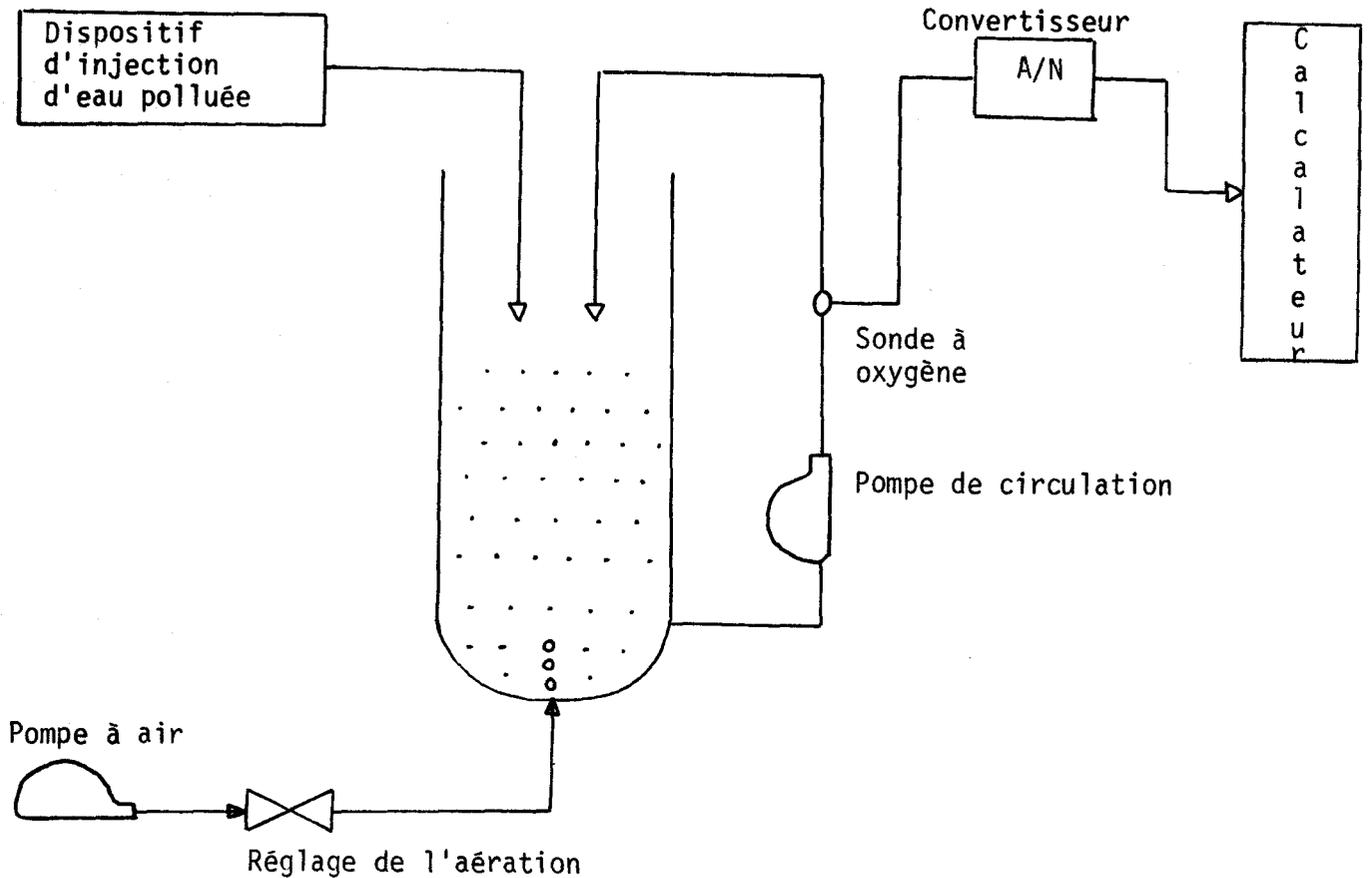


Figure 1.3 : Le pilote du CRODA

### III.2 - PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Ce pilote a été mis au point par le CRODA (Centre de Recherche de l'Omnium d'Assainissement) dans le but de mesurer l'activité biologique d'une culture bactérienne en présence d'un substrat.

Le signal issu de la sonde donne la concentration en oxygène dissous dans l'eau. Si nous notons  $c(t)$  cette concentration, sa variation est décrite par l'équation différentielle suivante :

$$\frac{dc(t)}{dt} = K_{LA} (C_{sat} - c(t)) - R_e - R_m(t) \quad (1.1)$$



- où
- $C(t)$  est la concentration en oxygène dissous (mg/l)
  - $C_{\text{sat}}$  est la concentration de saturation (mg/l)
  - $K_{\text{LA}}$  est l'inverse de la constante de temps de la dissolution de l'oxygène dans l'eau ( $\text{mn}^{-1}$ )
  - $R_e$  est la respiration endogène des micro-organismes (consommation d'oxygène par unité de temps pour le maintien de leur survie) (mg/l.mn)
  - $R_m$  est la respiration de métabolisation des micro-organismes c'est-à-dire la consommation d'oxygène par unité de temps nécessaire à la dégradation du substrat (mg/l.mn)

Le principe de la mesure est donc le suivant :

- en absence de pollution, la mesure de  $C(t)$  permet de déterminer les paramètres  $K_{\text{LA}}$  et  $(C_{\text{sat}} - \frac{R_e}{K_{\text{LA}}})$
- on introduit une quantité de pollution. La synthèse de nouvelles cellules fait appel à une quantité accrue d'oxygène. La mesure de la concentration  $C(t)$  et la connaissance des paramètres de la relation (1.1) permettent de calculer  $R_m(t)$ .

### III.3 - UTILISATION EN MILIEU INDUSTRIEL

-----

Pour automatiser un processus industriel, il est commode de connaître un certain nombre de variables, de paramètres définissant la quantité et la qualité du produit à fabriquer. L'obstacle majeur dans cette démarche est celui du capteur, si l'on suppose résolu tous les problèmes liés à la structure et à la commande du modèle ainsi que les problèmes pratiques liés aux organes d'asservissements. Que ce soit dans les industries chimiques, pharmaceutiques, agro-alimentaires ou l'épuration des eaux, le capteur intéresse un marché tellement vaste que son étude et son adaptation sont nécessaires.

Selon le but poursuivi, un capteur traduisant l'activité dynamique du milieu est indispensable. Le choix sera guidé par le type de la cinétique caractérisant le milieu à traiter. Par conséquent, le choix de la sonde serait fonction de la nature du produit devant subir une transformation ou un traitement. La mise en oeuvre et la réalisation d'une telle unité pilote pour un secteur d'industrie donné, permettront une conduite optimale de ces processus.

Nous avons quant à nous utiliser ce pilote pour améliorer la structure classique des stations d'épuration. Cette modification consiste à insérer le pilote dans la chaîne de régulation et de surveillance permettant une conduite "optimale" du bassin d'aération.

#### IV - MODIFICATION DE LA STRUCTURE CLASSIQUE

Pour aboutir à une exploitation rationnelle du bassin, il faut disposer des moyens de contrôle afin de les utiliser autant que possible à des fins de régulation et de surveillance. Nous avons pu constater que dans certaines stations classiques, on procède périodiquement à des tests et analyses sur l'effluent à traiter afin de déterminer ses besoins réels en micro-organismes et en oxygène. L'exploitation de tels résultats s'adapte mal à un contrôle en temps réel et par conséquent, ne permet pas l'optimisation du bassin. C'est pourquoi, nous allons essayer de modifier la structure classique d'exploitation dans le but d'améliorer ses performances. A cet effet, nous proposons de simuler l'ensemble du système, ce qui nous permettra de prévoir son comportement futur. Nous allons présenter dans un premier temps la structure générale de l'étude proposée, nous expliciterons ensuite point par point, les éléments qui la composent.

L'étude envisagée est décomposable en deux grandes parties distinctes :

- la conception d'un système de surveillance pour les bassins traitant des faibles débits effluents et ne possédant pas les moyens matériels et le personnel qualifié en vue d'automatiser leurs installations (figure 1.4)
- la mise en oeuvre d'une chaîne de régulation pour les stations traitant les effluents urbains ou industriels et disposant des moyens matériels nécessaires à la conception d'un système de commande (figure 1.5)

Sur les figures (1.4) et (1.5) on remarque qu'il existe 3 sous-ensembles communs aux deux procédures envisagées :

- . le premier sous-ensemble est composé d'un capteur biologique (le pilote) suivi d'un système de filtrage.
- . le deuxième sous-ensemble consiste en une identification basée sur un modèle caractérisant l'action biologique.
- . le troisième sous-ensemble permet d'extrapoler au bassin réel, les résultats obtenus par l'identification.

Explicitons un peu plus en détail la fonction de chacun de ces sous-ensembles .

#### IV.1 - ACQUISITION DES DONNEES

---

Les données que l'on désire obtenir sont de deux types :

- les grandeurs directement accessibles

Ce sont les débits d'effluent et de boues. Pour les mesurer, il suffit de disposer des débitmètres qui en donneront les valeurs en continu. Ce ne sont que les deux seules grandeurs mesurables en temps réel.

- les grandeurs indirectement accessibles

Il s'agit de la détermination des divers paramètres de la cinétique de métabolisation. Le capteur étudié précédemment permet de mesurer la concentration en oxygène dissous  $C(t)$ . A ce signal vient se superposer un bruit d'un niveau relativement important. Pour rendre cette mesure utilisable, un premier traitement est prévu. Il consiste dans un premier temps à atténuer le bruit et générer ensuite le signal  $C(t)$  filtré et sa dérivée. A partir de ces deux grandeurs ( $C(t)$  et  $\dot{C}(t)$ ), on détermine le signal représentant la respiration de métabolisation. La durée nécessaire à l'obtention de cette grandeur est d'environ 15 minutes. Nous pouvons donc considérer que l'acquisition de cette mesure est en temps réel puisque l'opération biologique dans le bassin d'aération dure quelques heures et parfois des jours./8/

IV.2 - MODELISATION, IDENTIFICATION

On sait que pour pouvoir réaliser un système de commande ou de surveillance qui ait des performances satisfaisantes, on doit connaître la structure et les paramètres du système qu'on se propose de piloter. Pour atteindre cet objectif, on doit nécessairement franchir plusieurs étapes. La plus importante étant la modélisation du processus qui consiste à le décrire au moyen d'équations différentielles linéaires ou non-linéaires selon sa complexité. Les équations correspondantes contiennent un certain nombre de paramètres dont on ignore les valeurs numériques et l'identification a pour but la détermination de ces grandeurs.

a) modélisation de l'action biologique

C'est depuis les premiers travaux de MONOD sur la croissance bactérienne en cultures pures que les modèles ont commencé à foisonner. La modélisation dans le cas de cultures mixtes en présence de substrats complexes reste encore incomplète. Elle se heurte à quelques problèmes

que nous soulèverons au chapitre II. Cette difficulté réside dans le fait que l'effluent d'entrée est composé d'un certain nombre de substrats qui se différencient entre eux par leur constitution chimique et organique. D'autre part, les micro-organismes qui constituent la masse épuratrice de cette opération biologique sont aussi des mélanges très complexes. Par conséquent, les réactions enzymatiques qui se manifestent lors de la mise en contact de ces deux produits sont très difficiles à décrire. Nous allons voir néanmoins qu'il est possible de résoudre en partie ce problème en décrivant la cinétique d'attraction d'un volume de substrat moyen situé au voisinage d'un micro-organisme.

#### *b) identification*

Cette partie nécessite la mise au point d'un programme permettant d'obtenir des valeurs assez précises des paramètres. Les essais expérimentaux seront effectués sur le pilote, les résultats qui en découlent décrivent la dynamique de la réaction qui traduit l'affinité existant entre les micro-organismes et le substrat présent.

Les modèles biologiques qui étudient le comportement des micro-organismes vis à vis de ce substrat sont en général non-linéaires. Le choix des méthodes d'identification doit être très judicieux et doit faire appel aux méthodes de P.N.L. (programmation non-linéaire).

### IV.3 - EXTRAPOLATION DES RESULTATS AU BASSIN

Par identification, nous allons obtenir les valeurs numériques des paramètres décrivant la cinétique de métabolisation dans le pilote. Il n'est malheureusement pas possible d'extrapoler directement ces résultats au bassin réel. Il est donc indispensable d'adapter certains paramètres du modèle biologique obtenu. Pour cela, on doit tenir compte des lois de dilution et de l'état hydraulique du bassin. A l'issue de cette étape, nous disposerons de toutes les grandeurs régissant le fonctionnement global du bassin d'aération.

#### IV.4 - SYSTEME DE SURVEILLANCE :(figure 1.4)

-----

Le problème de surveillance d'une station d'épuration est assez complexe car le fonctionnement d'un tel système fait intervenir deux fonctions distinctes : l'action biologique qui détermine la vitesse de disparition du polluant et l'action hydraulique qui influence directement sur le temps de séjour de l'eau dans le bassin. La composition de ces deux fonctions déterminera la qualité de l'eau en sortie du bassin. D'autre part, les possibilités de mesures sont assez limitées, il a donc été nécessaire de concevoir un capteur d'activité biologique. Ce capteur rend compte de la dynamique traduisant l'opération biologique. Le traitement des mesures issues du pilote ainsi que la mesure des différents débits nous permettent de concevoir un système de surveillance. Celui-ci pourra afficher en permanence les valeurs numériques des grandeurs caractéristiques du processus et prédire son comportement, en particulier, l'estimation de la sortie. Cette dernière information sera très utile dans une régulation manuelle et ouvre les possibilités pour une conduite automatique. La mise au point de ce système de surveillance comporte plusieurs fonctions dont les plus importantes sont :

- centralisation des données hydrauliques et biologiques
- détermination d'une zone de fonctionnement et les paramètres de contrôle
- choix du mode de fonctionnement et exécution du programme correspondant.

#### IV.5 - SYSTEME DE REGULATION (figure 1.5)

-----

La régulation que nous proposons d'étudier possède une structure en boucle ouverte. Les mesures sur l'état interne du bassin sont assez restreintes. S'il est possible de connaître les différents débits d'entrée, il est par contre impossible d'obtenir une mesure directe des temps de séjour. Dans ce cas, l'estimation de la sortie peut être difficilement déterminée. Pour pallier à ce problème, nous avons dû faire une simulation du bassin d'aération en se basant sur

la connaissance de l'état biologique d'une part et de la mesure des débits d'autre part. La méthode de simulation proposée représente l'évolution de la charge le long du bassin. A partir de cette simulation, on a pu concevoir un système de commande. Celui-ci nous permettra de déterminer l'ensemble des lois de commande à appliquer au processus. L'objectif visé par cette commande est la prédiction de la concentration en DBO le long du bassin. Elle permet par ailleurs de vérifier si, en particulier, la DBO en sortie n'est pas importante et, le cas échéant, d'intervenir au niveau des diverses grandeurs accessibles afin que la sortie reste dans certaines normes fixées à l'avance.

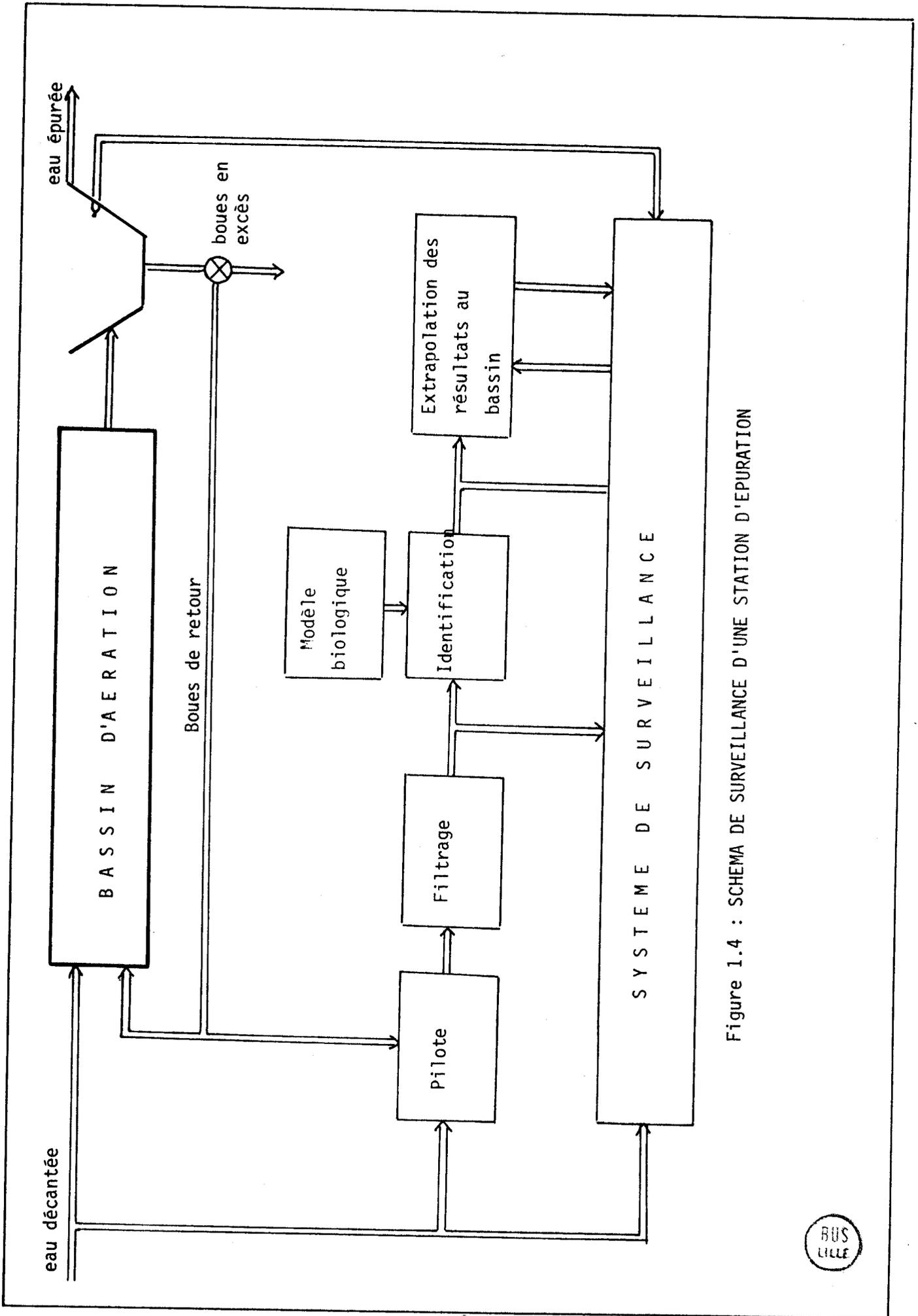


Figure 1.4 : SCHEMA DE SURVEILLANCE D'UNE STATION D'EPURATION

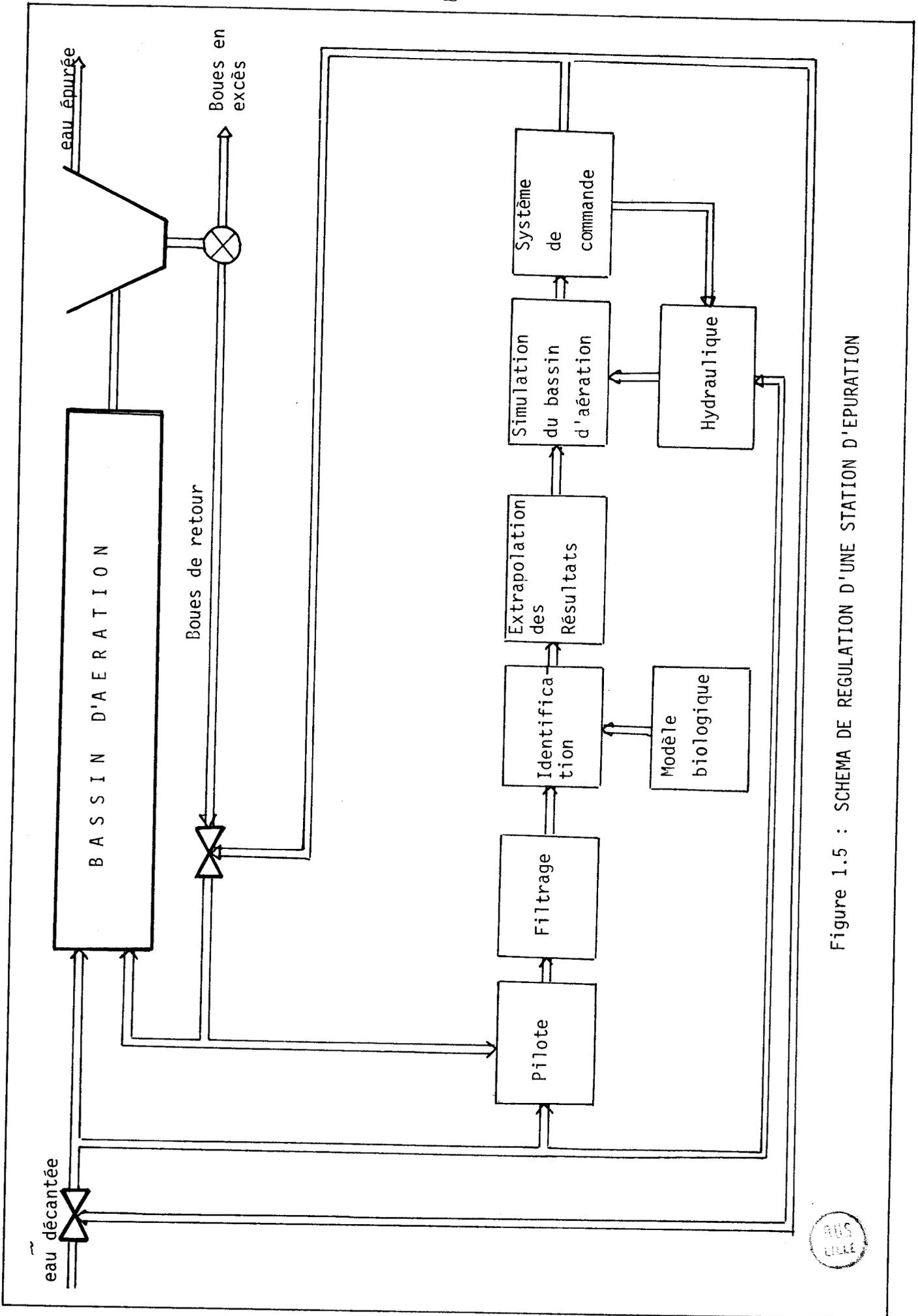


Figure 1.5 : SCHEMA DE REGULATION D'UNE STATION D'EPURATION

## CONCLUSION

Dans ce chapitre, nous avons décrit le principe de base de l'épuration biologique par boues activées et avons mis en évidence les difficultés qui se posent dans un tel système. Les plus importants de ces problèmes sont vraisemblablement liés à :

- *l'absence de mesures réellement représentatives du système*
- *la méconnaissance des mécanismes biologiques et hydrauliques conduisant à l'épuration*
- *la variation instantannée de l'effluent d'entrée.*

Il est certain qu'en présence de telles difficultés, l'optimisation du système est pratiquement infaisable pour ne pas dire impossible. Néanmoins, compte tenu de l'évolution des techniques de l'automatisme et en particulier celui des capteurs, nous avons montré qu'il serait possible de résoudre en partie ces problèmes. Pour cela, nous avons fait appel à un système de mesure "PILOTE" qui nous renseigne sur l'état biologique du bassin. Ensuite, un système de traitement est prévu pour élaborer des ordres en mettant en oeuvre des algorithmes de contrôle. Ces ordres seront donnés au procédé afin de modifier l'état de ce dernier.

La qualité de ce traitement est fonction de la nature de la modélisation et de l'identification qui en résultent : c'est l'objet du chapitre suivant.

B I B L I O G R A P H I E

---

- /1/ - S. ELMALEH et R. BENNAIM  
*" Représentation de l'écoulement macroscopique dans un bassin d'aération "*  
The chemical engineering Journal 1975
- /2/ - LEVENSPIEL et BISCHOFF  
*" Advances in chemical engineering "*  
1963, 4, 95
- /3/ - A. LELAN  
*" Etude des cuves mécaniquement agitées "*  
Thèse de doctorat d'état - Grenoble 1972
- /4/ - P. BROUZES  
*" Précis d'épuration biologique "*  
Editions Techniques et Documentation
- /5/ - H. MOREAUD et R. NAREC  
*" Modélisation et optimisation du traitement biologique d'eaux usées urbaines et industrielles "*  
Compte rendu de fin de contrat D.G.R.S.T. - Août 1975
- /6/ - A. MINIER et H. MOREAUD  
*" Etude pour la conduite d'une station d'épuration multi-traitements "*  
Compte rendu de fin de contrat D.G.R.S.T. - Octobre 1980
- /7/ - J.P. GODARD et A. MINIER  
*" Application du filtrage de Kalman à l'étude d'un processus biologique "*  
Revue Automatismes, Juillet-Août 1978
- /8/ - JN MORFAUX  
*" Les stations d'épuration des industries agro-alimentaires - problèmes posés par les accidents de décantation "*  
I.N.R.A. - Villeneuve d'Ascq 59.

## CHAPITRE II

MODELISATION , IDENTIFICATION

## CHAPITRE II

### MODELISATION , IDENTIFICATION

#### INTRODUCTION

Dans le présent chapitre, nous abordons les problèmes concernant la modélisation biologique en épuration des eaux. Nous étudions les différents types de modèles déjà existants. En faisant un tour d'horizon de l'histoire de ceux-ci, nous constatons qu'il existe deux grandes classes. La première est basée sur le principe de la croissance microbienne en cultures pures ou en cultures mixtes, la seconde classe sur le principe de la dégradation d'un volume de substrat par un micro-organisme. Dans le premier cas, on fait apparaître un taux de croissance caractérisant la cinétique de dépollution, par contre dans le second cas, on utilise un taux de dégradation relatif à l'interaction entre le substrat et les micro-organismes. La comparaison de ces différents modèles nous conduit à retenir la formulation qui fait intervenir les grandeurs principales de la cinétique de métabolisation et en particulier le phénomène de saturation. Ce choix sera justifié par l'adaptation du modèle qui en découle, à l'étude et à la conception d'un système de régulation compatible avec le bon fonctionnement de la station. Il est bon de signaler qu'une étude approfondie sur la modélisation permet de définir correctement une politique de commande qui assurera le contrôle de l'installation. Rappelons que l'objectif visé par cette étude est la réduction d'énergie liée au soufflage d'oxygène pour un degré d'épuration acceptable. Pour réaliser cet objectif, on doit nécessairement franchir plusieurs étapes, une des plus importantes est l'identification des paramètres du modèle caractérisant l'action biologique. La connaissance d'un paramètre avec une faible précision

peut occasionner une dépense supplémentaire d'énergie ce qui a pour conséquence l'augmentation des frais d'exploitation de la station. C'est pourquoi, nous aborderons dans la deuxième partie de ce chapitre, les problèmes que pose l'identification de tels modèles biologiques. Nous montrerons qu'il est toujours possible d'adapter certaines méthodes classiques (gradient, axe par axe) à ce genre de problèmes.

Enfin, cette partie (modélisation, identification) constitue le coeur de la chaîne de régulation qui sera adoptée en vue de la conduite des stations d'épuration. Signalons toutefois que cette étude s'insère entre la partie acquisition des données et le système de commande.

## I - MODÉLISATION DE L'ACTION BIOLOGIQUE

Dans un bassin d'aération sont mis en présence trois éléments distincts :

- . de l'eau polluée ayant une concentration  $S$
- . des micro-organismes ayant une concentration  $X$
- . de l'oxygène dissous.

Le but de l'opération est la transformation du substrat en floccs décantables par l'action des micro-organismes en présence de l'oxygène (phénomène aérobie). La modélisation a pour objectif la description des interactions entre les différents éléments du milieu où s'effectue l'opération biologique.

On distingue deux grandes classes de modèles :

- *les modèles classiques de croissance microbienne*
- *les modèles de dégradation biologique*

### I.1 - LES MODELES CLASSIQUES /1,2,3/ -----

Dans la littérature, on trouve plusieurs types de modèles utilisant la notion de croissance des micro-organismes en présence d'un substrat. Ces modèles sont bâtis sur l'hypothèse de l'arrêt de la croissance par épuisement du substrat. Les auteurs supposent que :

- la vitesse de croissance  $\frac{dX}{dt}$  est proportionnelle à la biomasse présente.

$$\frac{dX}{dt} = KX \quad (2.1)$$

X étant la concentration en micro-organismes en [mg/l]

K étant l'inverse de la constante de temps de croissance en [mn<sup>-1</sup>]

- la biomasse édiflée est proportionnelle au substrat consommé.

$$\frac{dS}{dt} = - \frac{1}{a} \frac{dX}{dt} \quad (2.2)$$

S étant la concentration en substrat présent en [mg/l]

a étant un coefficient de proportionnalité.

Tous les auteurs s'accordent à distinguer un certain nombre de phases dans la croissance des cultures bactériennes. Ces phases sont caractérisées par des taux de croissance différents :

- une phase de latence ou d'adaptation des micro-organismes à taux de croissance nul
- une phase d'accélération et de début de croissance
- une phase exponentielle ou de croissance à taux constant
- une phase de ralentissement de la croissance (facteurs limitants)
- une phase stationnaire à taux de croissance nul
- une phase de déclin et de décroissance (respiration endogène)

Rappelons pour mémoire que c'est après les travaux de MONOD sur la croissance microbienne, que les modèles ont commencé à foisonner. Nous citons ci-dessous les expressions mathématiques de quelques modèles, et nous montrerons qu'il est possible de les mettre sous une même forme mathématique.

I.1.1. - Modèles basés sur l'arrêt de la croissance par épuisement du substrat

a) Modèle de MONOD

$$\frac{dS}{dt} = - K \frac{S \cdot X}{S+s} \quad (2.3)$$

K est une constante en  $[mn^{-1}]$

s est la concentration seuil en substrat.

Pour la compréhension de ce qui suit, nous allons intégrer l'équation (2.3) dans le but de :

- . *comparer les différents modèles en les mettant sous une même formulation mathématique*
- . *faire apparaître le temps qui est nécessaire pour une éventuelle utilisation de ces modèles à des fins de régulation.*

A cet effet, nous supposons que la concentration des micro-organismes est constante durant l'opération biologique (cette hypothèse est vérifiée dans un petit réacteur biologique tel que le pilote).

L'intégration de l'équation (2.3) entre les instants  $t_0$  et t donne :

$$S + s \text{ Log } S = - KX (t - t_0) + C_m \quad (2.4)$$

nous appelons  $C_m$  la constante d'intégration de MONOD.

b) Modèle de TEISSIER

$$\frac{dS}{dt} = - KX ( 1 - e^{-S/T} ) \quad (2.5)$$

T est la constante seuil en substrat.

L'intégration de la relation (2.5) se met sous la forme suivante :

$$S + \frac{1}{T} \text{Log} ( 1 - e^{-S/T} ) = - KX ( t - t_0 ) + \text{constante} \quad (2.6)$$

En cas de faibles charges  $S \ll T$ , l'équation précédente devient :

$$S + \frac{1}{T} \text{Log} S = - KX ( t - t_0 ) + C_T \quad (2.7)$$

$C_T$  est la constante d'intégration de TEISSIER.

Rappelons que T joue le même rôle que la constante seuil de MONOD.

I.1.2. - Modèles basés sur l'arrêt de la croissance par épuisement du substrat et accumulation des inhibiteurs (facteurs limitants)

a) Modèle de CONTOIS

L'auteur suppose que la stabilisation de la culture dépend de l'épuisement du substrat causé par certains métabolites inhibiteurs. Un raisonnement analogue à celui de MONOD conduit l'auteur à formuler l'équation suivante :

$$\frac{dS}{dt} = - K \frac{S.X}{S + s + K_1 X} \quad (2.8)$$

$K_1$  étant une constante.

En tenant compte des hypothèses précédentes, l'intégration de l'équation (2.8) donne :

$$S + (s + K_1 X) \text{Log } S = - KX (t - t_0) + C_c \quad (2.9)$$

$C_c$  est la constante d'intégration de CONTOIS.

b) Modèle de HERBERT

L'auteur suppose que la phase de croissance est suivie d'une phase de déclin. En s'inspirant du modèle de MONOD, il propose l'équation suivante :

$$\frac{dX}{dt} = ( K \cdot \frac{S}{S+s} - K_2 ) \cdot X \quad (2.10)$$

Si l'on tient compte de l'hypothèse formulée par l'équation (2.2), après intégration de la relation (2.10), on parvient à :

$$S + \frac{sK}{K-K_2} \text{Log} ( (K-K_2) S - K_2 s ) = - ( \frac{K-K_2}{a} ) \cdot X \cdot (t - t_0) + \text{constante} \quad (2.11)$$

Si l'on se place dans le cas de fortes charges :  $(K-K_2) S \gg K_2 s$ , l'équation précédente se met sous la forme :

$$S + \frac{sK}{K-K_2} \text{Log } S = - ( \frac{K-K_2}{a} ) \cdot X \cdot (t - t_0) + C_H \quad (2.12)$$

où  $C_H$  est la constante d'intégration de HERBERT.

Il importe de noter quelques remarques sur les modèles énoncés ci-dessus.

Toutes les équations sont obtenues sur la base de l'expérimentation; elles sont donc essentiellement empiriques et présentent l'inconvénient de l'introduction des constantes seuils et des constantes de proportionnalité assez mal définies. Les résultats sont obtenus en cultures mixtes, en présence de substrats simples, c'est pourquoi la transposition de tels résultats à des cultures mixtes et substrats complexes, est difficile à mettre en oeuvre. Enfin, il nous paraît difficile pour ne pas dire impossible de décrire le phénomène de croissance bactérienne par une seule équation qui prendrait en compte l'ensemble des facteurs régissant cette cinétique complexe.

## I.2 - MODELES DE DEGRADATION BIOLOGIQUE /4/ -----

A partir d'une étude faisant apparaître un taux de dégradation, R.LAURENT et L.POVY déterminent une loi caractérisant l'action biologique entre le couple substrat-micro-organisme.

### \* calcul de la loi de dégradation

Appelons X la concentration en micro-organisme et étudions la variation du substrat dans son entourage immédiat. Chaque micro-organisme contrôle en moyenne le volume  $k/X$  qui l'entoure ( k tient compte de la masse moyenne d'un micro-organisme). Le rayon moyen de ce volume est :

$\propto X^{-\frac{1}{3}}$ . La quantité de substrat contenue dans ce volume est  $k \frac{S}{X}$  ( S étant la concentration en substrat ).

Si l'on considère une couronne sphérique de rayon  $\rho$  et d'épaisseur  $d\rho$  centrée sur un micro-organisme, la masse de polluant contenue dans ce volume s'écrit :

$$m = 4 \pi \rho^2 d\rho \quad (2.13)$$

La masse de substrat dégradée dans ce volume durant un temps dt est :

$$\delta = m \cdot \tau (\rho, S) \cdot dt \quad (2.14)$$

où  $\tau (\rho, S)$  est la fonction taux de dégradation qui dépend de la distance  $\rho$  et de la qualité de substrat S.

La perte de masse de substrat dans la couronne sphérique entre les instants t et t + dt s'écrit :

$$m (t + dt) - m (t) = - \delta = - 4 \pi \rho^2 \cdot S \cdot \tau (\rho, S) d\rho dt \quad (2.15)$$

La variation totale de masse dans le volume  $\frac{k}{X}$  pendant le temps dt est :

$$\frac{k}{X} (S (t+dt) - S (t) ) = - \left( \int_0^{\alpha} X^{-\frac{1}{3}} 4\pi S \rho^2 \tau (\rho, S) d\rho \right) dt \quad (2.16)$$

d'où

$$\frac{dS(t)}{dt} = - \frac{X}{k} \int_0^{\alpha} X^{-\frac{1}{3}} 4 \pi S \rho^2 \tau (\rho, S) d\rho \quad (2.17)$$

Il reste à choisir la fonction taux de dégradation. Pour cela, on tient compte de certaines considérations physiques.

- une quantité de substrat S sera d'autant plus vite dégradée qu'elle sera plus proche du micro-organisme d'où le choix de  $\tau (\rho, S)$  décroissante en fonction de  $\rho$ .

- un micro-organisme ne peut dégrader qu'une quantité maximale b.dt quand S augmente (c'est le phénomène de saturation).

En tenant compte de ces hypothèses, la fonction  $\tau (\rho, S)$  s'écrit :

$$\tau (\rho, S) = \tau_0 e^{-\rho^3} \left[ \lim_{dt \rightarrow 0} \frac{bdt - M (\rho, dt)}{bdt} \right] \quad (2.18)$$

où  $\tau_0$  est le taux maximum de dégradation.

$e^{-\rho^3}$  est la pondération en fonction de la distance.

$M(\rho, dt)$  est la masse dégradée dans le volume de rayon  $\rho$  pendant le temps  $dt$  et s'exprime comme suit :

$$M(\rho, dt) = \int_0^\rho 4 \pi S r^2 \cdot \tau(r, S) dr \cdot dt \quad (2.19)$$

Nous en déduisons :

$$\tau(\rho, S) = \tau_0 e^{-\rho^3} \left[ 1 - \frac{1}{b} \int_0^\rho 4 \pi S r^2 \tau(r, S) dr \right] \quad (2.20)$$

Connaissant  $\tau(\rho, S)$ , nous pouvons ainsi résoudre l'équation (2.17), son intégration donne :

$$\frac{dS}{dt} = - \frac{b}{k} X \left( 1 - e^{-\frac{4\pi\tau_0}{3b} S \left( 1 - e^{-\frac{\alpha^3}{X}} \right)} \right) \quad (2.21)$$

en posant :

$$\begin{cases} \frac{b}{k} = K \\ \frac{4\pi\tau_0}{3b} = \mu \\ \alpha^3 = \gamma \end{cases}$$

l'équation précédente devient :

$$\frac{dS}{dt} = - KX \left( 1 - e^{-\mu \left( 1 - e^{-\gamma/X} \right) S} \right) \quad (2.22)$$

Sur la figure (2.1) est représenté  $\frac{dS}{dt} = f(S)$  avec  $X$  comme paramètre.

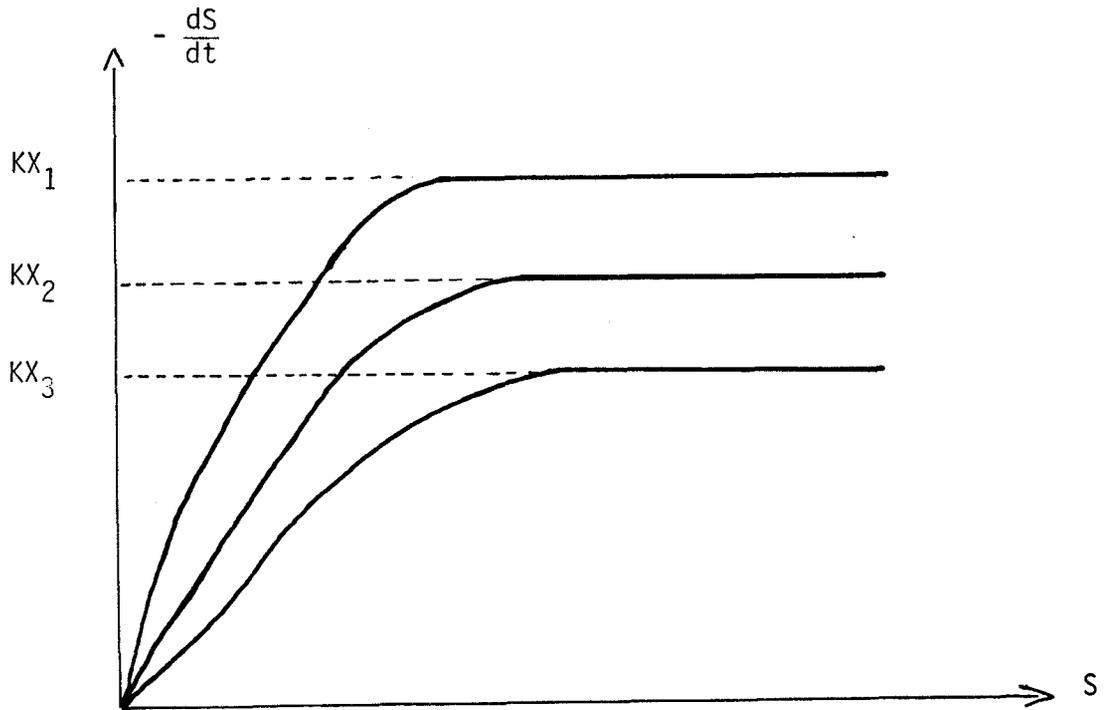


Figure 2.1 : variation de  $-\frac{dS}{dt}$  en fonction de S.

### I.3 - COMPARAISON DES DIFFERENTS MODELES /5/ -----

Nous allons faire une comparaison des différents modèles dans le but de choisir celui sur lequel sera basée la suite de notre étude.

Si l'on pose  $\lambda = u ( 1 - e^{-\gamma/X} )$  dans l'équation (2.22) on parvient à :

$$\frac{dS}{dt} = - KX ( 1 - e^{-\lambda S} ) \quad (2.23)$$

Cette équation possède la même formulation mathématique que celle de TEISSIER. L'intégration de (2.23) en supposant que X est constant, conduit au résultat suivant :

$$S + \frac{1}{\lambda} \text{Log} ( 1 - e^{-\lambda S} ) = - KX ( t - t_0 ) + \text{constante} \quad (2.24)$$

Si l'on se place dans le cas de faibles charges où le produit  $\lambda S$  est petit, l'équation (2.24) devient :

$$S + \frac{1}{\lambda} \text{Log } S = - KX (t - t_0) + C_{Lp} \quad (2.25)$$

où  $C_{Lp}$  est la constante de LAURENT-POVY.

Dans les systèmes d'épuration par boues activées, la concentration en micro-organisme est généralement importante pour que le terme  $\lambda$  soit approximé par  $\mu \frac{Y}{Y+X}$ . Dans ce cas l'équation (2.25) devient :

$$S + \left( \frac{1}{\mu} + \frac{X}{\mu Y} \right) \text{Log } S = - KX (t-t_0) + C_{Lp} \quad (2.26)$$

Nous retrouvons ainsi le modèle de CONTOIS.

Nous remarquons que les modèles, dans leur totalité, se mettent sous la forme de l'équation générale suivante :

$$S + f.\text{log } S = - g. (t - t_0) + C \quad (2.27)$$

où  $f$  et  $g$  peuvent être variables ou constantes suivant le modèle choisi.  $C$  est une constante dépendant des conditions initiales.

Il convient de constater que la forme de l'équation (2.27), à laquelle se ramène tous les modèles étudiés, est non linéaire et fait apparaître les composantes principales du système biologique à savoir :

- la concentration en micro-organisme  $X$
- la concentration en substrat  $S$
- les différentes constantes : seuil, proportionnalité, conditions initiales, ... etc .

Dans le tableau ci-dessous est donné un résumé récapitulatif de l'étude précédente :

fonctions modèles	f	g	C
MONOD	s	KX	$C_M$
TEISSIER	$\frac{1}{T}$	KX	$C_T$
CONTOIS	$s + K_1 X$	KX	$C_c$
HERBERT	$s \frac{K}{K-K_2}$	$\frac{K-K_2}{a} X$	$C_H$
LAURENT-POVY	$\frac{1}{\mu(1-e^{-\gamma/X})}$	KX	$C_{Lp}$

Tableau 2.2 : Comparaison des différents modèles

La suite de notre étude sera basée sur le modèle (2.22) et ceci pour plusieurs raisons :

- le modèle est obtenu à partir d'un raisonnement physique qui paraît à notre avis logique et réaliste.
- sa forme est très générale et permet de retrouver tous les modèles classiques basés sur la croissance microbienne.
- les auteurs mettent en évidence le phénomène de saturation.
- dans le pilote la seule grandeur mesurable est la concentration en oxygène dissous à partir de laquelle on calcule la respiration de métabolisation  $R_m(t)$ ; la formulation du modèle se ramène facilement, comme nous allons le voir, en fonction de cette grandeur.

## I.4 - RECHERCHE D'UN MODELE COMPLET DE METABOLISATION

---

### I.4.1. - Les tests de métabolisation

Lors de la métabolisation d'un substrat, les micro-organismes commencent par fixer le substrat à leurs périphéries; l'assimilation de celui-ci s'opère ensuite.

Le pilote que nous avons présenté au chapitre I, délivre un signal  $C(t)$  représentant la consommation d'oxygène des bactéries, celui-ci est recueilli à partir d'une sonde spécifique, sa représentation graphique est donnée à la figure 2.3 . Connaissant  $C(t)$ , il est possible de déterminer la "respiration" des micro-organismes, c'est-à-dire la masse d'oxygène consommée par unité de temps. En absence de substrat,  $C(t)$  suit une loi exponentielle; l'introduction d'un petit volume de substrat dans le pilote fait appel à une quantité importante d'oxygène nécessaire à l'activité de la masse épuratrice.

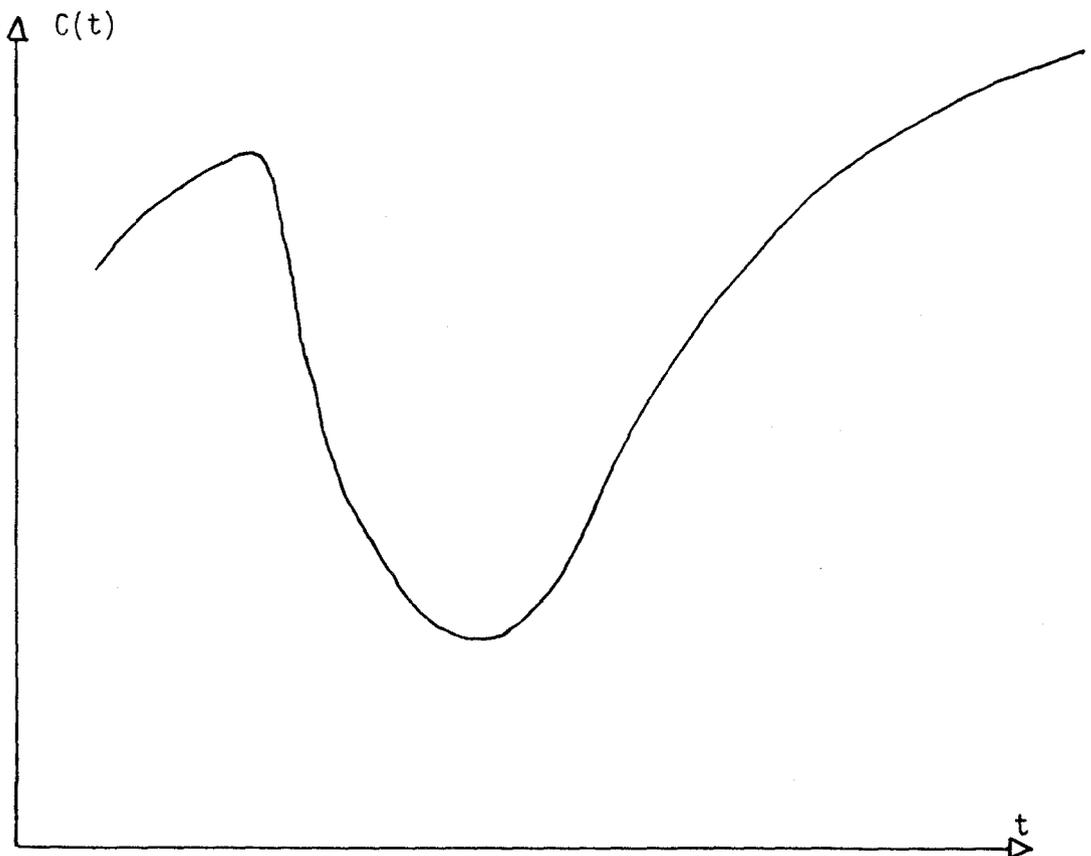


Figure 2.3 : Concentration en oxygène dissous

La respiration des micro-organismes est représentée à la figure 2.4.

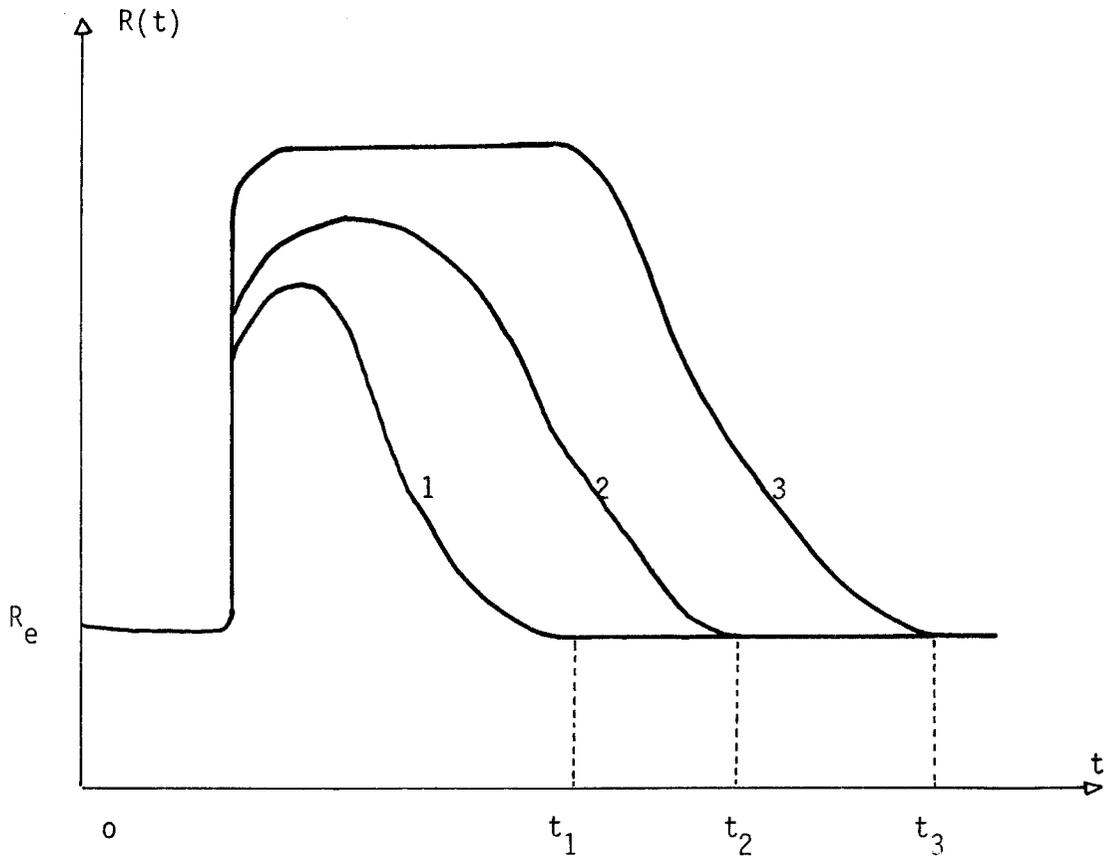


Figure 2.4 : Respiration des micro-organismes.

Les tests respirométriques montrent qu'en cas de faibles charges, la respiration décroît selon une loi exponentielle (courbe 1); par contre en cas de surcharges (injections en volumes croissants) on voit apparaître un palier plus ou moins étendu; c'est le phénomène de saturation (courbe 3).

Les modèles classiques étudiés précédemment ne peuvent pas rendre compte de ce phénomène (saturation) dont la connaissance est indispensable lors de l'élaboration d'un système de commande.

Les temps  $t_1$ ,  $t_2$  et  $t_3$  caractérisent la capacité des micro-organismes à fixer leurs substrats. La connaissance de ces instants est d'un intérêt capital pour la mise au point d'un système de contrôle. /6,7,8/

Nous montrerons dans ce qui suit qu'à partir du modèle de LAURENT-POVY, il est possible de déterminer la courbe de respiration avec toutes ses caractéristiques particulières.

#### I.4.2. - Modèle complet de métabolisation

##### I.4.2.1. - Détermination de la première partie de la courbe de respiration

La consommation d'oxygène est pratiquement la seule grandeur mesurable, on doit ramener toutes les lois de dégradation en fonction de celle-ci. Si nous appelons  $\sigma(t)$  la concentration de substrat dégradé à l'instant  $t$  et  $S(t)$  la concentration présente au même instant, l'équation (2.22) devient :

$$\frac{d\sigma(t)}{dt} = KX ( 1 - e^{-\mu(1-e^{-\gamma/X})(S_0-\sigma(t))}) \quad (2.27)$$

$S_0$  est la concentration en substrat de l'eau polluée introduite dans le pilote. Le débit injecté étant un créneau de très faible durée,  $S_0$  sera donc une constante (figure 2.5).

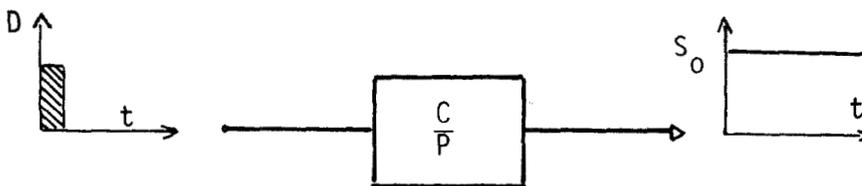


Figure 2.5 : Schéma bloc de  $S_0$

La quantité d'oxygène consommée est proportionnelle à la quantité de substrat dégradé. L'équation (2.27) devient :

$$R_1(t) = KX (1 - e^{-\mu(1-e^{-\gamma/X})(S_0 - \int_0^t R_1(\tau) d\tau)}) \quad (2.28)$$

A partir d'un changement de variable, on parvient à résoudre cette équation intégrale :

$$R_1(t) = \frac{KX}{1 + \frac{e^{KX\mu(1-e^{-\gamma/X})} \cdot t}{e^{\mu(1-e^{-\gamma/X})S_0} - 1}} \quad (2.29)$$

Cette fonction admet un point d'inflexion à l'instant  $t_0$  défini par :

$$t_0 = \frac{1}{KX \mu(1-e^{-\gamma/X})} \cdot \text{Log} [e^{\mu(1-e^{-\gamma/X})S_0} - 1] \quad (2.30)$$

. pour  $t = t_0$  :  $R_1(t_0) = \frac{KX}{2}$  , cet instant  $t_0$  marque la fin du phénomène de saturation.

. pour  $t = 0$  :  $R_1 = KX (1 - e^{-\mu(1-e^{-\gamma/X})S_0}) \simeq KX$

. pour  $t \rightarrow \infty$  :  $R_1(t) \rightarrow 0$

Le tracé de  $R_1(t)$  est donné à la figure 2.6 . On voit que pour différentes charges,  $S_0^i$  ayant le même niveau de saturation, les courbes  $R_1(t)$  admettent la même valeur à leurs points d'inflexions respectifs.

Si  $t_0^i$  est l'abscisse du point d'inflexion de la courbe correspondant à la charge  $S_0^i$ , on a toujours  $R_1(t_0^i) = \frac{KX}{2}$

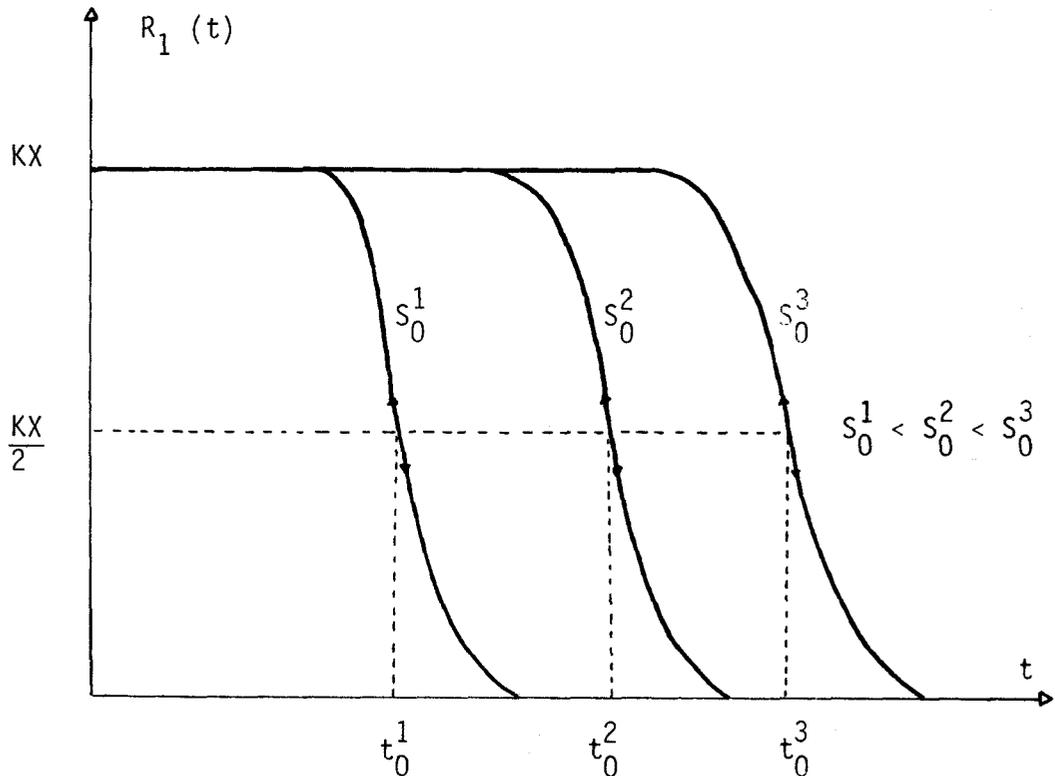


Figure 2.6 : Représentation graphique de  $R_1(t)$  pour différentes charges  $S_0^i$  ayant un même niveau de saturation.

1.4.2.2. - Détermination de la deuxième partie de la courbe de respiration

Afin de compléter la courbe de respiration, il a fallu faire apparaître une seconde partie. Pour cela, on suppose que la consommation du substrat initial avait pour conséquence l'apparition d'un second substrat selon la loi :

$$S_s = \beta \sigma_i \quad (2.31)$$

où  $S_s$  est la quantité du substrat secondaire formée.

$\sigma_i$  est la quantité du substrat initial dégradée.

hypothèse : nous supposons que les micro-organismes ne s'attaqueront au substrat secondaire que dans le cas où ils seront saturés par le substrat primaire.

La loi de dégradation du substrat secondaire s'écrit alors :

$$\frac{d\sigma_s}{dt} = C_s \left( KX - \frac{d\sigma_i}{dt} \right) \left( \beta \sigma_i - \sigma_s \right) \quad (2.32)$$

Si l'on rapporte l'équation (2.32) en fonction de la respiration, le modèle complet de métabolisation s'écrit dans ce cas :

$$R_1(t) = KX \left( 1 - e^{-\mu(1-e^{-\gamma/X})(S_0 - \int_0^t R_1(\tau) d\tau)} \right)$$

$$R_2(t) = C_s (KX - R_1(t)) \cdot (\beta \int_0^t R_1(\tau) d\tau - \int_0^t R_2(\tau) d\tau) \quad (2.33)$$

$$R_m(t) = R_1(t) + R_2(t)$$

$$R(t) = R_m(t) + R_e$$

où  $R(t)$  et  $t$  la respiration totale de métabolisation.

\* Signification physique des paramètres

- $KX$  : est le niveau de saturation des micro-organismes, il détermine leurs capacités de dégradation [ mg/l.mn ]
- $S_0$  : est la quantité de substrat à dégrader [ mg/l ]
- $\mu(1-e^{-\gamma/X})$  : dépend de la concentration en micro-organismes  $X$  et de la vitesse maximale de dégradation. Il représente la possibilité et l'adaptation d'un micro-organisme à dégrader un substrat [ mg/l ]<sup>-1</sup>.
- $C_s$  : est l'inverse de la constante de temps de l'apparition du substrat secondaire [ mn ]<sup>-1</sup>.

- .  $\beta$  : est le rapport de la quantité de substrat formée et de la quantité du substrat dégradée.
- .  $R_e$  : est la respiration endogène des micro-organismes [ mg/1.mn ].

\* Simulation du modèle

Pour les valeurs numériques des paramètres ci-dessous, nous obtenons les courbes tracées à la figure 2.7; nous avons dilaté volontairement l'échelle des temps afin de mieux représenter le phénomène.

.  $KX = 1200$  ;  $\mu (1 - e^{-\gamma/X}) = 0.004$  ;  $S_0 = 3800$

.  $C_s = 0.0001$  ;  $\beta = 0,9$

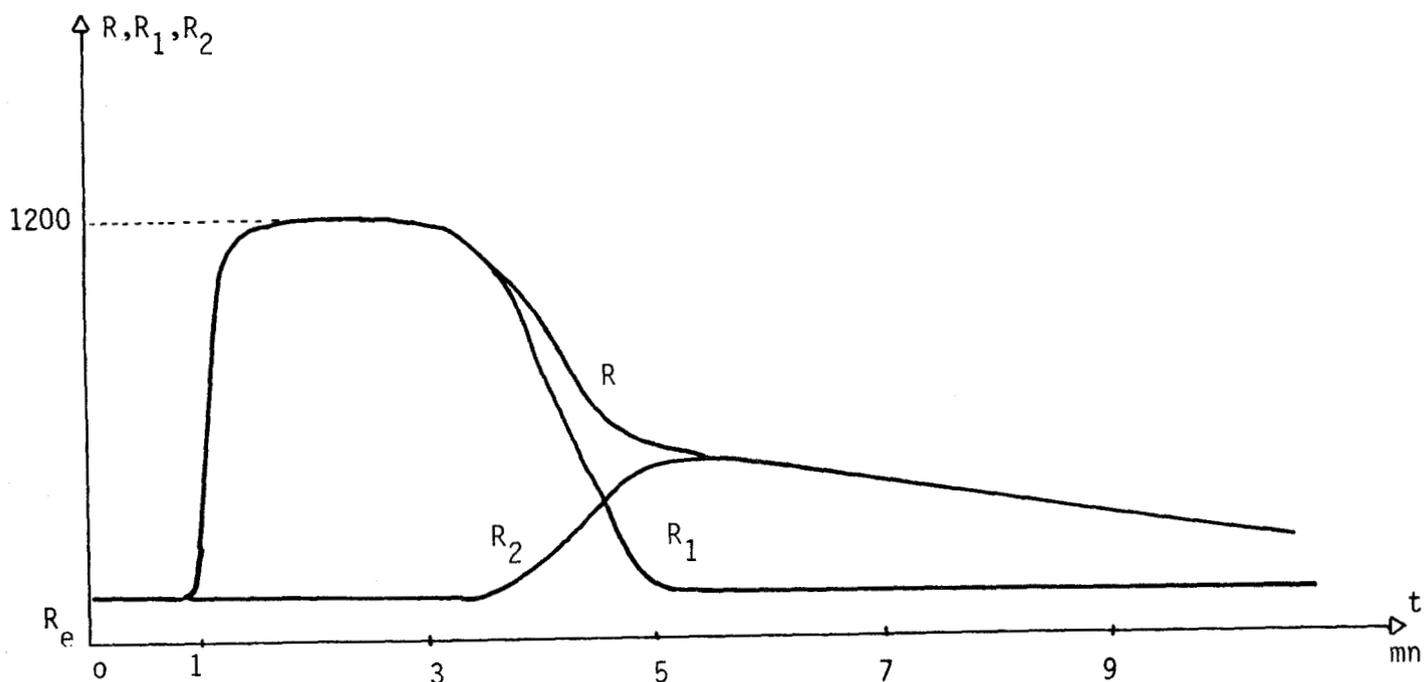


Figure 2.7 : Séparation de  $R_1$  et  $R_2$

- $R_2(t)$  a l'allure d'une réponse du second ordre, pour une excitation impulsionnelle, avec un retard proportionnel au coefficient  $(KX - R_1)$ .
- $R_1(t)$  présente l'allure générale des courbes étudiées précédemment.

Nous tenons toutefois à signaler que  $R_1$  et  $R_2$  sont dépendantes et ont des paramètres communs.

## II - IDENTIFICATION DES PARAMÈTRES DU MODÈLE

Le modèle de l'action biologique étant obtenu, les équations correspondantes contiennent un certain nombre de paramètres. L'identification a pour but la détermination de ces paramètres caractérisant l'état biologique du réacteur. Mais avant d'aborder cette procédure, il est nécessaire de définir la nature du modèle, ce qui permettra de choisir la méthode d'identification la mieux adaptée.

### II.1 - NATURE DU MODELE

Le modèle se compose de deux équations intégrées-différentielles. Il se présente sous la forme de deux sous-systèmes placés en cascade

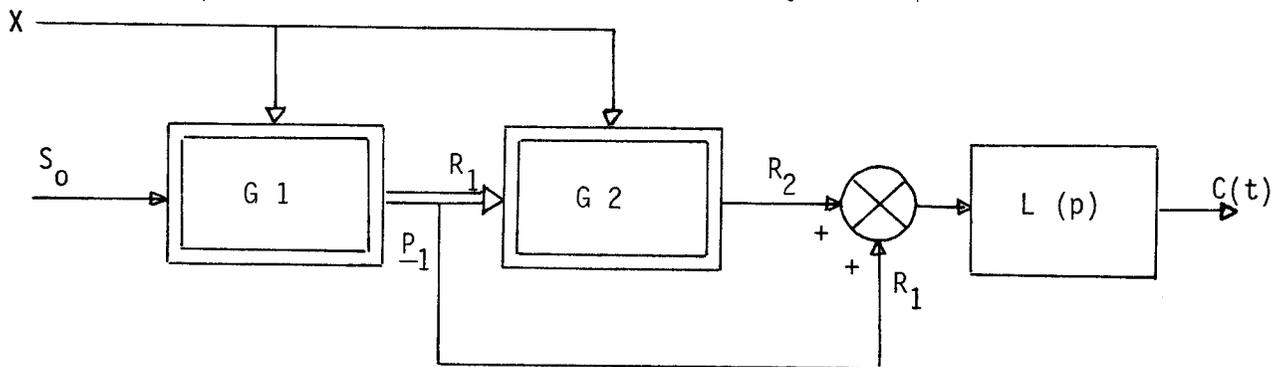


Figure 2.8 : Schéma bloc du modèle

On remarque que la forme du modèle est très non-linéaire. La seule grandeur mesurable est la concentration en oxygène dissous  $C(t)$ . L'entrée du système est  $S_0$  : c'est une grandeur non mesurable et fait partie du vecteur paramètre qu'on se propose d'identifier.

- . La fonction  $G_1$  est non linéaire, elle est régie par l'équation (2.28)
- . La fonction  $G_2$  est également non-linéaire, elle est décrite par l'équation (2.33).
- . La fonction  $L(p)$  est linéaire et définie par l'équation (1.1).

La représentation détaillée du système global est donnée à la figure (2.9). Pour simplifier cette représentation, nous avons posé :

$$\cdot \lambda = \mu (1 - e^{-\gamma/X})$$

$$\cdot \epsilon = \lambda (S_0 - \int_0^t R_1(\tau) d\tau)$$

- .  $R_e = \eta X$  : puisque la respiration endogène est proportionnelle à la concentration en micro-organisme présente.

Un inconvénient de ce modèle est sa complexité. L'identification de ces paramètres pose quelques problèmes que nous soulèverons ultérieurement. Ce modèle présente la particularité d'appartenir à la classe des systèmes à entrée non mesurable ; ce qui réduit le choix des méthodes d'identification. La seule grandeur accessible est la concentration en oxygène dissous  $C(t)$  qui servira de données réelles à la procédure d'identification.

## II.2 - CAMPAGNE DE MESURES

-----

Les mesures ont été faites sur le pilote de l'O.T.V. (omnium de traitements et valorisation). La seule grandeur mesurable est la concentration en oxygène dissous  $C(t)$ . Que ce soit en eau pure ou en eau usée, la variation de  $C(t)$  suit la loi classique (1.1) que nous rappelons ci-dessous:

$$\frac{dC(t)}{dt} = K_{LA} (C_{SAT} - C(t)) - R(t) \quad (2.34)$$



### II.2.1. - Eau pure

L'accumulation de l'oxygène non consommé entraîne la saturation du milieu. Dans ce cas  $R(t) = 0$ , la résolution de l'équation (2.34) donne :

$$C(t) = C_{SAT} (1 - e^{-K_{LA} \cdot t}) + C_0 e^{-K_{LA} \cdot t} \quad (2.35)$$

où  $C_0$  est la concentration initiale en oxygène dissous.

La représentation graphique de la concentration en fonction du temps (figure 2.10) est une branche d'exponentielle négative ayant pour asymptote  $C_{SAT}$ . La constante de temps  $\frac{1}{K_{LA}}$  se calcule aisément sur un horizon d'observation  $t = T$  par la relation suivante :

$$\frac{1}{K_{LA}} = T \text{ Log } \frac{C_{SAT} - C(T)}{C_{SAT} - C_0} \quad (2.36)$$

### II.2.2. - Eau usée

$R(t)$  étant non nulle, la respiration microbienne se traduit par une consommation d'oxygène par unité de volume et de temps. L'oxygène est transféré aux enzymes respiratoires de telle façon que l'oxygénation ne limite pas l'activité des micro-organismes.

Sur la figure 2.10, on voit que le niveau de saturation  $C_{SAT}$  se trouve diminué, on atteint une valeur d'équilibre inférieure, égale à :

$$C'_{SAT} = C_{SAT} - \frac{R_e}{K_{LA}} \quad (2.37)$$

Le  $K_{LA}$  se calcule de la même façon que précédemment en remplaçant  $C_{SAT}$  par  $C'_{SAT}$ . En pratique, la concentration en oxygène dissous est régulée en permanence et doit être maintenue à un seuil qui se situe vers 1 mg/l. On montre que l'activité des micro-organismes est indépendante de la teneur en oxygène au dessus d'1mg/l tant que l'agitation du milieu reste suffisante.

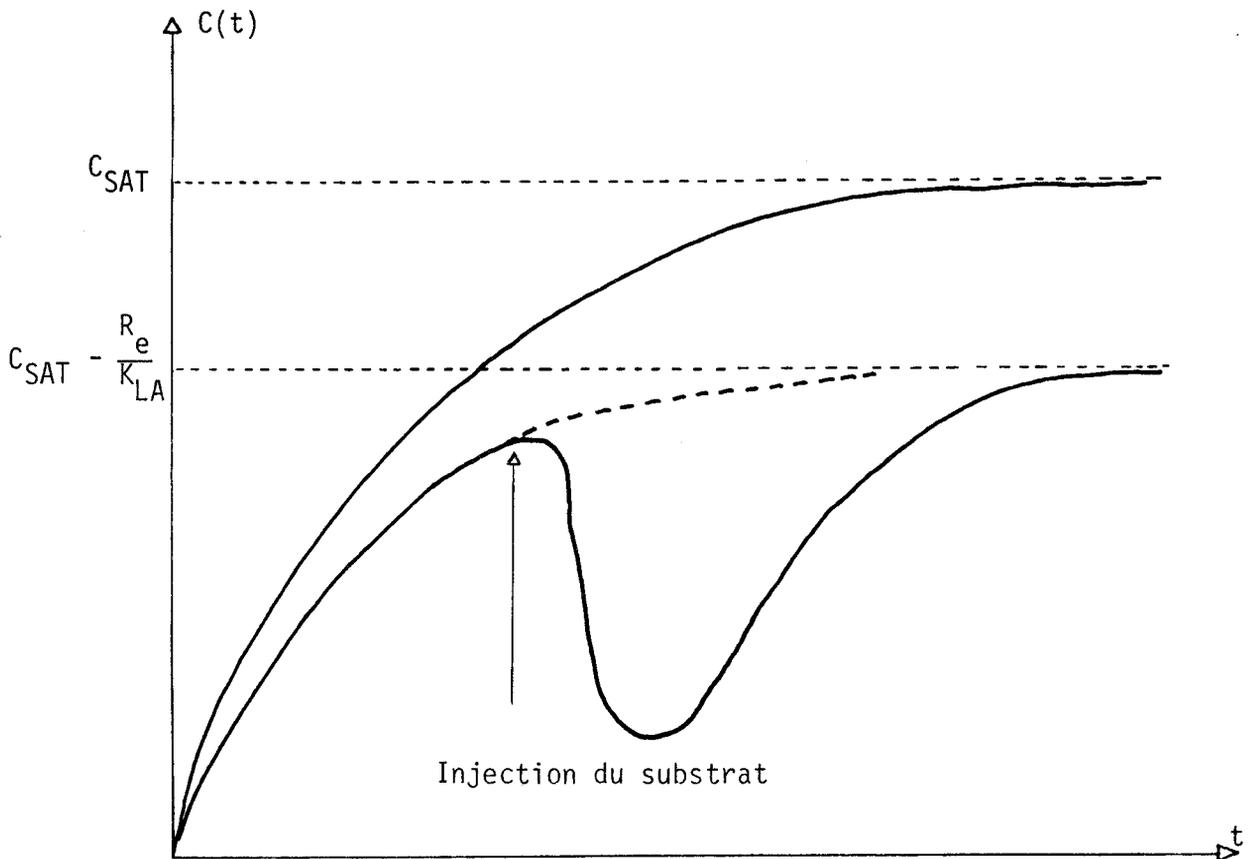


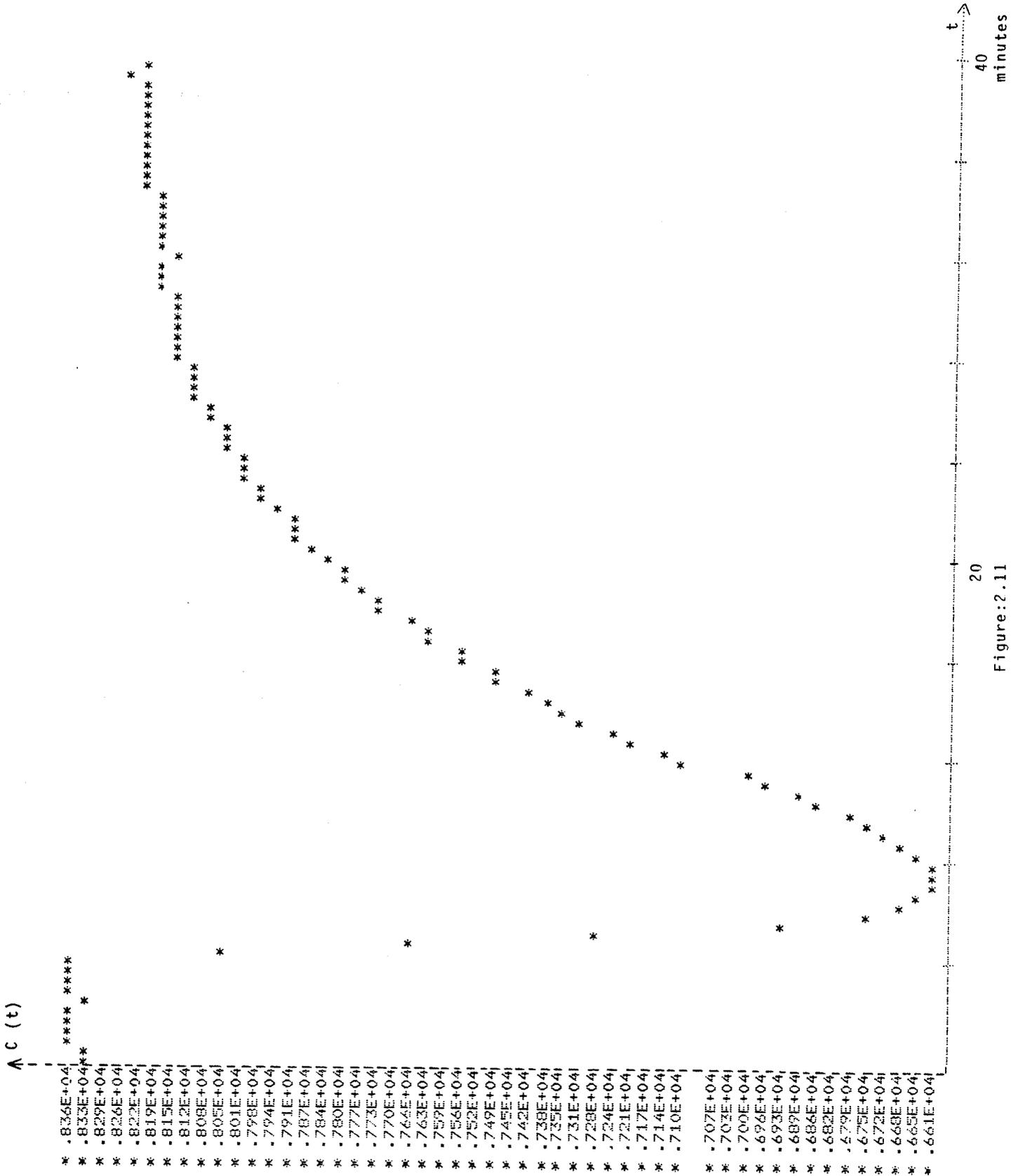
Figure 2.10 : Comparaison de la concentration en oxygène dissous , eau pure et en eau usée.

### II.2.3. - Les données

Sur les figures 2.11 et 2.12 sont données les allures du signal  $C(t)$ . L'acquisition de cette mesure a été accomplie par l'intermédiaire d'une sonde à oxygène dissous reliée à un ordinateur par des convertisseurs analogiques-numériques.

Les essais ont été réalisés de la façon suivante :

- . Avant l'injection du polluant, on enregistre la valeur de l'oxygène dissous pendant un certain temps afin de tester le bruit de fond.
- . Pour une concentration en micro-organisme donnée, on fait des tests à charge variable, et à temps d'injection différents tout en gardant le débit constant.



20

40

minutes

Figure:2.11



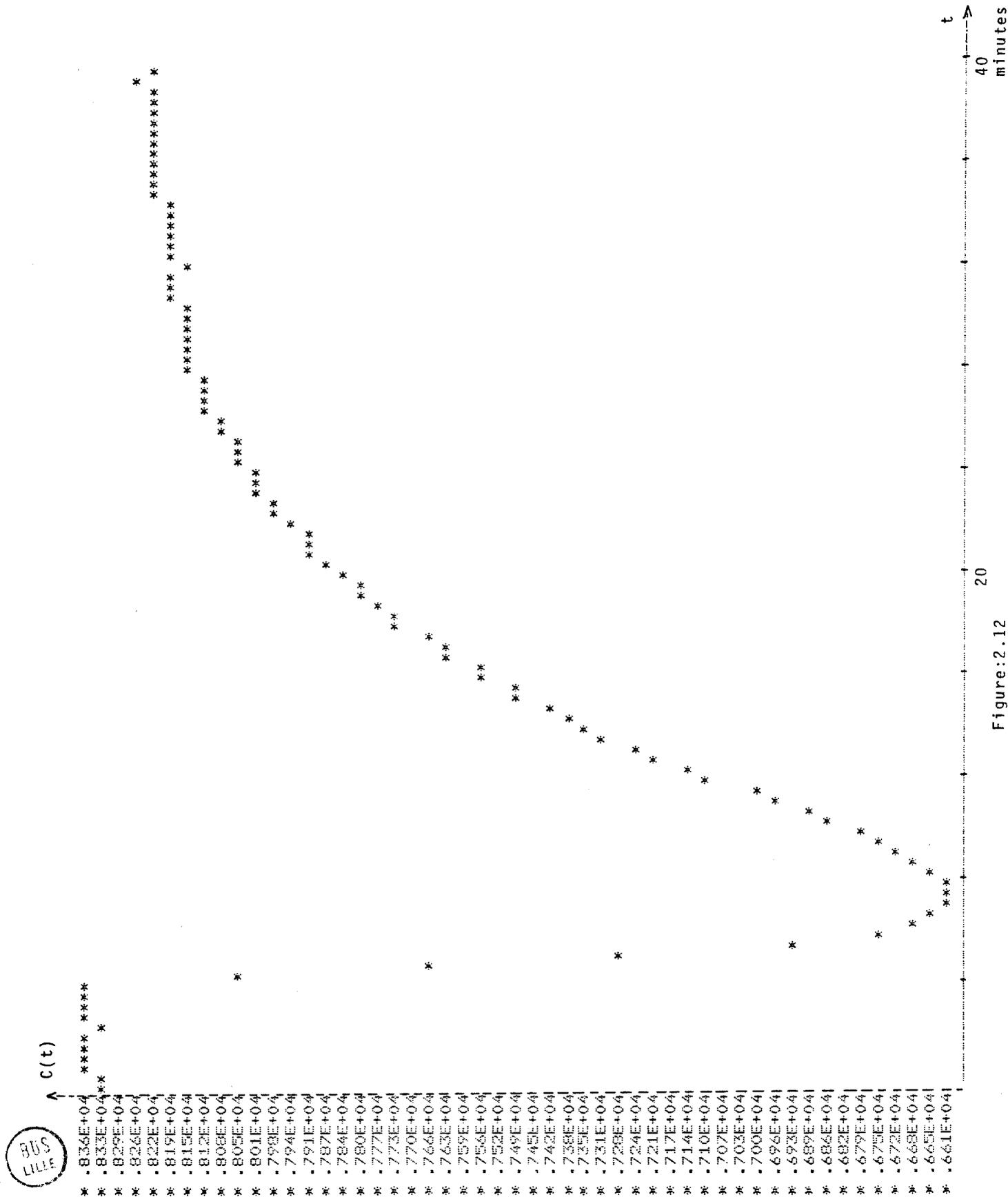


Figure:2.12

Pour chaque essai, on doit disposer des données suivantes :

- . volume injecté :  $V$
- . durée d'injection :  $\theta$
- . la concentration de saturation :  $C_{SAT}$
- . la concentration initiale en oxygène dissous :  $C_0$
- . la concentration en oxygène enregistrée :  $C$

### II.3 - FILTRAGE ET TRAITEMENT DES MESURES /12,13,14,15,16,17/

L'estimation des paramètres  $K_{LA}$  et  $C'_{SAT}$  nécessite le filtrage de la courbe  $C(t)$  à laquelle se superpose un bruit relativement important.

La méthode du filtrage que nous allons utiliser fait apparaître la valeur filtrée de  $C(t)$  et sa dérivée. Elle est basée sur le principe simple de la recherche de l'enveloppe d'une courbe.

A chaque période d'échantillonnage, on associe les  $q$  périodes précédentes et les  $q$  périodes suivantes. L'horizon d'observation est constitué par  $(2q + 1)$  points (figure 2.13).

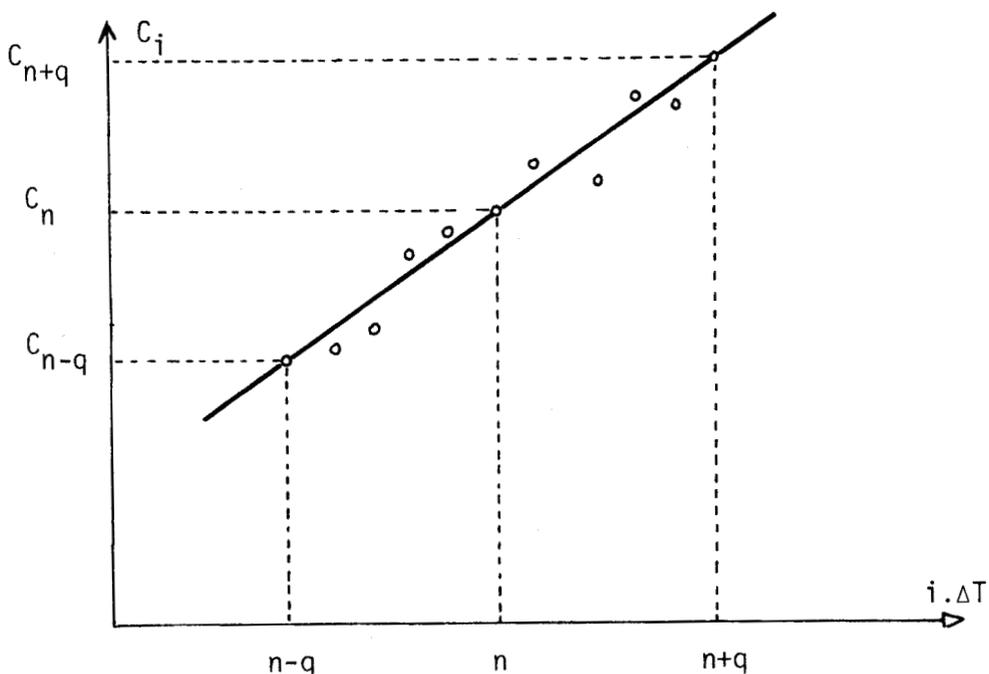


Figure 2.13 : Segmentation de  $C(t)$

Soit  $C_n$  la valeur de  $C(t)$  à l'instant  $n.\Delta T$  et  $\dot{C}_n$  sa dérivée au même instant. Le calcul de la droite des moindres carrées de l'ensemble :

$$\{ C_{n-q}, C_{n-q+1}, \dots, C_n, \dots, C_{n+q-1}, C_{n+q} \}$$

donnera à chaque instant  $i \Delta T$  ( $i \in \{ n-q, n+q \}$ ) :

$$C_i = a.(i * \Delta T) + b \quad (2.38)$$

Si nous notons  $\tilde{C}_n$  et  $\dot{\tilde{C}}_n$  les valeurs filtrées de  $C(t)$  et sa dérivée, nous pouvons écrire à l'instant  $i = n$  :

$$C_n = a_n . (n.\Delta T) + b_n = \tilde{C}_n \quad (2.39)$$

La dérivée à ce même instant est la pente de la droite :  $\dot{\tilde{C}}_n = a$ . Il suffit maintenant de faire "glisser" cette droite le long de la courbe  $C(t)$  et de réaliser par conséquent un filtrage récursif. Pour cela, on établit un critère qui consiste à minimiser l'erreur quadratique moyenne entre  $C(t)$  et la droite des moindres carrées.

$$\text{Soit } J_n = \frac{1}{2q + 1} \sum_{i=-q}^{+q} (C_{n+i} - a_n . i\Delta T - b_n)^2 \quad (2.40)$$

En annulant la dérivée de  $J_n$  par rapport à  $a_n$  et  $b_n$ , on parvient aux relations suivantes :

$$a_n = \frac{3}{q(q+1)(2q+1)\Delta T} \sum_{i=-q}^{+q} i . C_{n+i} \quad (2.41)$$

$$b_n = \frac{1}{2q+1} \sum_{i=-q}^{+q} C_{n+i} \quad (2.42)$$

$\Delta T$  étant la période d'échantillonnage.

Une écriture analogue de ces équations à l'instant (n+1) permet de définir un ensemble d'équations récurrentes :

$$b_{n+1} = b_n + \frac{C_{n+q+1} - C_{n-q}}{2q+1} \quad (2.43)$$

$$a_{n+1} = a_n - \frac{3b_n}{q(q+1)\Delta T} + \frac{3}{q(q+1)(2q+1)\Delta T} [qC_{n+q+1} - (q+1)C_{n-q}] \quad (2.44)$$

Le coefficient q représente le degré du filtrage; plus q sera grand, plus le filtre correspondra à une fréquence de coupure faible.

#### II.4 - IDENTIFICATION PARAMETRIQUE

-----

Au cours de chaque essai respirométrique, on dispose de N valeurs mesurées  $C_i^*$  à partir desquelles on calcule N valeurs  $R_i^*$  :

$$(R_i^*, t_i) \quad i = 1, 2, \dots, N$$

Le problème consiste à déterminer à partir des données  $R_i^*$  les valeurs numériques des paramètres issus du modèle biologique (2.33). Nous les reprenons ci-dessous sous forme vectorielle:

$$P_1^T = [P_{11}, P_{12}, P_{13}] = [KX, \mu (1 - e^{-\gamma/X}), S_0]$$

$$P_2^T = [P_{21}, P_{22}] = [C_s, \beta]$$

$$P^T = [P_1^T, P_2^T]$$

La méthode d'identification choisie est celle du modèle dont le schéma fonctionnel est donné à la figure 2.14. La procédure d'identification consiste à comparer deux comportements : celui du système biologique et celui du modèle mathématique proposé, soumis tous les deux aux mêmes sollicitations. Un mécanisme d'adaptation compare les deux sorties (système, modèle) et modifie en conséquence les paramètres de telle sorte que la distance entre les deux réponses soit nulle ou minimale.

\* choix de la distance

On s'intéresse à l'écart existant entre les sorties système et modèle. On prend, comme critère à minimiser, la distance quadratique écrite sous sa forme vectorielle.

$$D = ( \underline{R}^* - \underline{R} )^T ( \underline{R}^* - \underline{R} ) \quad (2.44)$$

où  $R^*$  représente le signal de respiration calculé à partir de la mesure de  $C(t)$ .  $R$  représente la respiration calculée à partir du modèle biologique.

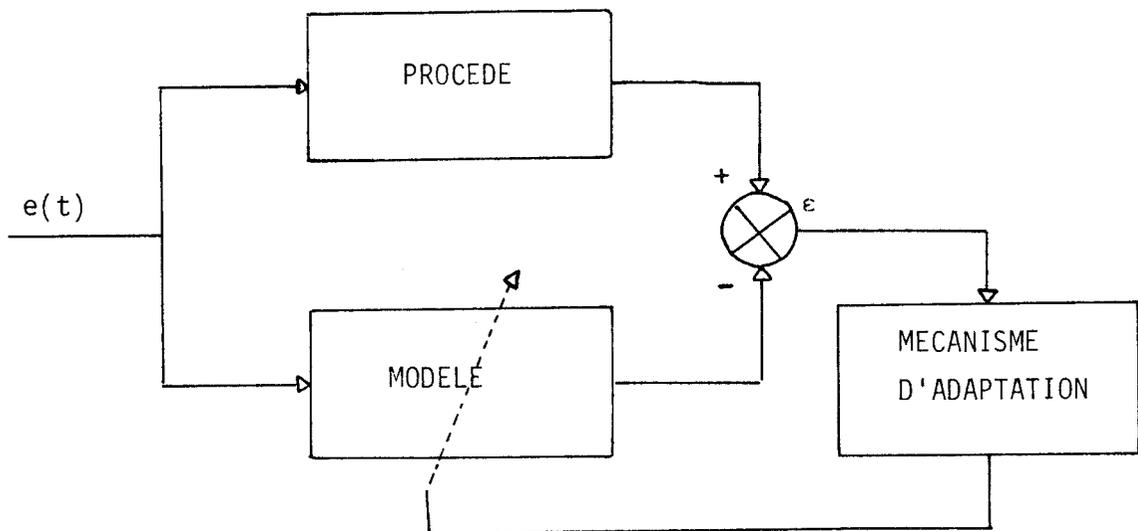


Figure 2.14 : Identification par la méthode du modèle

L'intégration numérique de l'équation 2.33 peut s'écrire sous la forme d'une fonction :

$$R = R (\underline{P}, t)$$

La procédure d'identification consiste à chercher les estimations  $\hat{\underline{P}}$  du vecteur paramètre  $\underline{P}$ . A partir d'une estimation initiale  $\hat{\underline{P}}_0$ , on intègre numériquement l'équation (2.33), ce qui permettra de calculer la suite des valeurs :

$$\hat{\underline{P}}_0, \hat{\underline{P}}_1, \hat{\underline{P}}_2, \dots, \hat{\underline{P}}_i, \dots$$

tel que :

$$D [\underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_0, t)] > D [\underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_1, t)] > \dots > D [\underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t)] > \dots$$

Cette suite numérique est bornée inférieurement par une distance seuil, son choix est déterminé par le degré de précision que l'on veut obtenir. Il existe de nombreux algorithmes d'identification permettant la détermination des valeurs numériques des paramètres. La forme particulière du modèle (deux systèmes non-linéaires en cascade) nous a incités à utiliser les méthodes de P.N.L. (programmation non-linéaire). Après avoir essayé plusieurs méthodes, deux d'entre-elles ont été retenues. Le principe de base de ces méthodes est donné ci-dessous.

#### II.4.1. - Méthode du gradient /18,19,20,21/

Le calcul du vecteur paramètre  $\hat{\underline{P}}_{i+1}$  nécessite le développement de la distance D autour de  $\hat{\underline{P}}_i$ . La recherche du vecteur paramètre se fait dans la direction du gradient. Le vecteur  $\hat{\underline{P}}_{i+1}$  doit être choisi de façon à ce que l'accroissement  $\Delta D$  soit maximal :

$$D [\underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t)] - D [\underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_{i+1}, t)] = - \Delta D \quad (2.45)$$

Le développement au premier ordre de D s'écrit :

$$D [ \underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i + \Delta \hat{\underline{P}}, t) ] \simeq D [ \underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t) ] + \frac{\partial D [ \underline{R}^*, \underline{R}, (\hat{\underline{P}}_i, t) ]}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \cdot \Delta \hat{\underline{P}} \quad (2.46)$$

$\Delta \hat{\underline{P}}$  est la différence  $\hat{\underline{P}}_{i+1} - \hat{\underline{P}}_i$ , la variation de la distance s'écrit alors :

$$\Delta \hat{\underline{P}} = \frac{\partial D [ \underline{R}^*, \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t) ]}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \cdot \Delta \hat{\underline{P}} \quad (2.47)$$

On montre que la variation de  $\hat{\underline{P}}$  est maximale quand celle-ci est colinéaire avec le vecteur gradient :

$$\Delta \hat{\underline{P}} = - K \left( \frac{\partial D}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \right) \quad (2.48)$$

K peut être un scalaire > 0 ou une matrice.

$$\begin{aligned} \frac{\partial D}{\partial \hat{\underline{P}}_i} &= \frac{\partial}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \{ [ \underline{R}^* - \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t) ]^T [ \underline{R}^* - \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t) ] \} \\ &= - \left( \frac{\partial \underline{R}}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \right)^T \cdot \underline{R}^* + \underline{R}^T \left( \frac{\partial \underline{R}}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \right) - (\underline{R}^*)^T \left( \frac{\partial \underline{R}}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \right) + \underline{R}^T \left( \frac{\partial \underline{R}}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \right) \\ &= - 2 \left( \frac{\partial \underline{R}}{\partial \hat{\underline{P}}_i} \right)^T \cdot (\underline{R}^* - \underline{R}) \end{aligned}$$

La formule itérative finale s'écrit :

$$\hat{\underline{P}}_{i+1} = \hat{\underline{P}}_i - 2.K.C^T \cdot [ \underline{R}^* - \underline{R} (\hat{\underline{P}}_i, t) ] \quad (2.49)$$

où C est la matrice des fonctions de sensibilité. Dans notre cas, elle est de dimension Nx5 (N étant le nombre de points de mesures, les paramètres à identifier sont au nombre de cinq).

$$C = \begin{pmatrix} \left(\frac{\partial R}{\partial P_{11}}\right)_{\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{12}}\right)_{\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{13}}\right)_{\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{21}}\right)_{\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{22}}\right)_{\Delta T} \\ \left(\frac{\partial R}{\partial P_{11}}\right)_{2\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{12}}\right)_{2\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{13}}\right)_{2\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{21}}\right)_{2\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{22}}\right)_{2\Delta T} \\ " & " & " & " & " \\ " & " & " & " & " \\ " & " & " & " & " \\ \left(\frac{\partial R}{\partial P_{11}}\right)_{i\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{12}}\right)_{i\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{13}}\right)_{i\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{21}}\right)_{i\Delta T} & \left(\frac{\partial R}{\partial P_{22}}\right)_{i\Delta T} \\ " & " & " & " & " \\ " & " & " & " & " \\ " & " & " & " & " \end{pmatrix}$$

i variant de 1 à N,  $\Delta T$  étant la période d'échantillonnage.

#### II.4.2. - Méthode "axe par axe" /18/

L'exploration de l'espace paramétrique suivant l'axe des coordonnées se fait par variations successives des paramètres. La recherche de l'optimum s'opère sur chaque axe en utilisant une méthode monodimensionnelle à pas constant. La figure 2.15 montre le principe de la méthode pour un espace paramétrique à deux dimensions.

Si au couple de paramètres  $(P_1, P_2)$  correspond une distance  $D_{12}$ , la méthode consiste à garder  $P_2$  constant tout en faisant varier  $P_1$  jusqu'à obtention d'une nouvelle distance  $D_{12}^* < D_{12}$  meilleure au sens du critère choisi. La recherche s'effectue ensuite sur l'autre axe de coordonnées en faisant varier  $P_2$  ( $P_1$  restant constant) dans le but d'améliorer la distance précédente. L'opération est répétée plusieurs fois en

progressant pas à pas dans le sens de la diminution de la distance de façon à atteindre le point nominal.

Toutefois si cette méthode est facile à programmer, son utilisation se heurte quelquefois à des problèmes de convergence et de choix du pas de progression.

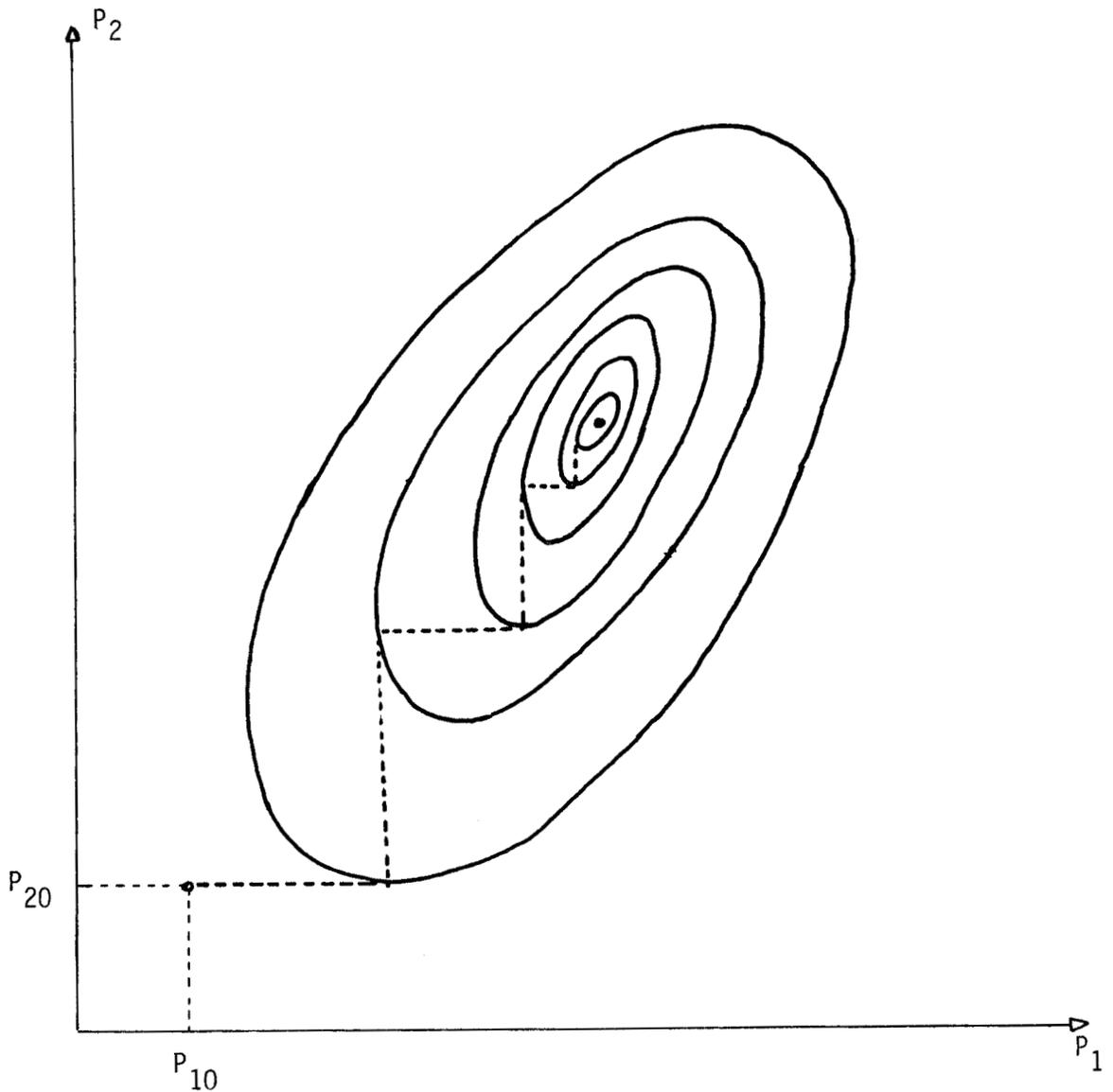


Figure 2.15 : Courbes iso-distance d'un système à deux dimensions utilisant la méthode dite "axe par axe".

### II.4.3. - Procédure d'identification /22,23,24/

Le modèle est constitué par deux sous-systèmes placés en cascade. Le second sous-système est sollicité par la réponse du premier. On exploite cette forme particulière du modèle pour simplifier la procédure d'identification. A cet effet, on décompose la réponse  $R(t)$  en trois zones d'observation (figure 2.16). Dans la zone (1), la réponse  $R_2$  est pratiquement nulle et  $R = R_1$ , de même dans la zone (3)  $R_1 = 0$  et  $R_2 = R$ . Pour faciliter la convergence des algorithmes utilisés, on doit initialiser correctement les paramètres. Pour ce faire, nous allons procéder à un calcul préalable.

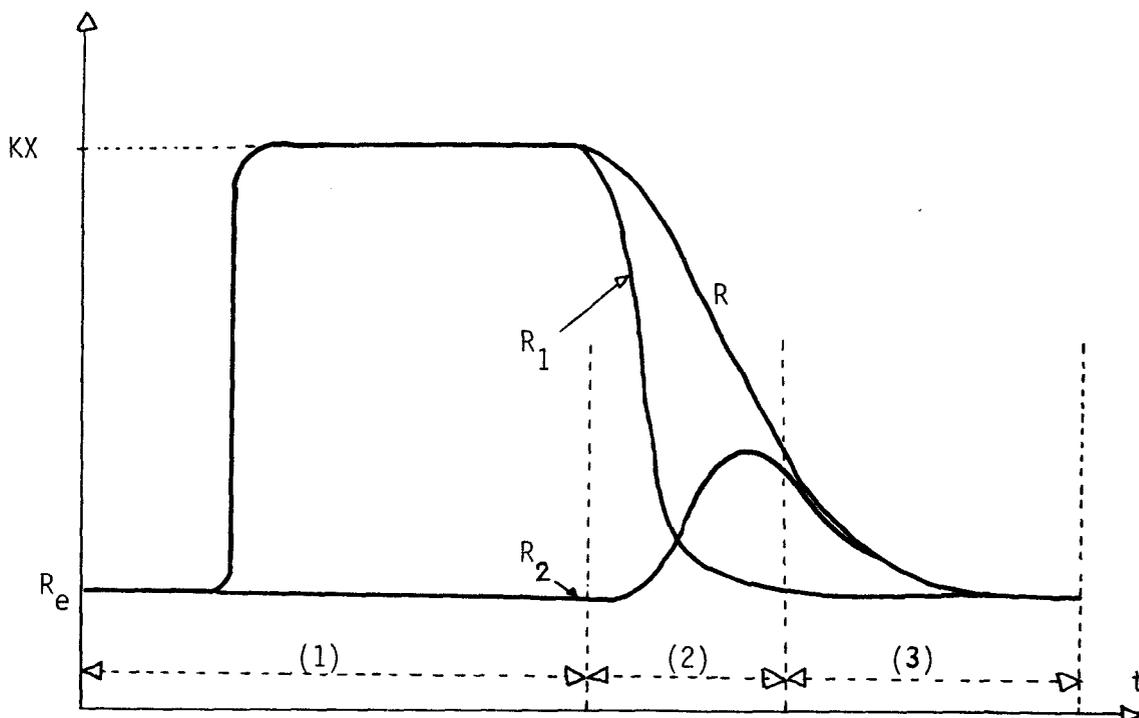


Figure 2.16 : Décomposition de  $R(t)$  en 3 zones d'observation

#### Initialisation des paramètres

- . Deux paramètres peuvent être obtenus facilement.
  - le niveau de saturation  $KX$
  - $S_0$  qui est la surface de la courbe  $R_1$ ; en première approximation, on peut assimiler cette courbe à un rectangle ayant pour surface :

$KX \cdot t_1$  ( $t_1$  étant le point d'inflexion de  $R_1$ )

- . le paramètre  $\mu(1-e^{-\gamma/X}) \simeq \mu \frac{\gamma}{X}$  est inversement proportionnel à  $X$ , il doit être judicieusement choisi pour que le produit  $\mu \frac{\gamma}{X} \cdot KX = \mu \gamma K$  reste constant.
- . le paramètre  $C_s$  représente l'inverse de la constante de temps de l'apparition du substrat secondaire. Il est très faible et difficile à obtenir puisque son estimation doit être réalisée dans la zone (2) où  $R_1$  et  $R_2$  sont tous deux non nuls.
- . Le paramètre  $\beta$  est le rapport des deux surfaces relatives à  $R_1$  et  $R_2$ , son ordre de grandeur est voisin de l'unité.

L'algorithme correspondant à la procédure d'identification explicitée ci-dessus est donné à la figure 2.17.

## II.5 - LES RESULTATS

### II.5.1. - Les données numériques

Les figures 2.18 et 2.19 montrent la variation de  $C(t)$  en utilisant le filtrage récursif étudié au paragraphe précédent. Les valeurs numériques sont les suivantes :

$$\text{pour } q = 6 : \begin{cases} K_{LA} = 0.188 \\ C'_{SAT} = 8356.5 \end{cases} \quad \text{courbe 2.18}$$

$$\text{pour } q = 1 : \begin{cases} K_{LA} = 0.190 \\ C'_{SAT} = 8335.7 \end{cases} \quad \text{courbe 2.19}$$

Après l'estimation des paramètres  $K_{LA}$  et  $C'_{SAT}$  et la connaissance de  $C(t)$  et sa dérivée, on calcule la respiration de métabolisation à partir de laquelle on identifie les paramètres du modèle. La figure 2.20 représente l'allure de la courbe  $R(t)$  calculée à partir des données illustrées à la figure 2.18.

Pour tester les méthodes d'identification choisies et leurs validités, nous avons préféré simuler le signal de respiration  $R(t)$ .

Cette façon de procéder nous permettra d'évaluer la précision et les limites des algorithmes utilisés.

Signalons toutefois que les programmes ont été écrits en FORTRAN 4 et exécutés sur un calculateur T.1600.

### II.5.2. - Résultats d'identification

Nous avons simulé le système en utilisant les valeurs numériques ci-dessous :

$$P_1^T = [ 1000, 0.0034, 3400 ]$$

$$P_2^T = [ 210^{-4}, 0.5 ]$$

Pour optimiser le temps de calcul et éviter les itérations inutiles, nous avons initialisé certains paramètres, après un calcul préalable, aux valeurs suivantes :

$$P_{11} = 1000$$

$$P_{13} = 2900$$

Les autres valeurs numériques des paramètres ont été imposées.

$$P_{12} = 0.310^{-2}$$

$$P_{21} = 0.210^{-3}$$

$$P_{22} = 0.4$$

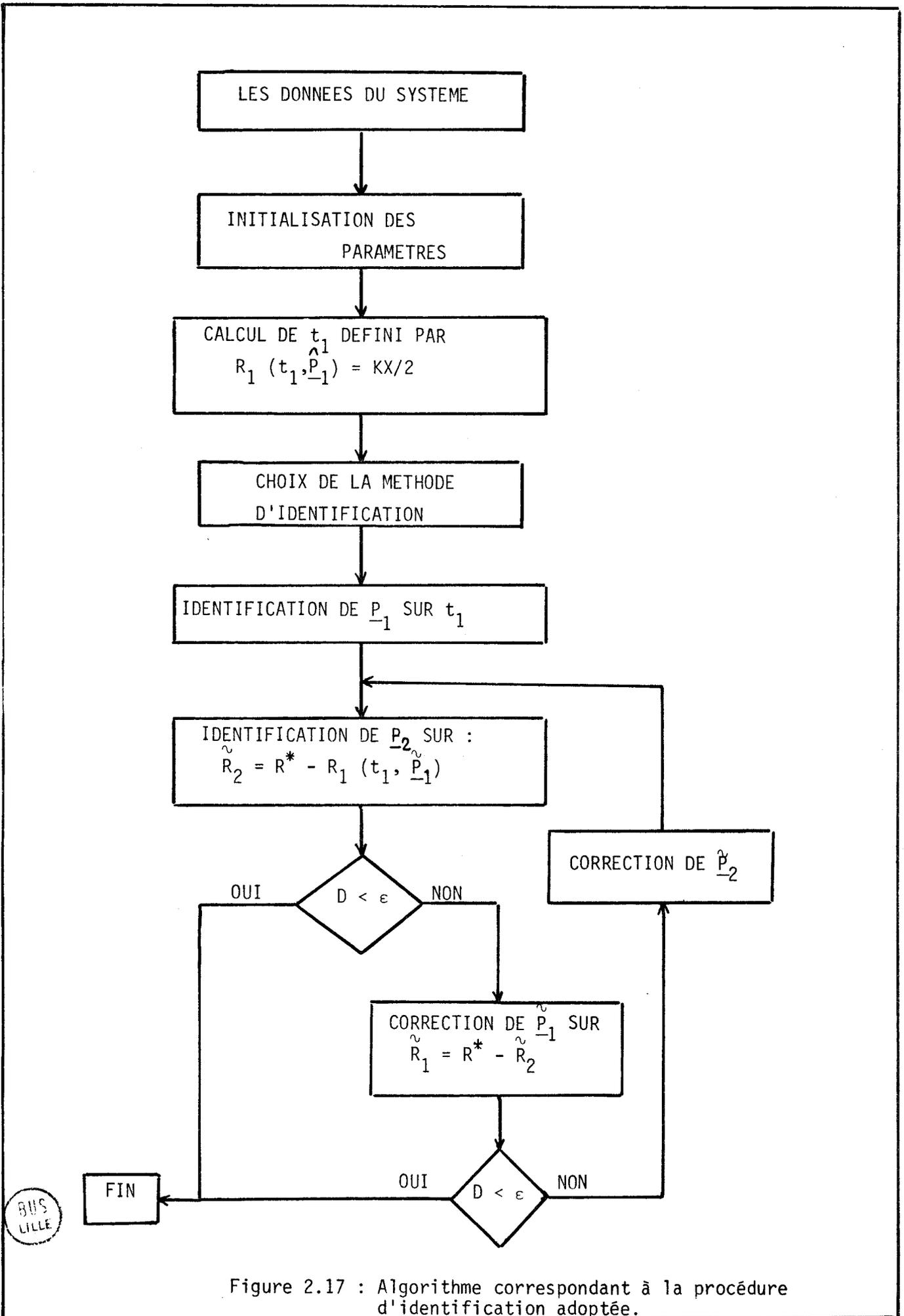


Figure 2.17 : Algorithme correspondant à la procédure d'identification adoptée.

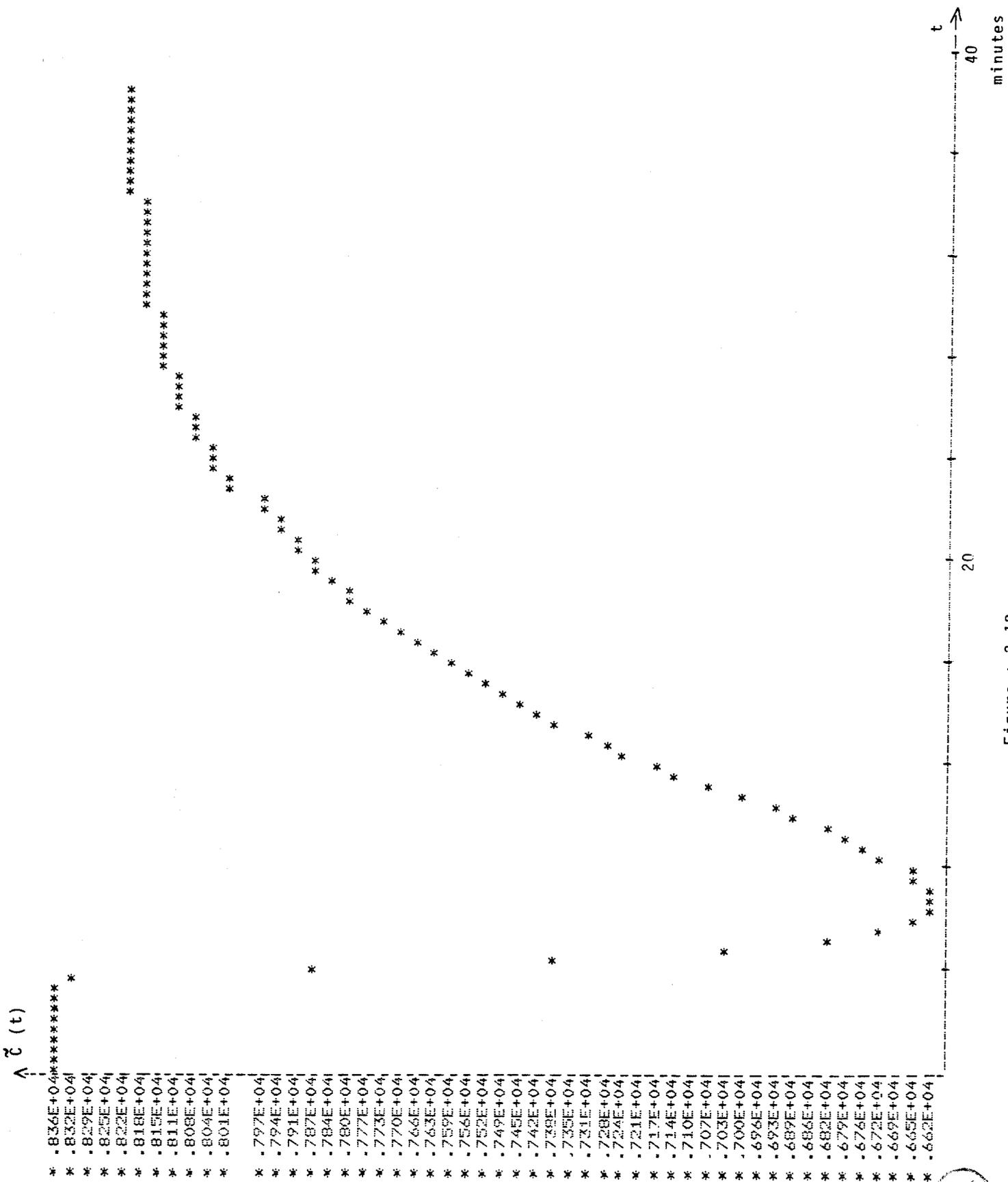
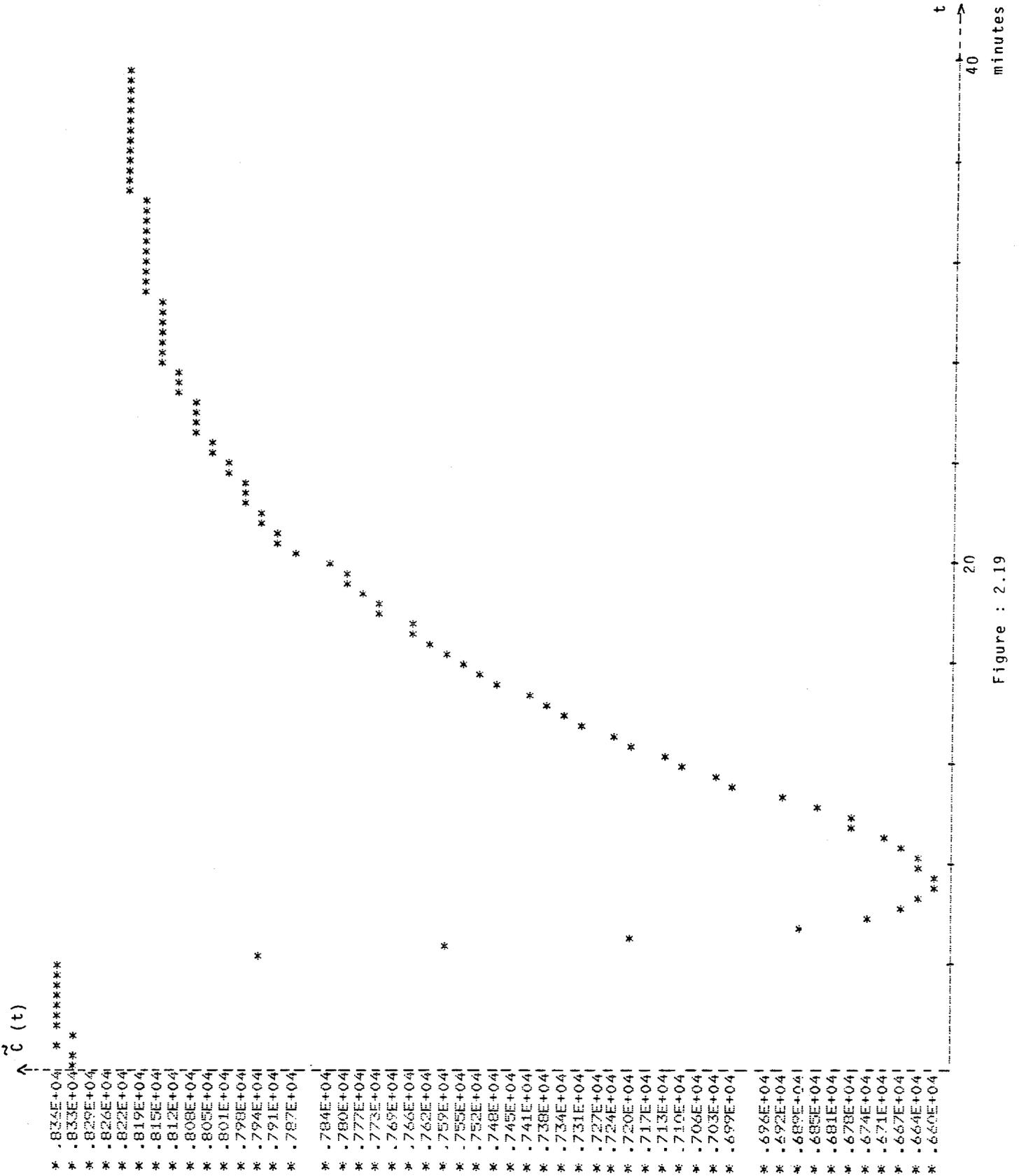


Figure : 2.18





BUS LILLE

Figure : 2.19

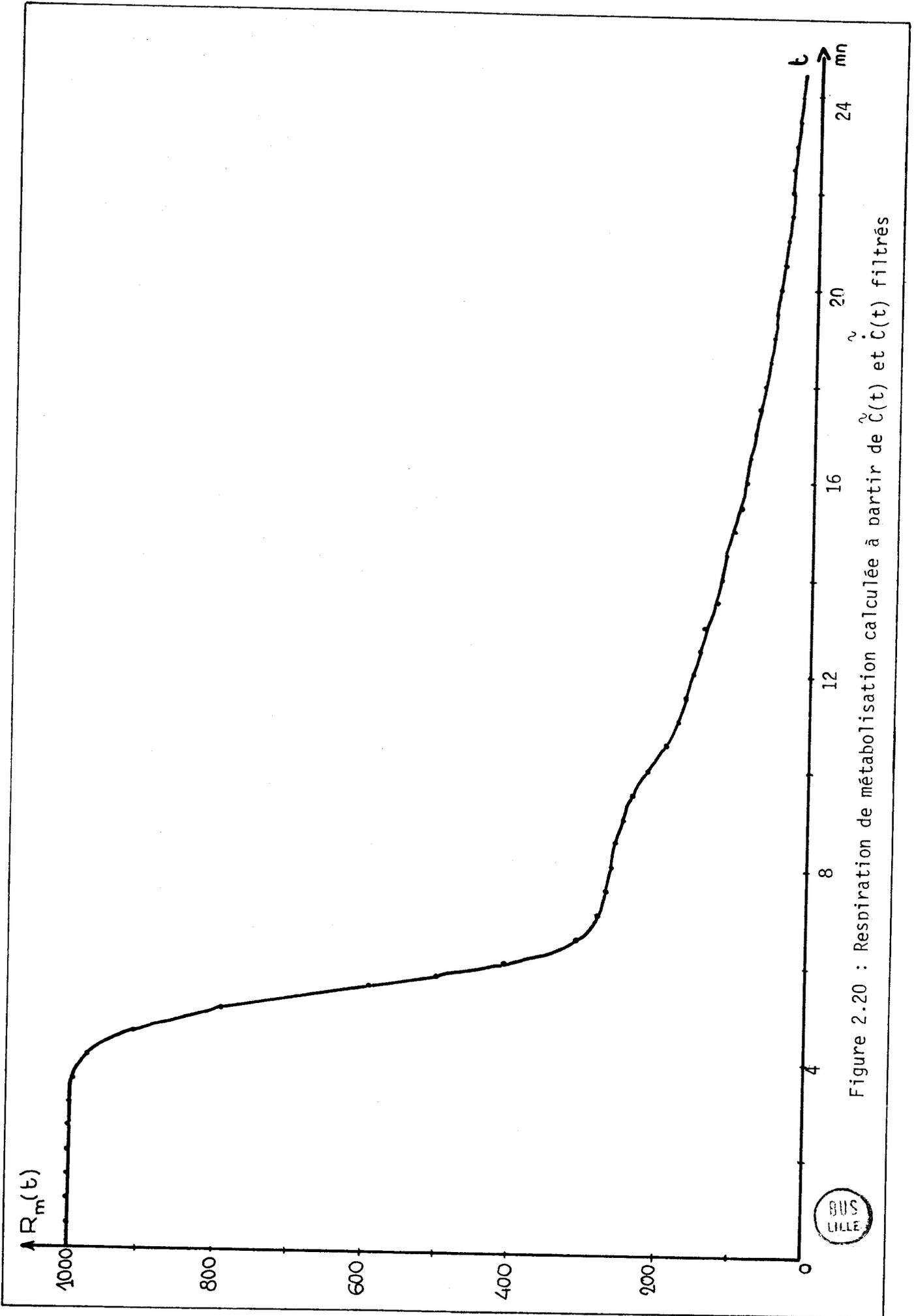


Figure 2.20 : Respiration de métabolisation calculée à partir de  $\hat{C}(t)$  et  $\hat{C}(t)$  filtrés



Les deux algorithmes utilisés ont donné des résultats satisfaisants. Sur le tableau ci-dessous, sont comparés les résultats obtenus. Le calcul des erreurs relatives sur chaque paramètre permet d'apprécier la validité et la précision des méthodes d'identification.

	$P_{11}$	$P_{12}$	$P_{13}$	$P_{21}$	$P_{22}$
valeurs réelles	1000	0.0034	3400	$2.10^{-4}$	0.5
méthode du gradient	1000	0.00311	3517	$1.910^{-4}$	0.509
Erreur relative en %	0	8.5	3.4	5	1.8
Méthode axe par axe	1000	0.00312	3325	$2.0510^{-4}$	0.495
Erreur relative en %	0	8.2	2.2	2.5	1

### II.5.3. - Interprétation des résultats

Les figures 2.21, 2.22 et 2.23. montrent successivement les réponses obtenues par simulation et identification. La courbe 2.24 permet de comparer les trois réponses ainsi obtenues; on peut remarquer qu'elles sont pratiquement superposables; ceci semble confirmer la validité du modèle proposé.

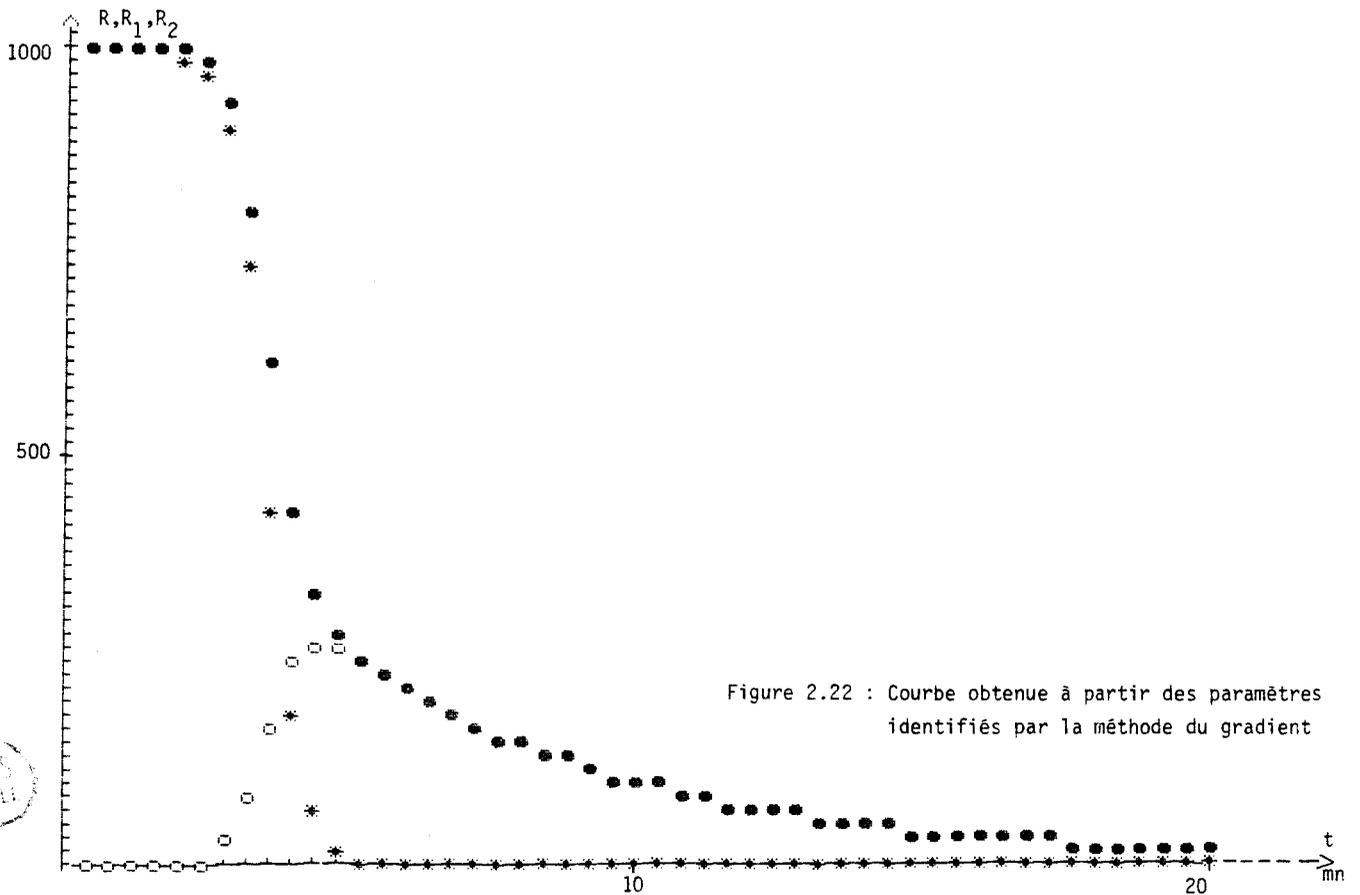
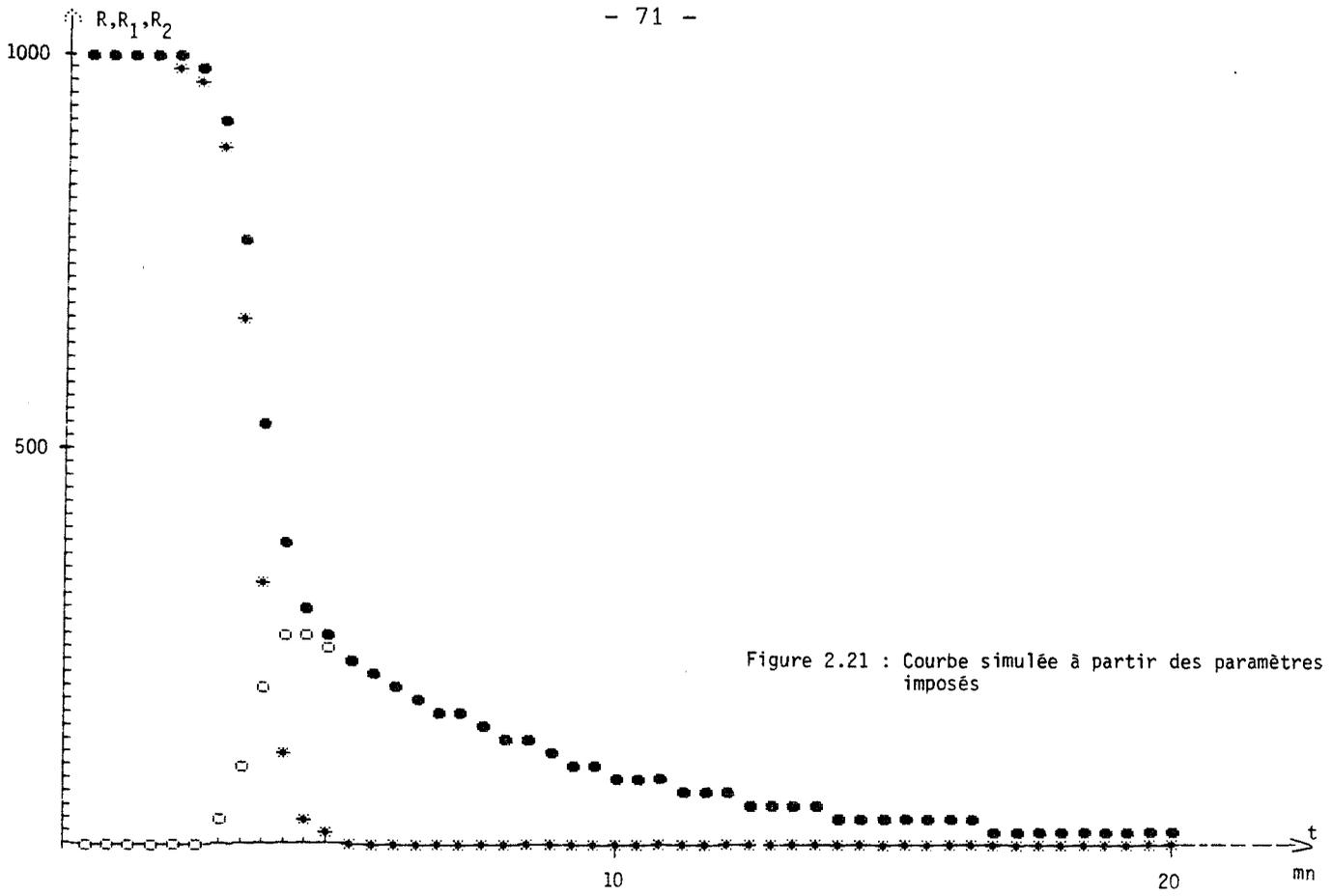
. L'analyse des courbes 2.25, 2.26, 2.27, 2.28 et 2.29 montre qu'une estimation correcte des paramètres s'obtient au bout de 40 itérations. Nous avons dilaté volontairement l'échelle des coordonnées pour mieux apprécier l'évolution de l'ensemble des paramètres avant qu'ils n'atteignent leurs valeurs d'équilibre.

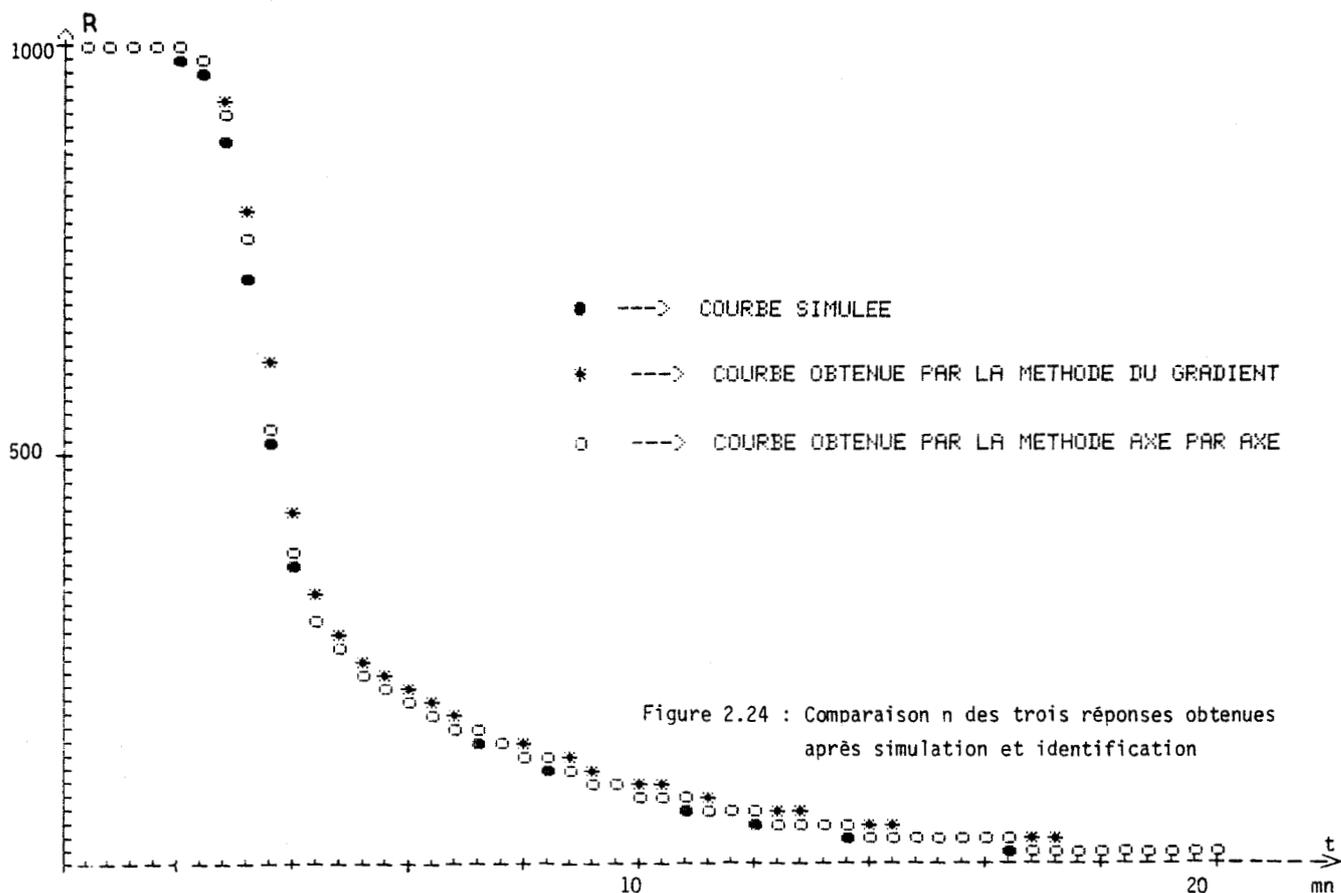
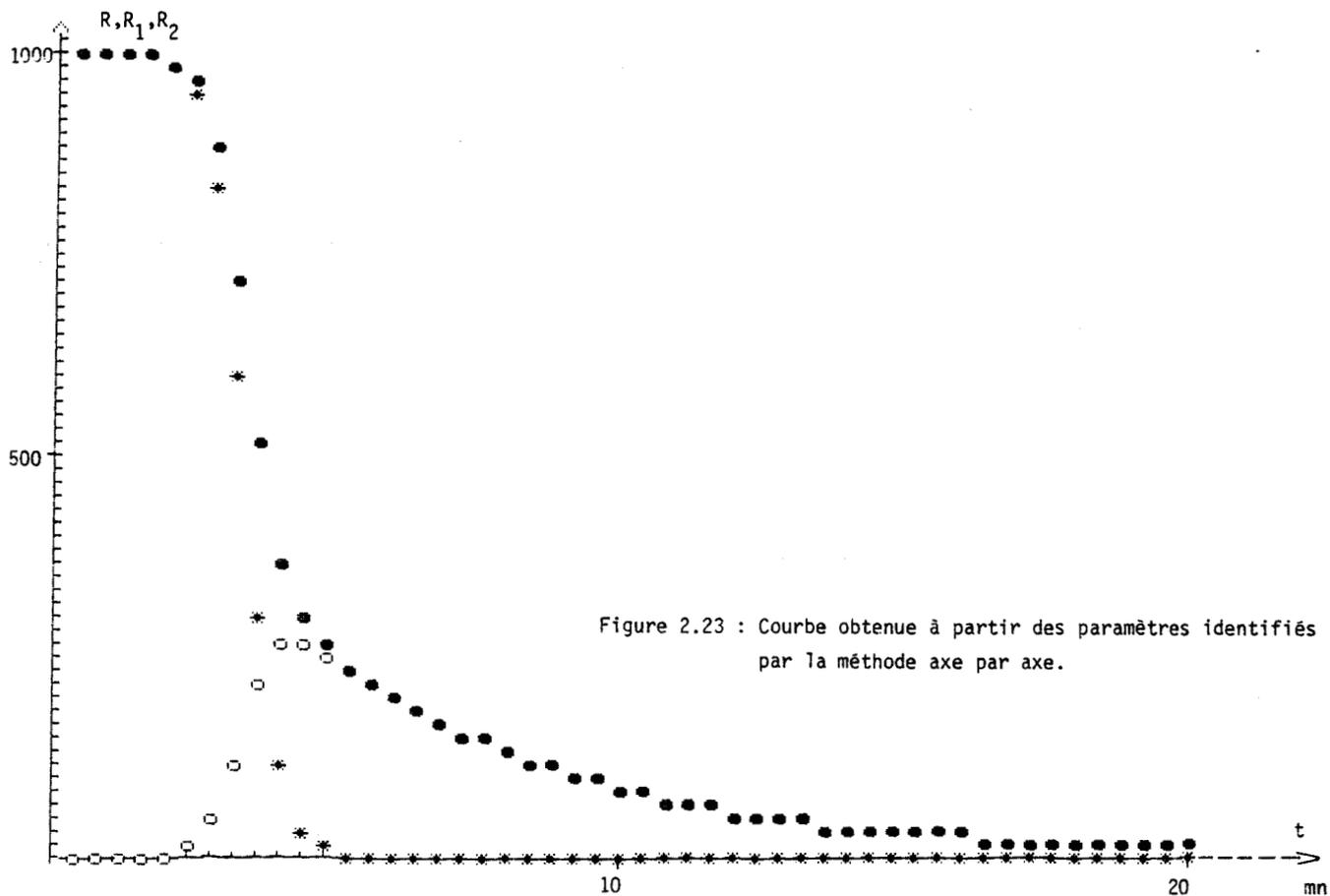
Signalons toutefois que la durée de chaque itération est de 25 secondes, le temps de calcul nécessaire à l'obtention définitive des paramètres est approximativement de 15 minutes.

- les paramètres  $P_{11}$ ,  $P_{13}$  et  $P_{22}$  sont facilement identifiables à cause de leurs initialisations correctes.
- le paramètre  $P_{12}$  est obtenu avec une erreur relative non négligeable à cause de sa dépendance du paramètre  $P_{11}$ .
- les autres paramètres s'obtiennent sans trop de difficultés avec une précision acceptable comme on a pu le constater dans le tableau ci-dessus.

. L'évolution de la distance illustrée à la figure 2.30 où sont comparées les deux méthodes d'identification (gradient, axe par axe) montre les performances et la durée de convergence des algorithmes utilisés. Pendant les premières itérations la distance diminue rapidement, ce qui s'explique par la présence d'un gradient fort au début de la procédure d'identification.

Nous estimons que les résultats obtenus sont acceptables; leur détermination nous renseigne sur la dynamique de la réaction qui traduit l'affinité entre les micro-organismes et le substrat présent.





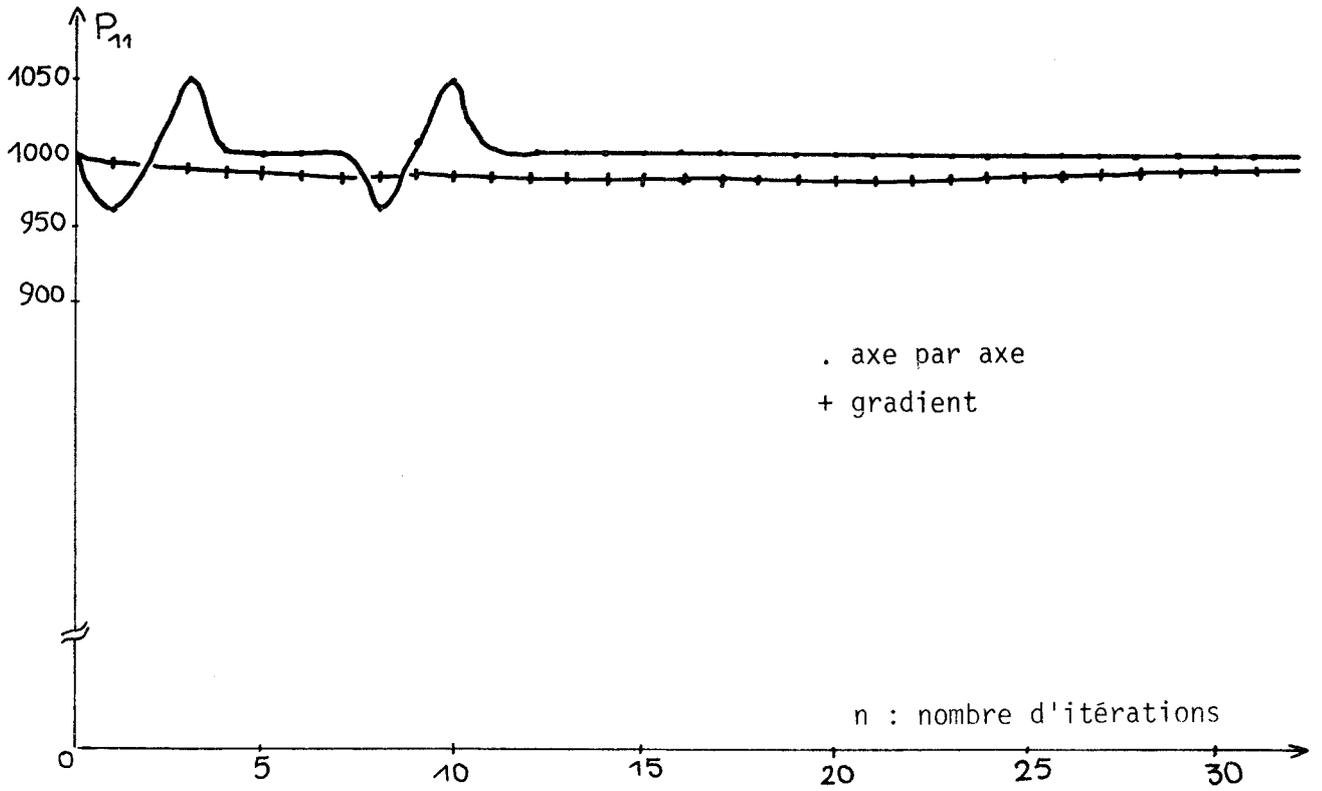


Figure 2.25

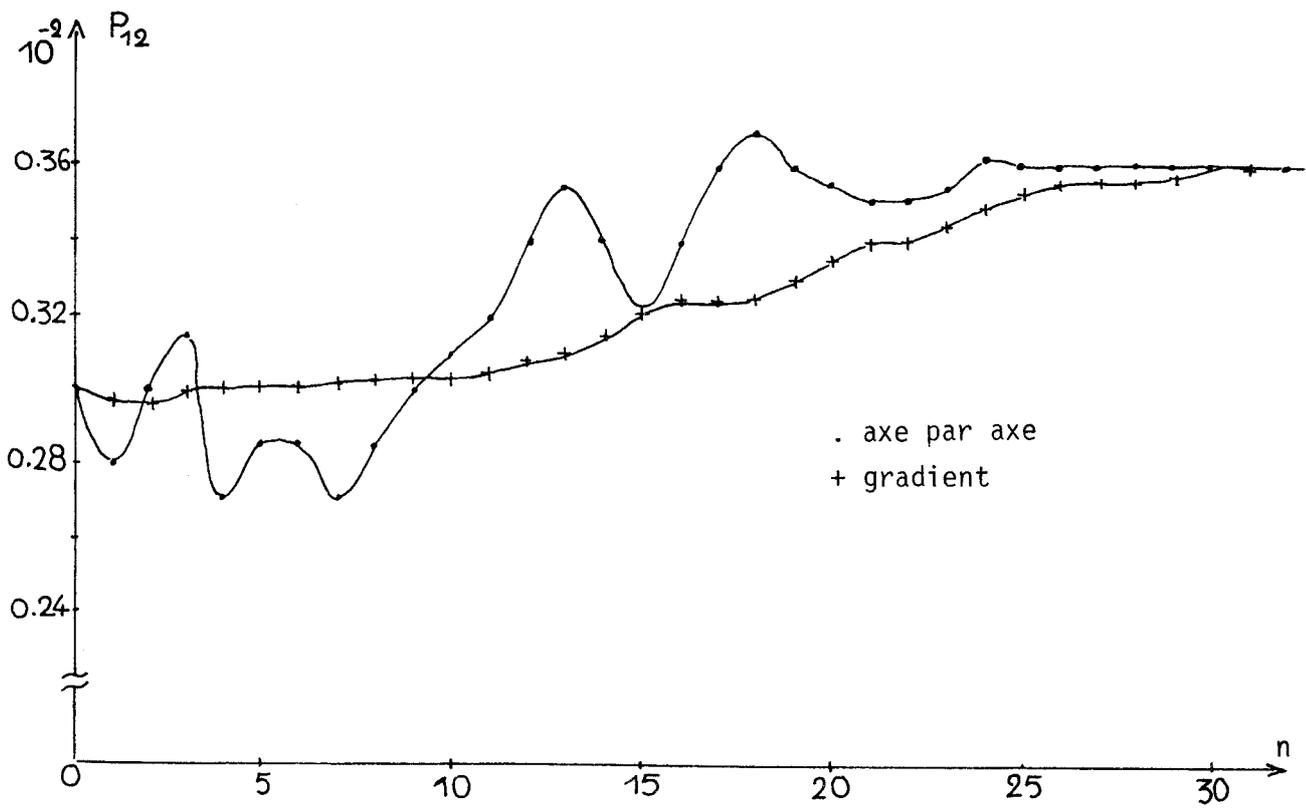


Figure 2.26



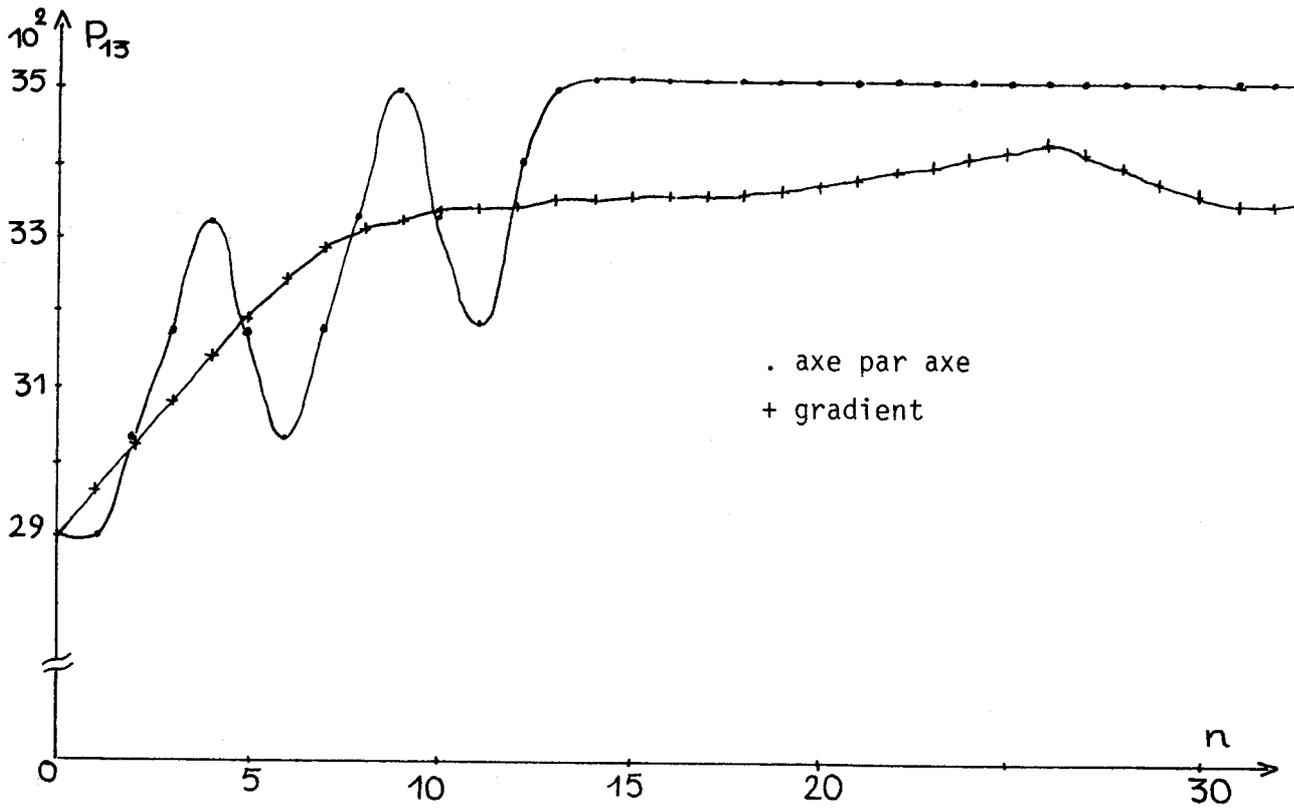


Figure 2.27

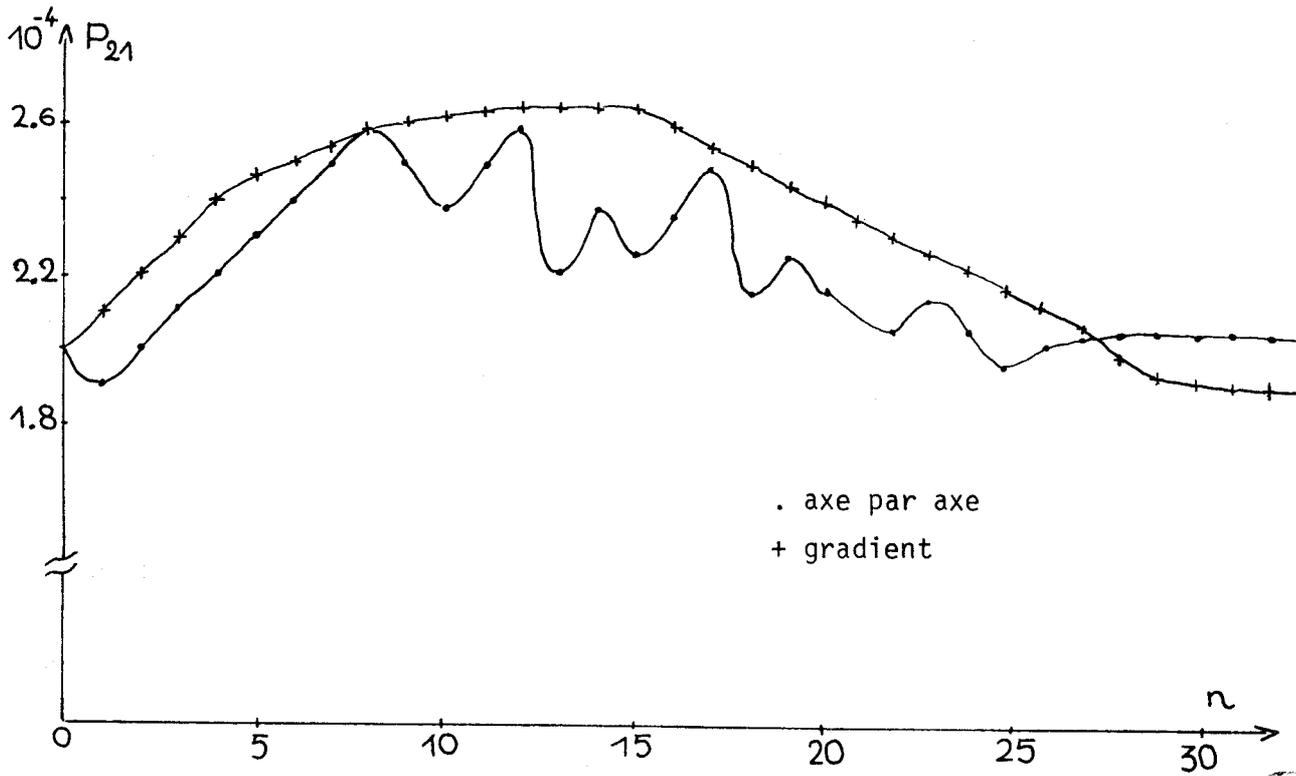


Figure 2.28



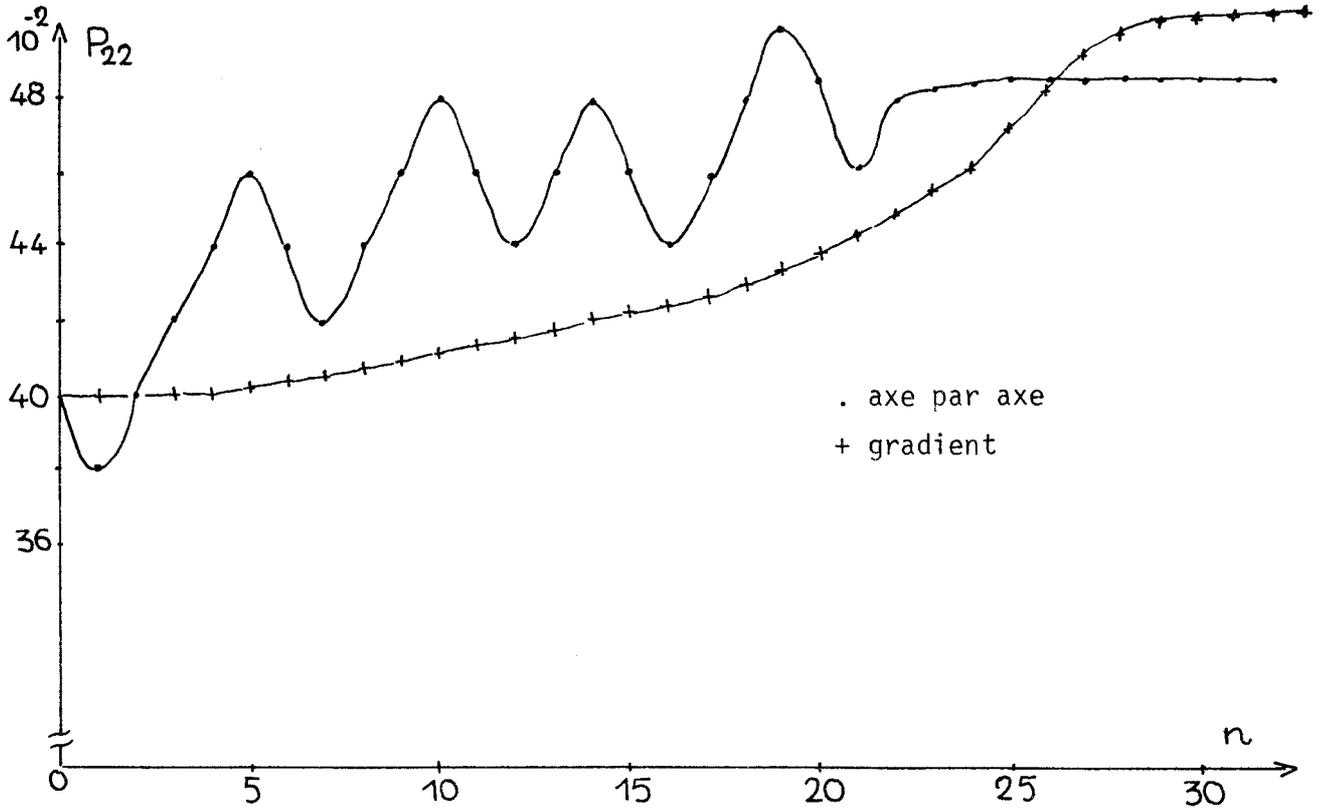


Figure 2.29

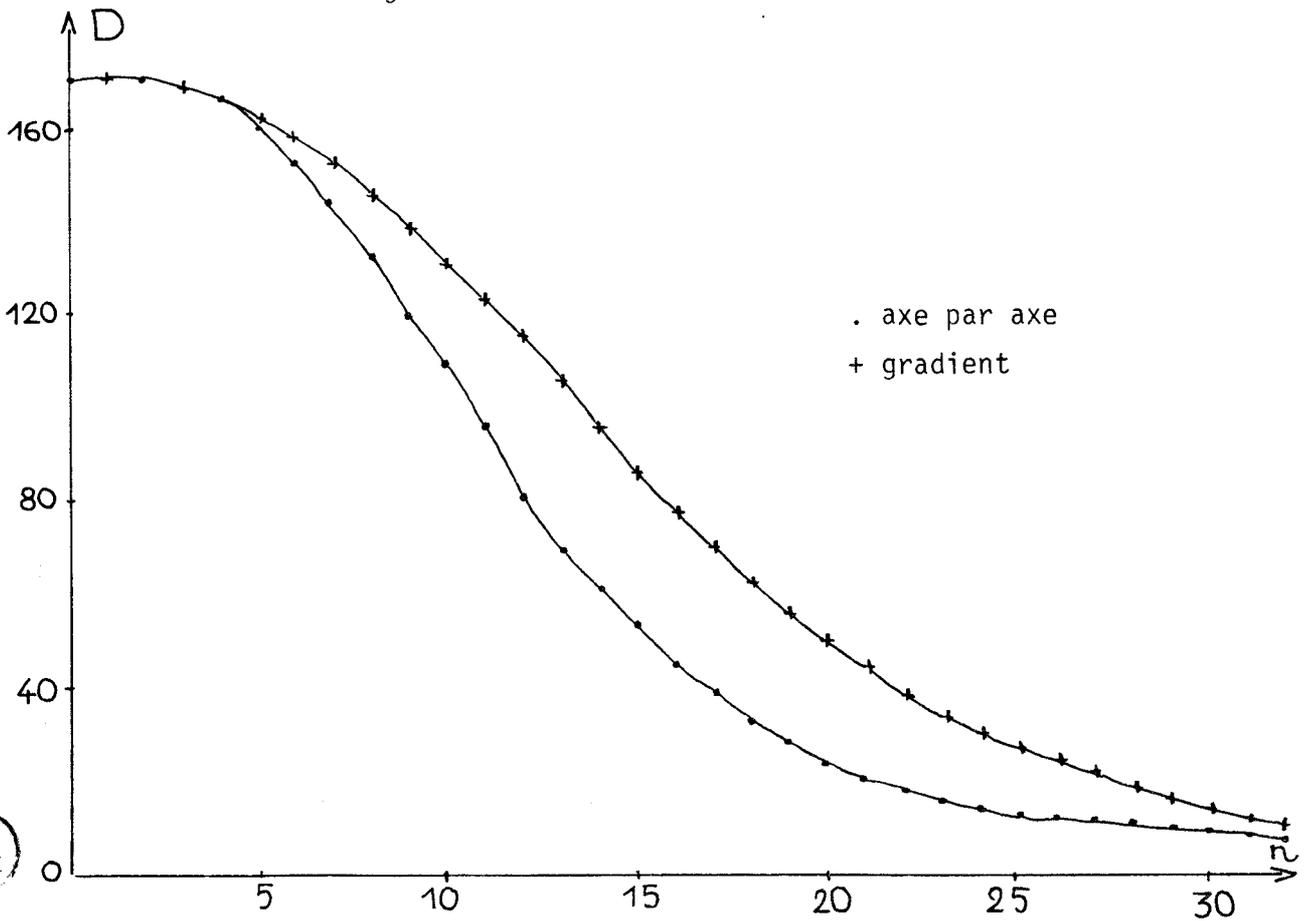


Figure 2.30 : Evolution de la distance en fonction de  $n$

BUS  
LILLE

## CONCLUSION

Une étude sur la modélisation nous a conduit à choisir un modèle qui semble convenir à la description de la cinétique de dégradation biologique. Dans sa formulation la plus complète, il permet :

- . de retrouver à partir de certaines approximations les modèles classiques
- . d'obtenir toutes les courbes de métabolisation issues lors d'un essai en batch sur le pilote.

Le signal provenant de la sonde à oxygène dissous étant bruité, l'utilisation des techniques du filtrage récursif a permis d'éliminer en partie ce bruit et d'évaluer correctement les paramètres  $K_{LA}$  et  $C'_{SAT}$ .

Le modèle biologique est composé de deux sous-systèmes non-linéaires placés en cascade. Les méthodes classiques d'identification (moindres carrées, maximum de vraisemblance, etc ...) ne s'appliquent pas à ce type de modèles. Nous avons dû faire appel aux méthodes de programmation non-linéaire. L'utilisation des méthodes du gradient et "axe par axe" donne de bons résultats à condition d'initialiser correctement les paramètres (au voisinage de leurs valeurs réelles). Toutefois, la méthode du gradient s'avère moins adaptée, sa programmation nécessite un calcul fastidieux quant à la détermination de l'algorithme d'identification. En revanche, la méthode "axe par axe" semble meilleure car sa programmation est facile à mettre en oeuvre et ne pose aucun problème particulier.

Avant d'envisager la suite de cette étude, nous faisons quelques remarques sur la nature et l'utilisation des résultats obtenus dans ce chapitre.

- sur le plan de l'utilité de l'identification, il faut noter qu'elle n'est pas une fin en soi. Les informations obtenues lors de cette phase seront utilisées pour la conception d'un système de régulation et de contrôle.
- les résultats obtenus décrivent la cinétique de métabolisation au niveau du pilote, leur extrapolation au bassin réel est indispensable à cause de la présence des lois hydrauliques.

## B I B L I O G R A P H I E

---

- /1/ - MONOD  
*" Recherche sur la croissance des cultures bactériennes "*  
Thèse, HERMAN, 1942
- /2/ - DE CONTOIS  
*J. Gen. Microbiol. Vol 21, 1959, p.40*
- /3/ - H. ROQUES  
*" Fondements théoriques du traitement biologique des eaux "*  
Editions technique et documentation
- /4/ - R. LAURENT - L. POVY  
*" Sur la modélisation des eaux usées "*  
C.R. Academie des Sciences - Paris - T.288 - Série A. p.315 à 318
- /5/ - M. BARBOUCHA  
*" Synthèse sur la modélisation hydraulique et biologique des  
eaux usées "*  
Rapport de D.E.A. - 1978-1979 - Centre d'Automatique de Lille 1
- /6/ - M. GHOUALMI  
*" Analyse et identification de l'écoulement dans un bassin d'épuration  
des eaux usées, connexions avec les modèles biologiques "*  
Thèse de Docteur-Ingénieur, Université de Lille 1 - Octobre 1978
- /7/ - BRIAN L. GOODMAN and ANDREW J. ENGLANDE, JR.  
*" A unified model of the activated sludge process "*  
Journal W P C F - p. 312 à 330
- /8/ - K. WUHRMANN K  
*" Research developments in regard to concept and base values of the  
activated sludge systems "*  
Water resources symposium n°1 - ed.by GLOYNA - p. 143,170  
university of Texas Press-Austin 1968.

- /9/ - C.J HARRIS  
" *Modelling simulation and control of stockastic systems with applications in wastewater treatment* "  
INT. J. SYSTEMS SCI - 1977 - Vol.8 n°4
- /10/ - P. BROUZES  
" *Automated actived suldge plants with respiratory metabolism control* "  
4<sup>th</sup> int.conf.on wat. Pollut Research - Prague 1969.
- /11/ - A. CHERUY  
" *Analyse d'une classe importante de bio-systèmes, les réactions enzymatiques* "  
Revue R.A.I.R.O. - Février 1975 - J-1, p.37 à 69
- /12/ - RADIX  
" *Introduction au filtrage numérique* "  
Eyrolles, 1970
- /13/ - C.V. RAJAGOPALAN  
" *Segmentation des suites temporelles* "  
Thèse de Docteur-Ingénieur, Lille, 1979.
- /14/ - C. VASSEUR, M. COUVREUR, J.M TOULOTTE, O.DUBOIS  
" *New concepts for a microprocessor oriented long term intelligent monitoring of newborns* "  
J. Biomed.Engng. 1980, vol.2, July
- /15/ - LABARRERE, KRIEF, GIMONET  
" *Le filtrage et ses applications* "  
Cepadues - Editions, Toulouse, 1978
- /16/ - J. MAX  
" *Méthodes et techniques de traitement du signal* "  
Masson, Paris, 2ème édition, 1977
- /17/ - A. LAVIRON  
" *Filtrage numérique de rythmes d'origine biologique - l'aspect théorique et application analogique à l'e.c.g* "  
Medical and biological engineering, 9, 109-120,1971

- /18/ - J. RICHALET, A. RAULT, R. POULIQUEN  
" *Identification des processus par la méthode du modèle* "  
Gordon & Breach - Théorie des systèmes - vol.4 - 1972
- /19/ - S. GENTIL  
" *Etude comparative des diverses méthodes statistiques  
d'identification de systèmes dynamiques* "  
Thèse de docteur de 3<sup>o</sup> cycle - Univ. De Grenoble - Juillet 1972
- /20/ - J. LOEB  
" *Identification expérimentale des processus industriels* "  
Dunod - 19
- /21/ - ISERMANN  
" *Comparizon and evolution of six on line identification and  
parameter estimation methods with three simulated process* "  
Congrès IFAC - La Haye 1973
- /22/ - L. POVY  
" *Identification des processus* "  
Dunod Université - Paris 1975
- /23/ - R. LAURENT  
" *Contribution à l'identification des processus multivariables  
par la détermination d'un modèle de commande ne faisant intervenir  
que les composantes observables du vecteur d'état* "  
Thèse de 3<sup>o</sup> cycle - UNIVERSITE DE LILLE 1 - 1975
- /24/ - KAJBMAN, SINHA  
" *Identification of multivariable systems. A critical review* "  
Int. J. Systems SCI, vol.8 n°12 p.1415.1427 - 1977
- /25/ - " *A link between science an applications of automatic control* "  
Congrès I.F.A.C. 1978
- /26/ - P. DE LARMINAT, Y. THOMAS  
" *Automatique des systèmes linéaires* " Tome II : identification  
Flammarion Sciences - 1977.
- /27/ - P. EYKHOFF  
" *System identification* " John Wiley and Sons - 1974.

## CHAPITRE III

### SIMULATION DU BASSIN D'AERATION

### CHAPITRE III

---

## SIMULATION DU BASSIN D'AÉRATION

### INTRODUCTION

---

L'étude exposée au chapitre précédent avait pour objectif la détermination des valeurs numériques des paramètres caractérisant la cinétique de métabolisation au niveau du pilote. En effet, celui-ci ne fait apparaître que la partie purement biologique de la réaction, il est donc nécessaire d'extrapoler les résultats obtenus au bassin réel. Ce passage nécessite des transformations de certains paramètres du modèle.

Pour que le bassin puisse atteindre des performances biologiques satisfaisantes, on doit nécessairement connaître les lois hydrauliques (nature de l'écoulement et distribution des temps de séjour). A cet effet nous proposons une approche indirecte permettant la détermination théorique de la concentration résiduelle en sortie.

Les difficultés liées à l'absence des mesures réellement représentatives nous ont incité à rechercher une méthode de simulation ne faisant appel qu'aux grandeurs accessibles et mesurables. Nous la développons dans un premier temps pour un bassin ayant une seule entrée d'effluent et de boues.

Nous aborderons ensuite les problèmes que soulève sa généralisation dans le cas où le bassin est équipé de plusieurs entrées d'effluents.

Nous nous sommes intéressés à un bassin dit du type piston, c'est-à-dire qu'il n'y a aucune interaction entre ce qui entre à l'instant  $t$  et l'instant  $t + dt$ . Dans ce cas la distribution des temps de séjour se réduit à une impulsion de DIRAC et le temps de séjour  $T_s$  est défini par

$$\int_0^{T_s} \text{débit} \cdot dt = V$$

## I - EXTRAPOLATION AU BASSIN RÉEL

Les résultats obtenus lors d'un essai en batch sur le pilote sont bâtis sur les hypothèses suivantes :

- répartition uniforme de la pollution et de l'oxygène
- brassage complet, homogène et permanent entre le substrat et les micro-organismes; il n'existe pas de gradient de concentration
- l'injection du substrat se fait de façon impulsionnelle

En revanche, dans le bassin réel, nous devons tenir compte de certaines considérations liées à la géométrie et la cinétique hydraulique de la cuve d'aération:

- la concentration en micro-organisme n'est pas uniformément répartie le long du bassin; il existe donc des gradients de concentration.
- l'arrivée des débits d'effluents et de boues se fait de façon continue. Chaque bassin étant un cas d'espèce, ayant sa géométrie particulière et pouvant ainsi se trouver en présence d'une ou de plusieurs entrées de boues et d'effluents.
- le temps de séjour d'un micro-organisme n'est pas quelque chose de défini avec exactitude. Il existe une distribution des temps de séjour qui est fonction du bassin, des divers débits et de la nature de l'agitation.

Pour toutes ces raisons, il est nécessaire d'adapter l'ensemble des paramètres du modèle au bassin réel.

### I.1 - ADAPTATION DES PARAMETRES DU MODELE

#### I.1.1. - Adaptation du coefficient KX

Par identification, nous avons obtenu une valeur du coefficient KX

qui est proportionnel à la concentration en micro-organisme X.

Dans le pilote, nous avons introduit un volume  $V_p$  d'eau polluée et un volume  $V_b$  de boues contenant une concentration  $C_x$  en micro-organisme.

Si nous appelons X la concentration moyenne obtenue, nous avons dans le pilote une masse de micro-organismes égale à :

$$m = X ( V_p + V_b ) = X.V \quad (3.1)$$

où V est le volume du pilote.

Or, cette masse doit être la même que celle introduite dans le cas où l'effluent ne contient pas de matières organiques. La masse introduite est alors :

$$m = C_x \cdot V_b \quad (3.2)$$

L'élimination de m entre (3.1) et (3.2) donne :

$$C_x = X \left( 1 + \frac{V_p}{V_b} \right) \quad (3.3)$$

On introduit dans le bassin un débit d'eau polluée égal à  $D_e$  et un débit de boues égal à  $D_b$ .

$C_x$  est la concentration en micro-organisme dans les boues de retour.

Un raisonnement analogue à celui présenté pour le pilote nous permet d'aboutir à l'expression suivante :

$$C'_x = \frac{D_b}{D_b + D_e} C_x \quad (3.4)$$

où  $C'_x$  est la concentration en micro-organisme dans le bassin.

A partir des relations (3.3) et (3.4) nous déduisons :

$$C'_X = \frac{D_b}{D_e + D_b} \cdot \left( 1 + \frac{V_p}{V_b} \right) \cdot X \quad (3.5)$$

Le coefficient KX adapté au bassin réel sera par conséquent égal à :

$$KX = (KX)_p \cdot \frac{D_b}{D_b + D_e} \cdot \left( 1 + \frac{V_p}{V_b} \right) \quad (3.6)$$

où  $(KX)_p$  est la valeur du coefficient obtenue par identification.

#### I.1.2. - Adaptation du coefficient $S_0$

Dans le pilote,  $S_0$  est une constante et égale à la DBO introduite. L'injection du substrat se fait pour chaque essai respirométrique. Dans le bassin, l'effluent arrive en permanence,  $S_0$  est donc une fonction continue et dépend entre autre du temps et de l'hydraulique.

Si l'on tient compte des lois de dilution,  $S_0$  adapté au bassin sera donc :

$$S_0 = (S_0)_p \cdot \frac{D_e}{D_e + D_b} \quad (3.7)$$

où  $(S_0)_p$  est la quantité de DBO introduite dans le pilote.

#### I.1.3. - Adaptation du coefficient $\mu (1 - e^{-\gamma/X})$

En première approximation, ce coefficient peut être assimilé à  $\mu \frac{\gamma}{X} = \frac{4}{3} \pi \frac{\tau_0}{b} \frac{\alpha^3}{X}$ , il dépend de X et fait intervenir  $\tau_0$  et b qui sont respectivement la fonction taux de dégradation initiale et la vitesse

maximale de dégradation. En moyenne, ces deux grandeurs peuvent être les mêmes dans le pilote et dans le bassin. Il reste donc à corriger le coefficient  $X$ , en tenant compte de la relation (3.5) on parvient à l'expression suivante :

$$\mu \frac{Y}{X} = \left( \mu \frac{Y}{X} \right)_p \cdot \frac{V_b}{V_b + V_p} \cdot \left( 1 + \frac{D_e}{D_b} \right) \quad (3.8)$$

#### I.1.4. - Adaptation des coefficients $C_s$ et $\beta$

Le coefficient  $C_s$  est l'inverse de la constante de temps relative à l'apparition du substrat secondaire. Celui-ci peut être également en moyenne le même dans les deux cas.

Nous faisons la même remarque pour le coefficient  $\beta$  qui est le rapport entre la quantité de substrat secondaire formée et la quantité de substrat initial dégradée.

#### I.1.5. - Adaptation du coefficient $R_e$

La respiration endogène est proportionnelle à la concentration en micro-organisme  $X$ . Un raisonnement identique à celui présenté pour le coefficient  $KX$  nous permet d'écrire :

$$R_e = (R_e)_p \cdot \frac{D_b}{D_b + D_e} \cdot \left( 1 + \frac{V_p}{V_b} \right) \quad (3.9)$$

où  $(R_e)_p$  est la valeur de coefficient obtenue à partir du pilote.

Nous disposons maintenant de tous les paramètres régissant la cinétique de dégradation biologique du niveau du bassin réel. Afin d'établir au mieux les possibilités du bassin d'aération, nous devons tenir compte de la cinétique hydraulique puisque celle-ci est étroitement liée à la cinétique biologique.

La DBO en sortie va dépendre :

- . du fonctionnement biologique : cinétique de dégradation
- . du fonctionnement hydraulique : qualité du mélange et distribution des temps de séjour.

## I.2 - INTRODUCTION DES LOIS HYDRAULIQUES /1/

Elles font intervenir deux fonctions distinctes :

- . la distribution des temps de séjour pour un micro-organisme
- . la répartition en temps et en position des diverses entrées de boues et d'effluents.

### I.2.1. - Calcul de l'entrée

#### I.2.1.1. - Bassin possédant une seule entrée de boues

Considérons un micro-organisme entrant dans le bassin à l'instant  $t = 0$  et suivons-le au long de son parcours. Il doit passer avant sa sortie du bassin devant les différentes entrées d'effluents et reçoit de ce fait une quantité de substrat. En faisant le bilan de tout ce qu'il reçoit entre les instants 0 et  $t$ , on parvient à l'expression suivante :

$$S(t) = \int_0^t K_i \cdot d_i \cdot C_i \cdot \delta(\tau - t_i) \cdot d\tau \dots\dots \quad (3.10)$$

L'explication de cette relation est illustrée à l'aide de la figure 3.1 .

- . le coefficient  $d_i$  représente le débit et  $C_i$  la concentration de l'effluent arrivant à l'instant  $t_i$
- . le paramètre  $K_i$  permet de ramener le produit  $K.d.C.$  sous forme d'une concentration.

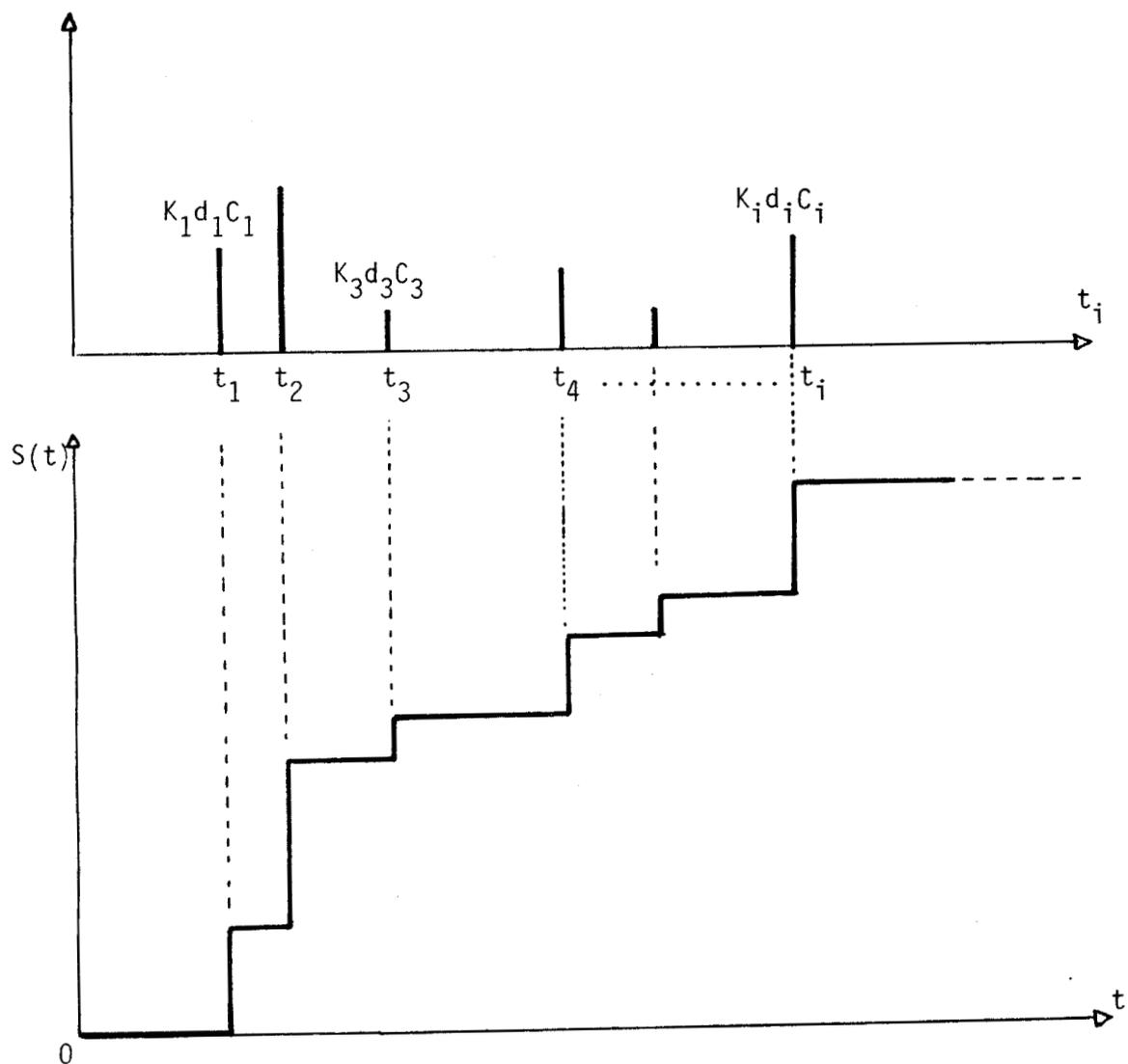


Figure 3.1 : Evolution de la quantité de substrat reçue par un micro-organisme le long du bassin

Les instants  $t_i$  ne sont pas des constantes d'un micro-organisme à l'autre. Ils peuvent fluctuer autour d'une valeur moyenne  $t_{i0}$  avec une probabilité  $P_i(t_i)$ . La relation (3.10) deviendra alors, si l'on prend une particule moyenne :

$$S(t) = \int_0^t K_i \cdot d_i \cdot C_i \cdot P_i(\tau) d\tau \quad (3.11)$$

avec  $\int_0^\infty P_i(\tau) d\tau = 1$

Nous illustrons ces relations par la figure 3.2.

La fonction  $S(t)$  est continue, le passage d'un niveau de concentration à l'autre ne se fait pas de façon impulsionnelle comme dans le cas précédent mais de façon progressive avec une certaine constante de temps qui tient compte de la dynamique du système.

Dans le cas où la variation  $\Delta\theta = \theta_i' - \theta_i$  est faible devant la réponse des micro-organismes, nous pouvons assimiler  $P_i(\tau)$  à  $\delta(\tau - t_{i0})$ .

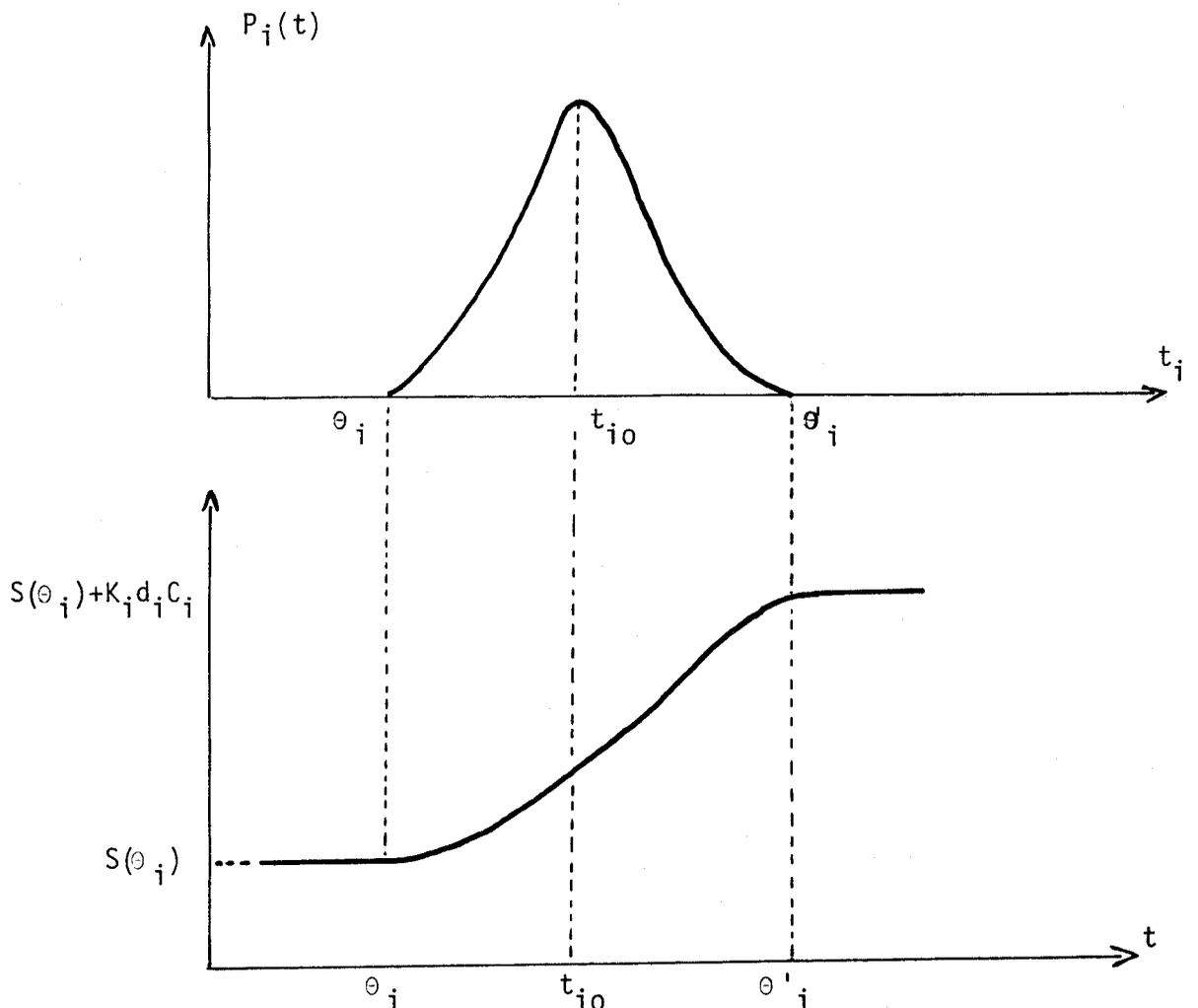


Figure 3.2 : Allure de  $S(t)$  dans le cas où les entrées ont une distribution probabiliste

Nous venons d'envisager le cas où les micro-organismes arrivent dans le bassin par une entrée donnée. Il existe en général plusieurs injections de boues dans le bassin. Nous allons donc envisager ce cas.

I.2.1.2. - Bassin comportant plusieurs entrées de boues  
=====

Considérons qu'il existe m entrées de boues ayant des débits respectifs  $q_j$ . Le débit total sera :

$$Q = \sum_{j=1}^m q_j$$

Pour chacune des entrées  $e_j$ , on peut écrire la relation (3.11).

$$S_j(t) = \int_0^t K_{ij} \cdot d_{ij} \cdot C_{ij} \cdot P_{ij}(\tau) d\tau \quad (3.12)$$

Nous obtenons une approximation de  $S_0(t)$  en faisant une moyenne des différents  $S_j$  pondérés par leurs débits respectifs:

$$S_0(t) = \frac{1}{Q} \sum_{j=1}^m q_j \cdot S_j(t) \quad (3.13)$$

soit encore :

$$S_0(t) = \frac{1}{Q} \sum_{j=1}^m q_j \int_0^t K_{ij} \cdot d_{ij} \cdot C_{ij} \cdot P_{ij}(\tau) \cdot d\tau \quad (3.14)$$

A partir de la connaissance de  $S_0(t)$ , nous allons calculer la quantité de DBO en sortie.

### I.2.2. - Calcul de la DBO en sortie

Au chapitre II, nous avons montré qu'il était possible de déterminer lors de chaque essai en batch sur le pilote, la quantité de DBO dégradée  $\sigma(t)$ . Nous pouvons par ailleurs connaître la quantité de DBO introduite. Il reste donc à déduire à chaque instant la quantité de DBO restante :

$$S_r(t) = S_o(t) - \sigma(t) \quad (3.15)$$

Afin de déterminer la concentration moyenne de DBO en sortie, nous devons faire intervenir la distribution des temps de séjour  $D_s(t)$ . Pour cela, nous prendrons une fonction normée, c'est-à-dire :

$$\int_0^{\infty} D_s(t) dt = 1 \quad (3.16)$$

Ceci veut dire qu'une particule entrée à l'instant  $t = 0$  sortira obligatoirement du bassin.

La concentration de DBO en sortie sera :

$$S_s = \int_0^{\infty} D_s(t) \cdot S_r(t) \cdot dt \quad (3.17)$$

En remplaçant les différentes fonctions par leurs équations respectives, on obtient :

$$S_s = \int_0^{\infty} D_s(t) \left( \frac{1}{Q} \sum_{j=1}^m q_j \int_0^t K_{ij} \cdot d_{ij} \cdot C_{ij} \cdot P_{ij}(\tau) d\tau - \sigma(t) \right) dt \quad (3.18)$$

### REMARQUE

On peut envisager dans certains cas de simplifier le calcul de la DBO en sortie en ne prenant qu'une particule moyenne et le temps de séjour moyen de cette particule.

Mais ceci peut nous conduire à des erreurs inattendues, c'est-à-dire sous-estimer la concentration en sortie. En effet, aux environs de la sortie,  $S_r(t)$  est de la forme  $A e^{-\alpha t}$  et la distribution des temps de séjour de la forme  $Bte^{-\beta t}$ . On peut montrer que dans la plupart des cas :

$$\int_0^{\infty} D_s(t) \cdot S_r(t) dt > S_r(t_{sm}) \quad (3.19)$$

où  $t_{sm}$  est le temps de séjour moyen tel que

$$\int_0^{t_{sm}} D_s(t) dt = \frac{1}{2}$$

### I.3 - BILAN DE L'ETUDE HYDRAULIQUE

Nous avons vu au paragraphe précédent qu'il était possible de calculer avec exactitude la concentration de DBO en sortie. Mais malheureusement, ce calcul nécessite une connaissance quasi-parfaite de l'hydraulique. De nombreuses approches directes ou indirectes ont été proposées pour la détermination des temps de séjour /2.3/.

Des modèles théoriques relatifs aux différents écoulements (piston, intégral) ont été bâtis, modèles qu'il aurait fallu vérifier expérimentalement. La complexité de l'état hydraulique du bassin (mélange triphasique : liquide - solide - gazeux) a empêché l'aboutissement de ces modèles à une analyse expérimentale fructueuse. Cependant, une approche indirecte a été proposée /4/; elle est basée sur le principe de l'utilisation du traceur oxygène. Cette procédure est très

facile à mettre en oeuvre, nécessite peu de matériels mais elle ne met en évidence malheureusement que la qualité de l'agitation et ne renseigne en aucune manière sur les temps de séjour.

Sans vouloir nous étendre en de longs développements qui dépasseraient le cadre de cette étude, nous tenons tout simplement à faire remarquer que l'hydraulique reste à notre connaissance jusqu'à présent incomplète à cause de sa complexité qui se traduit par :

- la diversité géométrique des bassins ainsi que leurs modes d'alimentation.

- . *alimentation de type piston*
- . *mélange intégral "Complète Mixing"*
- . *alimentation échelonnée ou de GOULD*
- . *contact-stabilisation*

- la variété des systèmes d'aération

- . *aération par diffuseur*
- . *aération de surface*
- . *aération utilisant des moyens mécaniques*

Par ailleurs, les moyens matériels sont insuffisants et ne permettent pas aux expérimentateurs de disposer de mesures réellement représentatives du système. C'est pourquoi, nous essaierons de résoudre en partie ce problème en cherchant à le décrire de façon à ne faire apparaître que les grandeurs accessibles. Nous montrerons qu'il est possible d'évaluer correctement la concentration de DBO en sortie dans le cas de l'écoulement piston en utilisant simplement :

- des débitmètres pour la mesure des diverses entrées hydrauliques (effluents, boues de retour)

- un pilote (bassin miniature) pour la détermination de la cinétique de dégradation biologique d'une quantité de substrat avant son entrée dans le bassin.

## II - SIMULATION DU BASSIN D'AÉRATION

Nous avons pu constater lors de l'étude précédente qu'aucune mesure ne peut être faite directement sur le bassin. Pour pallier à ce problème, nous allons proposer de simuler le bassin d'aération. Pour cela, nous allons développer une méthode permettant la représentation d'un tel système. Son principe est basé sur la poursuite de l'évolution de la charge le long du bassin.

Signalons par ailleurs, que les résultats que va fournir la simulation, serviront au processus définissant la politique de commande. En effet, le système de commande ne peut être réalisé par une contre réaction classique pour plusieurs raisons. Tout d'abord ce type de régulation ne saurait avoir qu'une efficacité très restreinte. La sortie du bassin à l'instant  $t$  dépend uniquement de son passé à l'intérieur du bassin.

L'entrée est du type fluctuante possédant une fonction d'auto-corrélation très étroite, le temps de séjour moyen dans le bassin peut atteindre plusieurs heures.

Connaissant la quantité de DBO introduite dans le bassin à un instant donné, notre problème est de pouvoir prédire ce qu'il en restera à la sortie. Le temps de séjour dans le bassin est une fonction de l'hydraulique et plus particulièrement des divers débits. Une simulation du bassin nous permettra de connaître à chaque instant, la position de la charge (rapport entre la concentration en pollution et celle en micro-organisme) d'un volume entré à l'instant  $t$ .

## II.1 - METHODE GENERALE DE SIMULATION /5/ -----

La représentation du bassin peut se faire de plusieurs façons, plusieurs possibilités nous sont apparues.

a) découper le bassin en tranches de longueur constante et repérer à chacun de ces points :

- . *la concentration en substrat*
- . *le temps qui a été nécessaire pour atteindre cette position depuis l'entrée*
- . *la concentration initiale introduite dans le bassin, ainsi que les paramètres biologiques correspondants.*

Cette méthode s'est avérée trop complexe et difficile à mettre en oeuvre car les débits variant au cours du temps, le temps nécessaire à la traversée d'une tranche ne sera pas constant et devra sans cesse être corrigé. En outre, sa formulation est fastidieuse et nécessite une forte occupation mémoire et un temps de calcul important.

b) découper le bassin en tranches de taille variable mais telles que, en fonction des débits, le temps mis pour les traverser soit constant et égal à  $\Delta T_H$ .  
(période de mesure des débits d'entrée).

Nous avons choisi cette seconde possibilité pour plusieurs raisons :

- . *cette méthode ne nécessite aucune interpolation entre les points de mesure sauf au niveau de la sortie*
- . *si la période de prise de mesure des débits est petite, la précision s'en trouve accrue.*
- . *sa programmation est facile à mettre en oeuvre et ne pose aucun problème particulier.*

### II.1.1. - Formulation de la méthode

Nous utilisons les notations suivantes :

$S_0^i$  : la concentration en substrat pénétrant dans le bassin à l'instant  $i.\Delta T_H$ .

$S_j^i$  : la concentration résiduelle en substrat après un temps de séjour dans le bassin égal à  $j.\Delta T_H$ , sa concentration initiale d'entrée valant  $S_0^i$ .

$x_j^i$  : la position de la concentration résiduelle  $S_j^i$

$S_0^{i+j}$  : la concentration en substrat pénétrant dans le bassin à l'instant  $(i+j).\Delta T_H$ ,  $j = 0,1,2, \dots, M$

La méthode que nous proposons consiste à construire une matrice basée sur l'utilisation de deux échelles de temps différentes:

- les instants d'arrivée d'effluents dans le bassin
- les instants d'évolution des concentrations résiduelles dans le bassin.

$$M_1 = \begin{array}{c} \left| \begin{array}{c} S_0^i \\ 0 \end{array} \right| \\ \\ \left| \begin{array}{c} S_0^{i+1} \\ 0 \end{array} \right| \left| \begin{array}{c} S_1^i \\ x_1^i \end{array} \right| \\ \\ \left| \begin{array}{c} S_0^{i+2} \\ 0 \end{array} \right| \left| \begin{array}{c} S_1^{i+1} \\ x_1^{i+1} \end{array} \right| \left| \begin{array}{c} S_2^i \\ x_2^i \end{array} \right| \\ \vdots \quad \quad \quad \vdots \\ \left| \begin{array}{c} S_0^{i+j} \\ 0 \end{array} \right| \left| \begin{array}{c} S_1^{i+j-1} \\ x_1^{i+j-1} \end{array} \right| \quad \quad \quad \left| \begin{array}{c} S_j^i \\ x_j^i \end{array} \right| \\ \vdots \quad \quad \quad \vdots \\ \left| \begin{array}{c} S_0^{i+M} \\ 0 \end{array} \right| \left| \begin{array}{c} S_1^{i+M-1} \\ x_1^{i+M-1} \end{array} \right| \quad \quad \quad \left| \begin{array}{c} S_M^i \\ x_M^i \end{array} \right| \end{array} \quad (3.20)$$

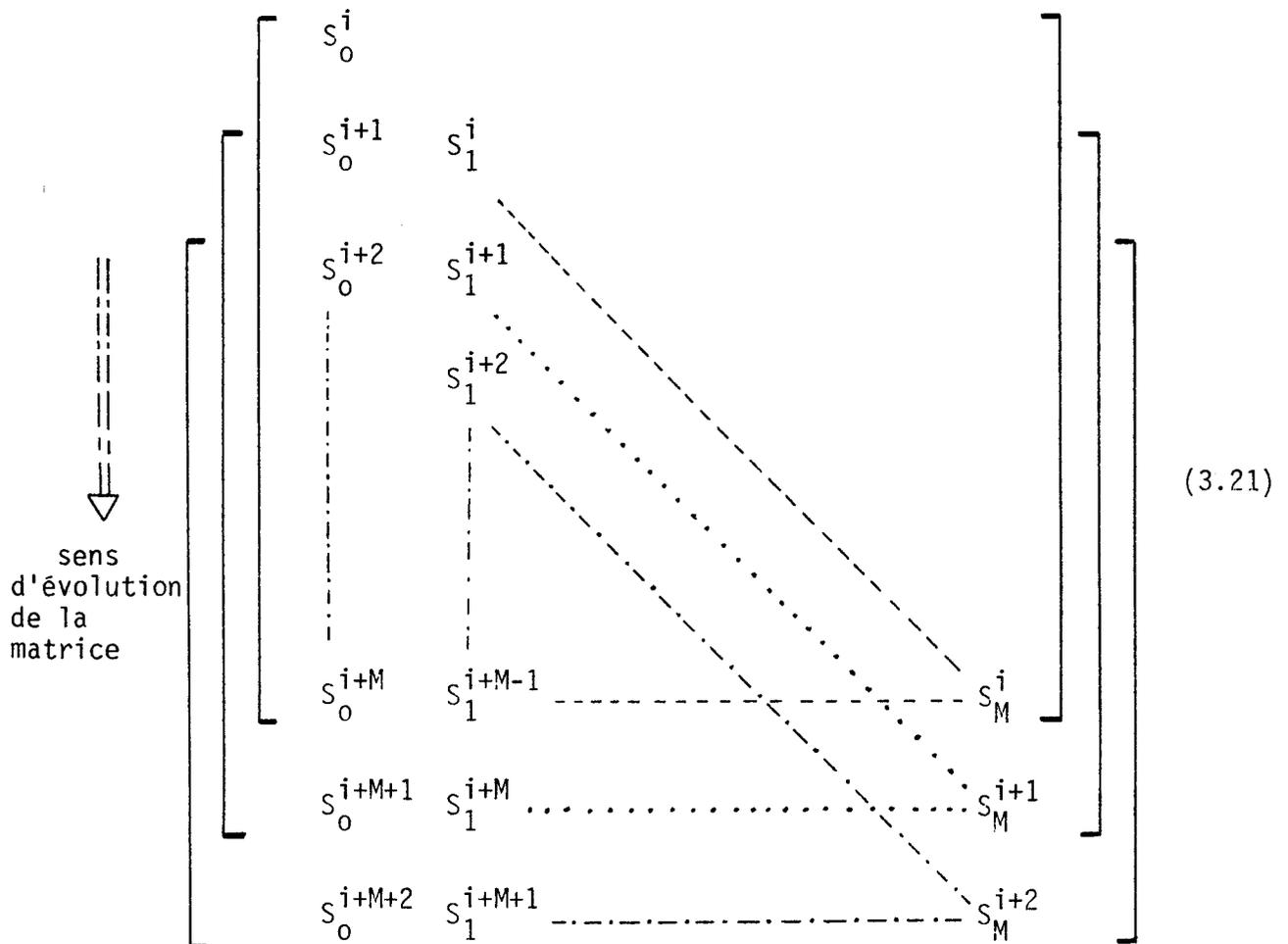
Nous obtenons donc une matrice triangulaire de dimension (M.M). Cette dimension n'est pas constante, elle dépend de l'évolution des débits. La diagonale de cette matrice correspond à l'évolution et aux différentes positions de la charge dans le bassin. Par contre la première colonne contient les concentrations initiales pénétrant le bassin à différents instants.

C'est la position  $x_M^i$  comparée à la longueur  $L$  du bassin qui définira la taille de cette matrice.

Si à l'instant  $(I+M).\Delta T_H$  on compare  $x_i^M$  à  $L$ , trois cas peuvent se présenter :

- .  $x_M^i = L$  : cela veut dire que la matrice représentant le bassin avait pour dimension  $(M.M)$ , la concentration résiduelle est alors  $S_M^i$ .
  
- .  $x_M^i > L$  : la concentration résiduelle  $S_M^i$  est déjà sortie du bassin, nous comparons alors  $x_{M-1}^{i+1}$  à  $L$ , la matrice devient dans ce cas de dimension  $((M-1).(M-1))$ . La diagonale de la matrice est devenue inutile et à supprimer.
  
- .  $x_M^i < L$  : la concentration correspondante  $S_M^i$  n'est pas encore sortie du bassin, nous devons faire une autre comparaison lors de la mesure suivante.

L'évolution instantannée de la charge se traduit schématiquement par une matrice évolutive dont la taille est fonction de la vitesse d'évolution des débits. Nous explicitons cet aspect à l'aide de la figure ci-dessous sur laquelle on fait apparaître la structure d'évolution de la matrice représentant le système.



### II.1.2. - Mise en oeuvre de la méthode

L'absence des mesures réellement représentatives sur le système nous a incité à développer cette méthode afin de suivre instantanément l'évolution de la charge le long du bassin. A cet effet nous allons procéder de la façon suivante :

lors de l'arrivée d'une charge  $S_0^i$  et ses paramètres correspondants  $P_i$ , nous devons calculer la première ligne de la matrice (3.24).  $S_K^i$  représente la concentration résiduelle à l'instant  $K \cdot \Delta T_H$  ( K variant de 1 à N ) la concentration d'entrée valant  $S_0^i$ .

Les concentrations résiduelles se calculent à chaque instant par la relation suivante :

$$S(t) = S_0 (1 + \beta) - \int_0^t R(\tau) d\tau \quad (3.22)$$

où

$S_0$  est la concentration introduite

$\beta$  est le rapport entre les quantités des substrats formées et dégradées.

$R(t)$  est la respiration des micro-organismes.

Nous explicitons cette relation à l'aide du schéma suivant :

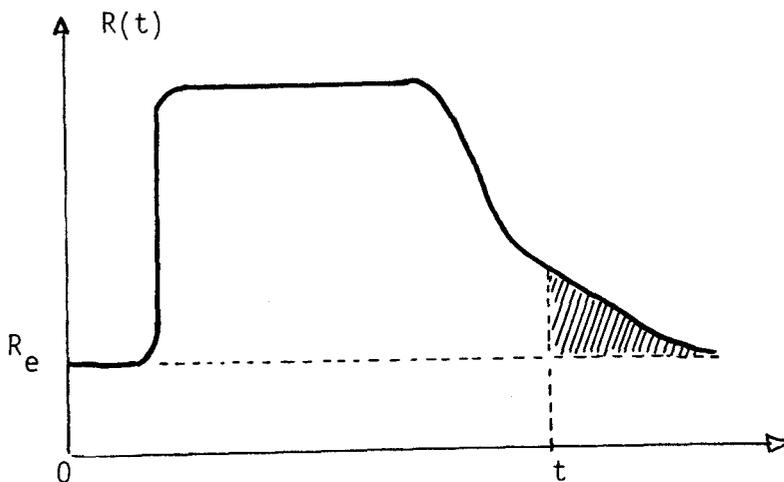


Figure 3.3 : Respiration de métabolisation

- . la partie hachurée représente la quantité de DBO restant à l'instant  $t$ .
- . la surface totale de la courbe est  $S_0 (1 + \beta)$ .
- . la partie non hachurée représente la quantité de DBO dégradée à l'instant  $t$ .

Le calcul des diverses concentrations se fait de façon discrète :

$$S_K^i = f_{\text{bio}} ( S_0^i, P_i, K, \Delta T_H ) \quad (3.23)$$

Signalons cependant que les  $S_0^i$  et les  $P_i$  correspondants sont fournis par le système d'identification étudié au chapitre précédent. Par contre les débits sont mesurés directement sur le bassin.

Il paraît donc nécessaire de construire une matrice faisant apparaître les  $S_K^i$  et les  $x_K^i$ .

Lors des arrivées des données biologiques et hydrauliques, on calcule une ligne de la matrice.

Si aucune donnée biologique n'a été fournie entre les instants d'échantillonnage  $(M-1) \cdot \Delta T_H$  et  $M \cdot \Delta T_H$ , nous considérons que  $S_0^M$  est égal à  $S_0^{M-1}$ .

$$M_2 = \left( \begin{array}{c|c|c|c|c} \left| \begin{array}{c} S_0^i \\ 0 \end{array} \right| & & \left| \begin{array}{c} S_1^i \\ x_1^i \end{array} \right| & & \left| \begin{array}{c} S_M^i \\ x_M^i \end{array} \right| & \left| \begin{array}{c} S_N^i \\ x_N^i \end{array} \right| \\ \hline \left| \begin{array}{c} S^{i+1} \\ 0 \end{array} \right| & & & & \left| \begin{array}{c} S_{M-1}^{i+1} \\ x_{M-1}^{i+1} \end{array} \right| & \left| \begin{array}{c} S_N^{i+1} \\ x_N^{i+1} \end{array} \right| \\ \hline & & \left| \begin{array}{c} S_1^{i+M-1} \\ x_1^{i+M-1} \end{array} \right| & & & \left| \begin{array}{c} S_N^{i+M-1} \\ x_N^{i+M-1} \end{array} \right| \\ \hline \left| \begin{array}{c} S_0^{i+M} \\ 0 \end{array} \right| & & & & & \left| \begin{array}{c} S_N^{i+M} \\ x_N^{i+M} \end{array} \right| \end{array} \right) \quad (3.24)$$

Une nouvelle valeur du débit permet le calcul des déplacements pour l'intervalle  $\Delta T_H$  venant de s'écouler.

Si l'on considère que la variation des débits est linéaire entre deux instants d'échantillonnage, le calcul des positions est immédiat. Elles se déduisent les unes des autres par la relation de récurrence suivante :

$$x_{i+M} = x_{i+M-1} + \frac{\Delta T_H}{2 S} (d_{i+M-1} + d_{i+M}) \quad (3.25)$$

où  $S$  est la surface transversale du bassin, elle est constante.

La dernière donnée de débit a été faite à l'instant  $(i+M) \cdot \Delta T_H$ . Le profil du bassin est obtenu avec la diagonale entourée que nous avons reprise ci-dessous :

$S_0^{i+M}$	$S_1^{i+M-1}$	-----	$S_{M-1}^{i+1}$	$S_M^i$
0	$x_1^{i+M-1}$		$x_{M-1}^{i+1}$	$x_M^i$



(3.26)

### II.1.3. - Champ d'application de la méthode

Nous avons envisagé l'utilisation de cette méthode à la conception d'un dispositif de surveillance permettant la visualisation continue de l'état du bassin. Pour cela, il suffit de construire la matrice  $M_2$ . La mise en oeuvre de la procédure de calcul est illustrée de façon simplifiée par l'organigramme 1 (figure 3.4).

L'exploitant doit disposer d'une visualisation graphique de l'évolution de la charge.

L'organe principal de liaison opérateur-système étant l'écran cathodique, il est alors possible de présenter à l'opérateur un graphique contenant :

- l'évolution (historique et présente) de la charge ainsi que les positions où elle se trouve dans le bassin.
- l'évolution instantannée des débits.

Pour plus de clarté, nous avons schématisé à la figure 3.5 un ensemble de courbes représentant l'état du bassin aux divers instants d'échantillonnage. On peut constater qu'il y a 3 types de courbes, chacune d'elle est représentée dans un plan :

- .  $S_0(t_i)$  : étant la variation de la concentration d'entrée en fonction des instants d'observation  $t_i$ .
- .  $S(x_i)$  : ce sont des courbes représentant le profil du bassin à chaque instant d'échantillonnage.
- .  $D(t_i)$  : l'évolution des débits en fonction des instants d'observation.
- .  $S_i^J$  : est la concentration résiduelle de  $S_0^J$  après un temps de séjour égal à  $i \cdot \Delta T_H$ .

Pour estimer la concentration résiduelle en sortie, nous allons essayer de simplifier la méthode précédente. En effet, la construction de la matrice  $M_2$  occupe une place mémoire non négligeable. Nous avons cherché un moyen de supprimer cette matrice en ne présentant que le profil du bassin à chaque instant.

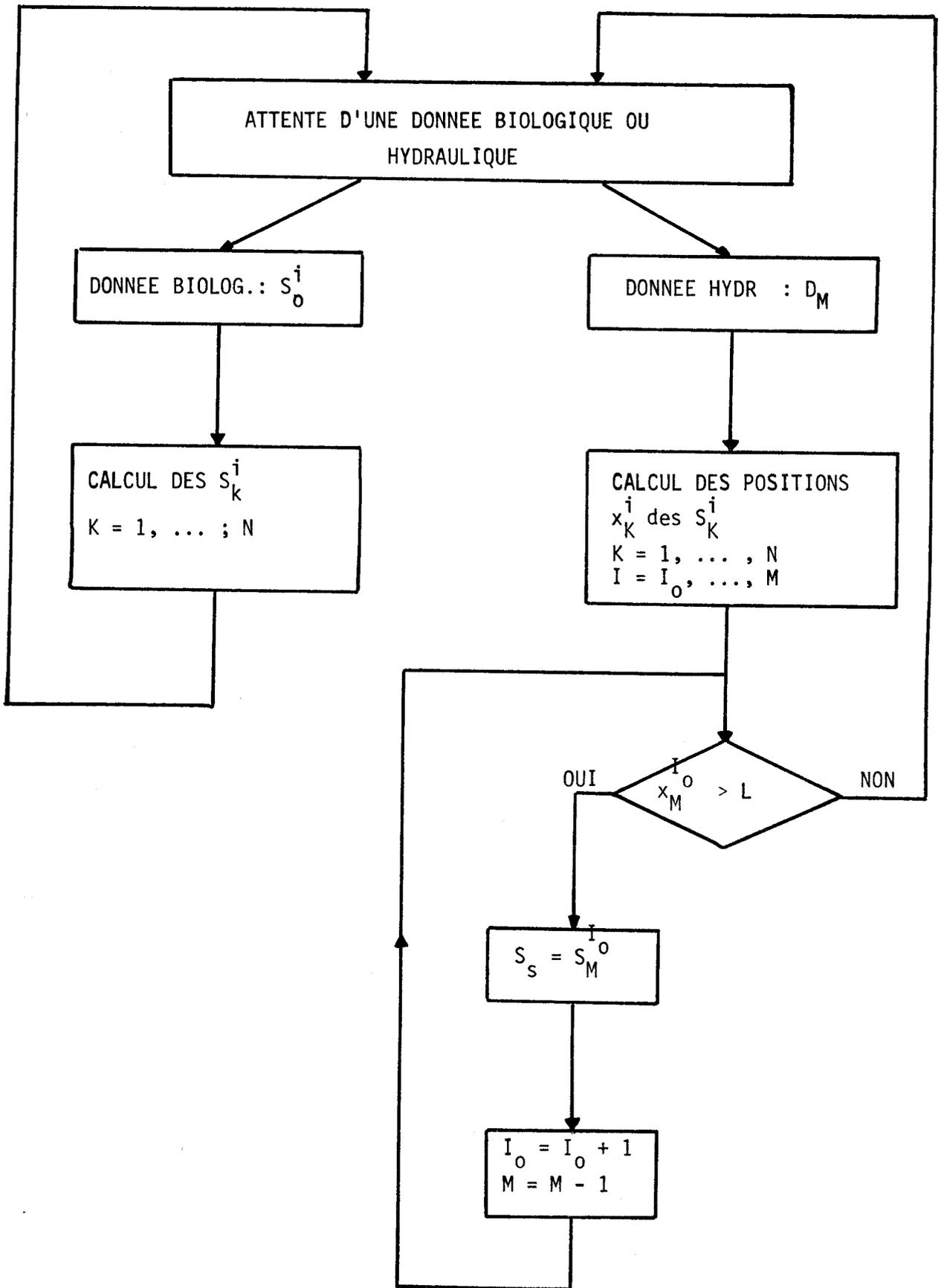


Figure 3.4 : ORGANIGRAMME 1 : Méthode générale



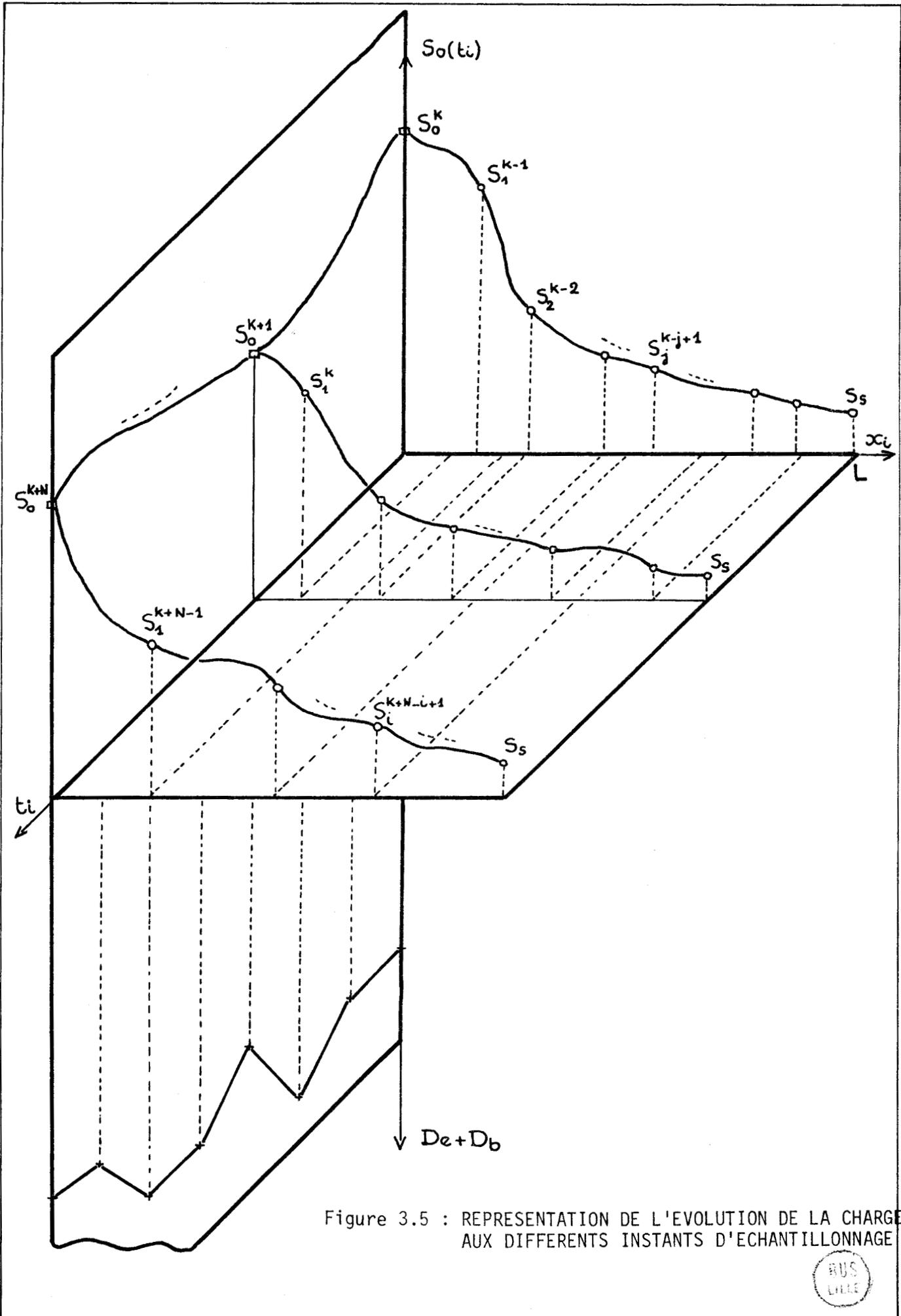


Figure 3.5 : REPRESENTATION DE L'EVOLUTION DE LA CHARGE AUX DIFFERENTS INSTANTS D'ECHANTILLONNAGE



## II.2 - METHODE SIMPLIFIEE

-----

Pour définir l'état du bassin, nous ne mémoriserons que deux grandeurs:

- les données biologiques au fur et à mesure de leur arrivée, ainsi que leur numéro d'arrivée.
- les positions dans le bassin correspondant aux  $x_K^i$  définis comme précédemment en parallèle de qui nous mettrons le numéro de la donnée biologique correspondante.

### II.2.1. - Mémorisation des données

Les données biologiques sont définies par cinq paramètres du modèle (2.23) et qui sont :

$$S_0, KX, \mu (1-e^{-\gamma/X}), C_s \text{ et } \beta$$

Nous rappelons que les valeurs numériques de ces paramètres sont obtenues après leur identification et leur extrapolation au bassin réel.

Afin de ne stocker que des entiers, il nous a paru nécessaire de mémoriser le vecteur paramètre suivant :

$$P^T = [ P_1, P_2, P_3, P_4, P_5 ] = [ S_0, KX, \mu(1-e^{-\gamma/X}), C_s, 100.\beta ]$$

Le vecteur biologique nommé BIO sera construit à partir des données biologiques fournies aux différents instants d'échantillonnage et s'écrit :

$$\text{BIO} = ( N, P_1^N, P_2^N, P_3^N, P_4^N, P_5^N, N+1, P_1^{N+1}, P_2^{N+1}, \dots ) \quad (3.27)$$

N correspond au numéro de la donnée biologique.

### II.2.2. - Traitement des données

La représentation du bassin se fera à l'aide du vecteur suivant :

$$\begin{vmatrix} K_1 & K_2 & K_3 & \dots & K_{i+1} & \dots & K_{N+1} \\ 0 & x_1^M & x_2^M & \dots & x_i^M & \dots & x_N^M \end{vmatrix} \quad (3.28)$$

- les  $K_i$  sont les numéros des données biologiques se trouvant à la position  $x_{i-1}^M$  dans le bassin à l'instant  $M \cdot \Delta T_H$ .
- les  $x_i^M$  sont obtenus à partir d'une fonction linéaire du débit. A l'instant  $(M+1) \cdot \Delta T_H$  le bassin sera représenté par le vecteur ci-dessous (3.29).

$$\begin{vmatrix} K_0 & K_1 & K_2 & \dots & K_i & \dots \\ 0 & x_1^{M+1} & x_2^{M+1} & \dots & x_i^{M+1} & \dots \end{vmatrix} \quad (3.29)$$

Le passage de la relation (3.28) à la relation (3.29) nécessite :

- le décalage de la première ligne d'une position vers la droite,  $K_0$  sera le numéro de la nouvelle donnée biologique s'il en est apparu une entre les instants M et (M+1) égal à  $K_1$  sinon :
- de procéder au calcul des  $x_i^{M+1}$  à partir de l'expression suivante :

$$x_i^{M+1} = x_{i-1}^M + \lambda \cdot \text{débit} \quad (3.30)$$

Plaçons-nous à l'instant  $M \cdot \Delta T_H$ . Nous devons comparer  $x_N^M$  à  $L$ . Si  $x_N^M$  est supérieur à  $L$  cela signifie que la donnée biologique représentée par le numéro  $K_{N+1}$  est sortie du bassin. Son temps de séjour dans le bassin est obtenu comme suit :

$$T_s = T_H \cdot \left( N - \frac{x_N^M - L}{x_1^M} \right) \quad (3.31)$$

La concentration correspondante en sortie s'obtient à partir du modèle biologique ainsi que l'équation (3.22).

$$S_s = f_{\text{Bio}} ( S_0^{K_{N+1}}, P^{K_{N+1}}, T_s ) \quad (3.32)$$

La programmation de cette méthode est très facile à mettre en oeuvre. En tenant compte de l'ensemble des relations et remarques précédentes, nous avons présenté un organigramme décrivant de façon succincte la procédure de calcul. (figure 3.6).

### II.2.3. - Les résultats

Le programme a été écrit en langage FORTRAN et implanté sur un calculateur Télémécanique T 1600. La place mémoire totale occupée est de 7 K mots, dont un K mot pour le stockage des données et deux pour les formats (entrée, sortie). Le temps de calcul nécessaire à une boucle complète (calcul des positions et de la concentration de sortie) est inférieur à une seconde, ce qui est tout à fait négligeable devant la période d'échantillonnage  $\Delta T_H$  que nous prévoyons de l'ordre de cinq à dix minutes.

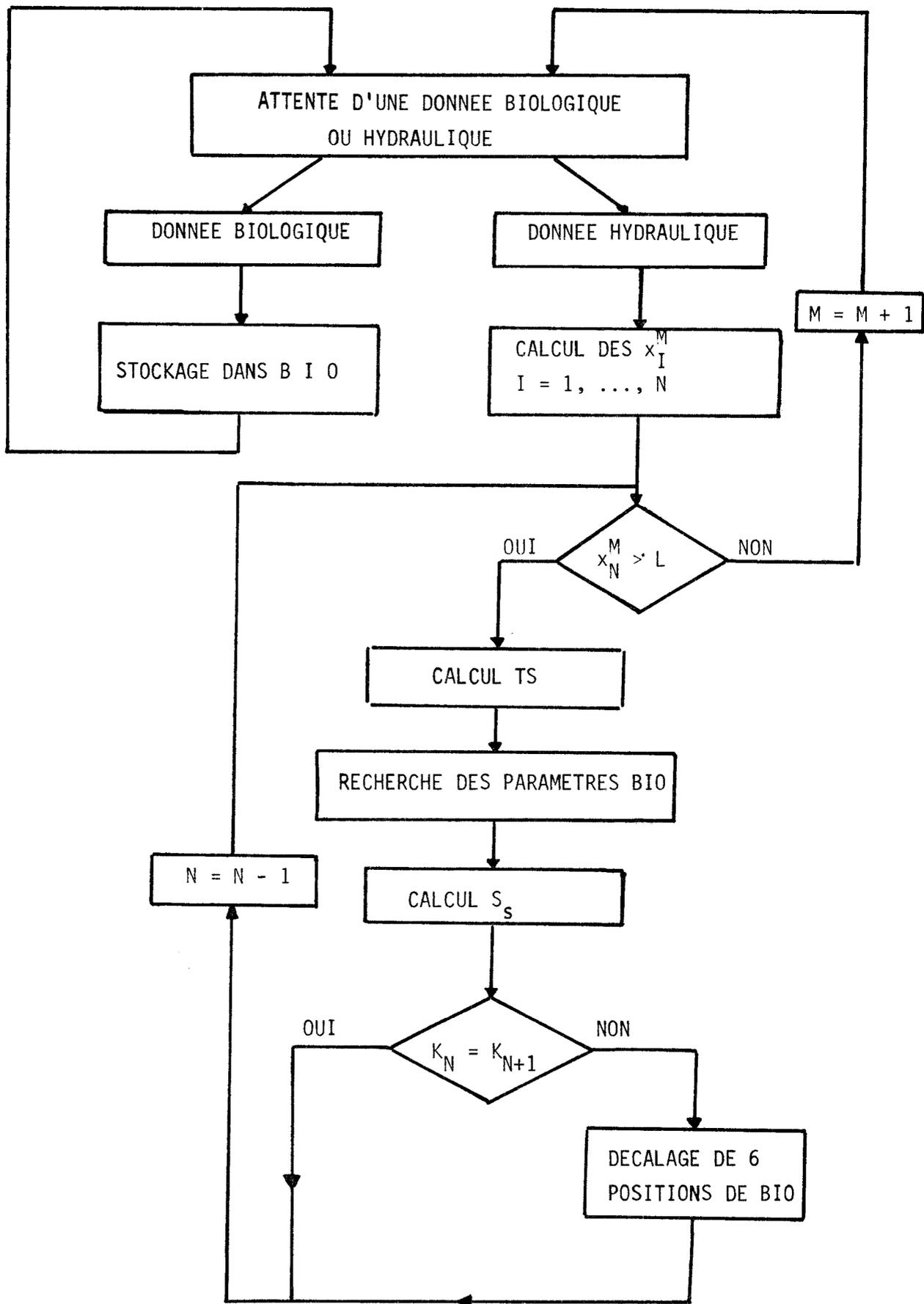


Figure 3.6 : ORGANIGRAMME 2 : Méthode simplifiée

Le programme prévoit également la possibilité de sortir à tout moment le profil du bassin, c'est-à-dire la concentration en DBO en fonction de la position.

Nous avons voulu également approcher le problème sous son aspect réalisation numérique, c'est pourquoi nous avons conçu ce programme de façon à pouvoir être facilement implanté dans un mini-calculateur. En effet, la grande majorité des opérations devant être effectuées sont des additions ou des translations de tableaux. Le seul problème qui puisse se poser est issu de la résolution du système d'équations (3.22) et (2.33) permettant le calcul de la concentration en sortie, celle-ci nécessite effectivement la connaissance de la fonction exponentielle.

Nous présentons ci-après divers résultats de simulation permettant de faire l'étude du bassin.

Ces résultats sont présentés sous forme de courbes dans lesquelles nous faisons apparaître l'influence des divers paramètres.

a) figure 3.7

Elle représente la variation de la concentration de sortie  $S_s$  en fonction du temps de séjour  $T_s$  pour différentes concentrations d'entrées  $S_0^i$ . Nous avons gardé les autres paramètres biologiques constants en particulier ceux qui font intervenir la concentration en microorganisme  $X$ . Pour un même niveau de saturation et des paramètres biologiques donnés, la concentration de sortie est d'autant meilleure que le temps de séjour est élevé. Les courbes  $S_s = f(T_s)$  sont des fonctions exponentielles négatives ayant pour condition initiale les concentrations d'entrée  $S_0^i$  et tendent vers zéro lorsque le temps de séjour devient très important.

*b) figure 3.8*

Elle représente également l'évolution de  $S_s$  en fonction de  $T_s$ . Mais dans ce cas, nous avons augmenté le niveau de saturation de 25% ce qui a pour conséquence une diminution de la concentration résiduelle pour un temps de séjour équivalent à celui du cas précédent. Ceci s'explique par le fait que l'augmentation de  $x$  entraîne une augmentation de la vitesse de dégradation du substrat et une diminution du temps nécessaire à cette dégradation donc le temps de séjour.

*c) figure 3.9*

Elle représente l'évolution de la concentration résiduelle en fonction de la charge reçue par la station pour différents paramètres biologiques. Nous avons gardé le temps de séjour constant afin de mieux apprécier l'évolution de la sortie en fonction des paramètres biologiques. Nous constatons que pour ce temps de séjour, les fortes charges se sont faiblement dégradées étant donné qu'elles possèdent des faibles niveaux de saturation et que le temps nécessaire à leur dégradation n'est pas suffisant.

*d) figure 3.10*

Dans cet essai, nous avons gardé les mêmes paramètres que précédemment, mais avons augmenté le temps de séjour de 40%. Nous remarquons encore cette fois, que le fait d'augmenter le temps de séjour a pour conséquence une diminution de la concentration résiduelle en sortie. Il convient de préciser que les courbes ont une allure parabolique, ayant une tangente pratiquement horizontale à l'origine.

*e) figure 3.11*

Nous mettons en évidence sur ces courbes l'influence du temps de séjour sur la concentration résiduelle en sortie pour différentes charges ayant les mêmes caractéristiques biologiques. L'augmentation de  $T_s$  peut engendrer une dégradation totale des faibles charges. On

peut remarquer dans ce dernier cas que la courbe reste longtemps faible au voisinage de l'origine.

f) figure 3.12

Les courbes correspondantes illustrent les variations du débit et du temps de séjour en fonction du temps. Nous les avons mises en parallèle dans le but de faire apparaître le retard qui existe entre le temps de séjour d'un volume entré à l'instant  $t$  et du débit à ce même instant. Ceci nous a permis de constater que le temps de séjour est une fonction de l'évolution future des débits.

g) figure 3.13

Sur cette courbe on a représenté le profil du bassin c'est-à-dire l'évolution de la charge en fonction de sa position dans le bassin. Nous lui avons mis en parallèle la concentration en entrée en fonction du temps, ceci nous a conduit à une échelle des temps inverse de celles des positions. L'évolution instantannée des débits engendre une non-linéarité des échelles. Un volume de substrat se trouvant à  $L/2$  dans le bassin (50m) avec une concentration résiduelle de 900 mg/l avait pour concentration initiale 5800 mg/l.

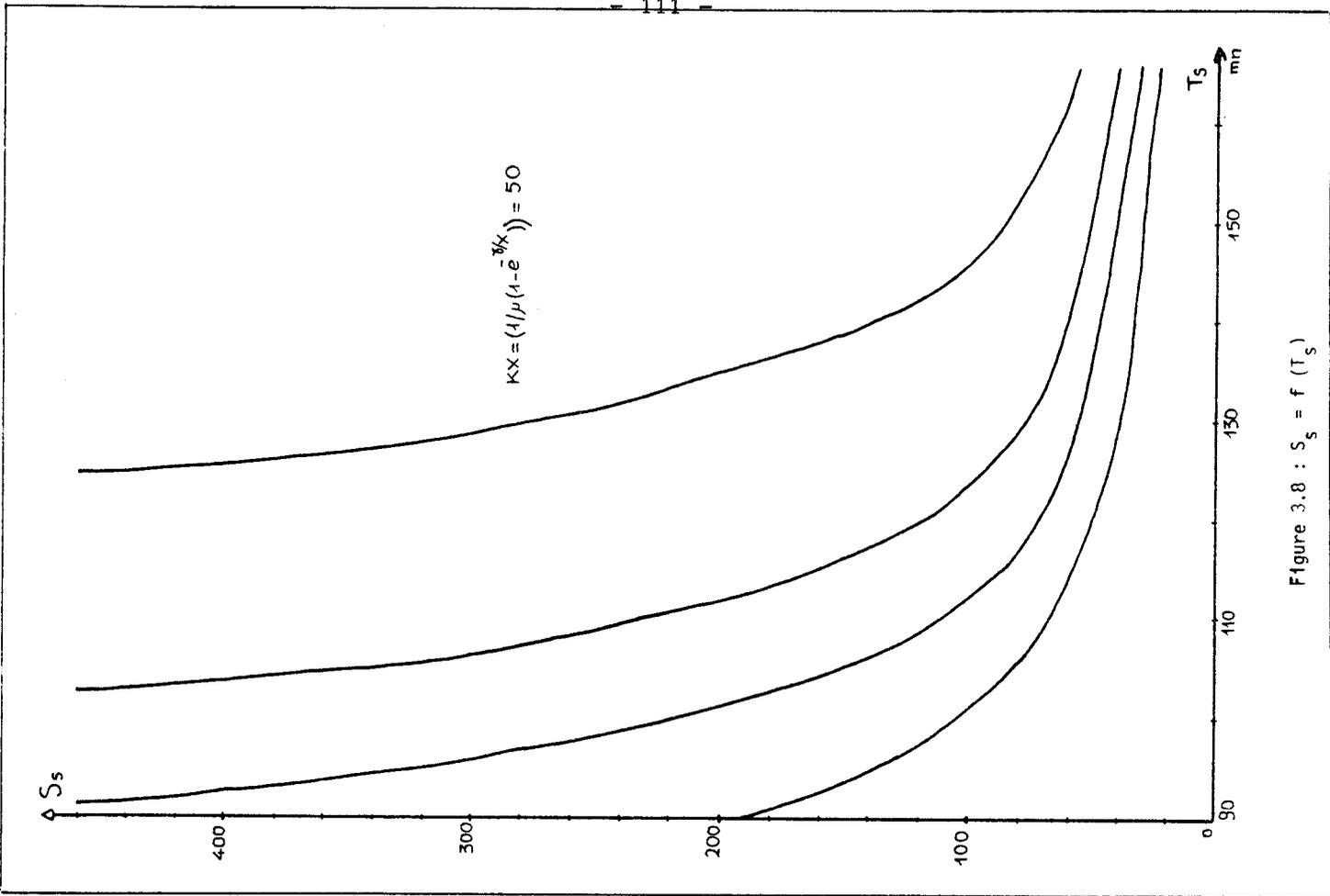


Figure 3.8 :  $S_s = f(T_s)$

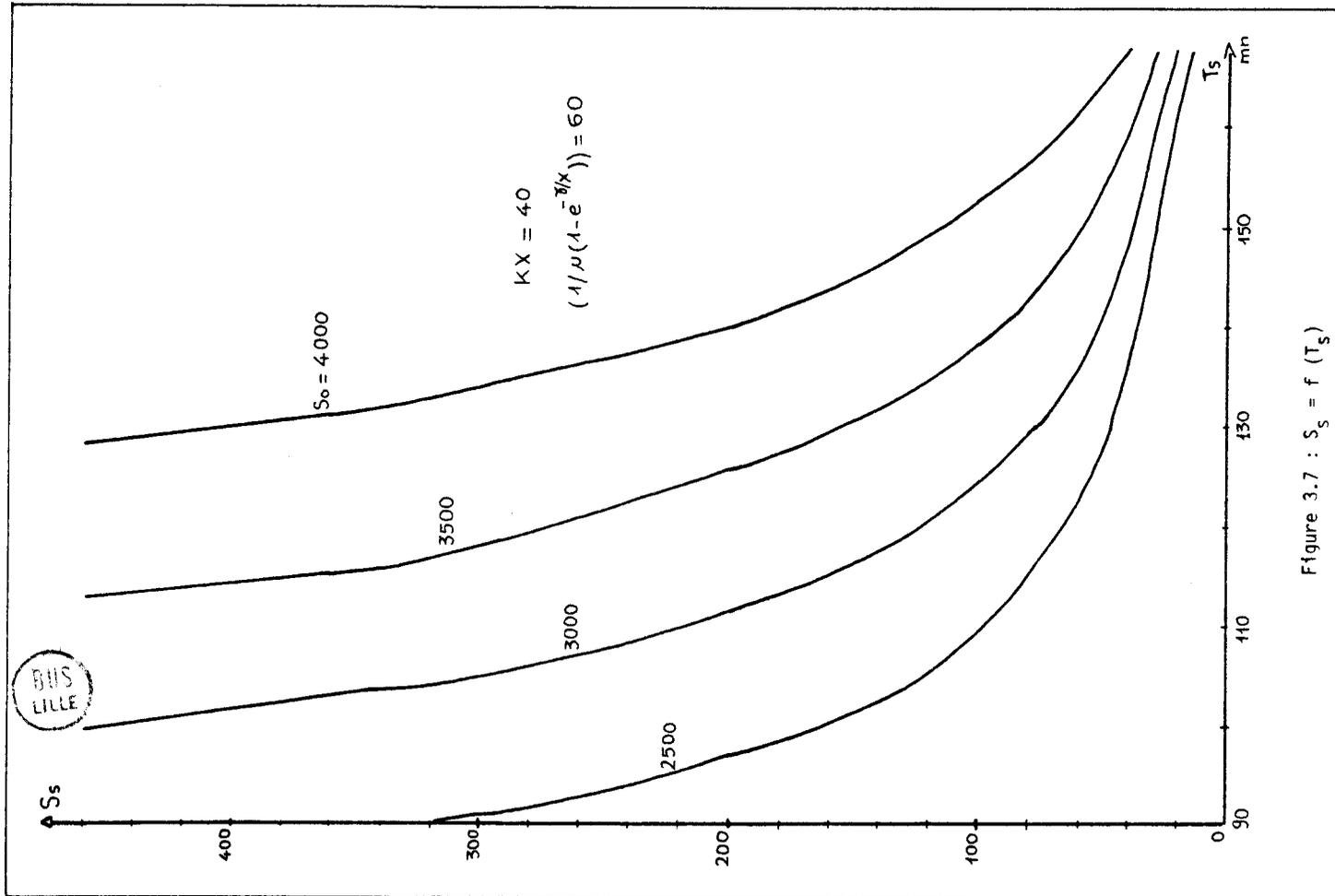


Figure 3.7 :  $S_s = f(T_s)$

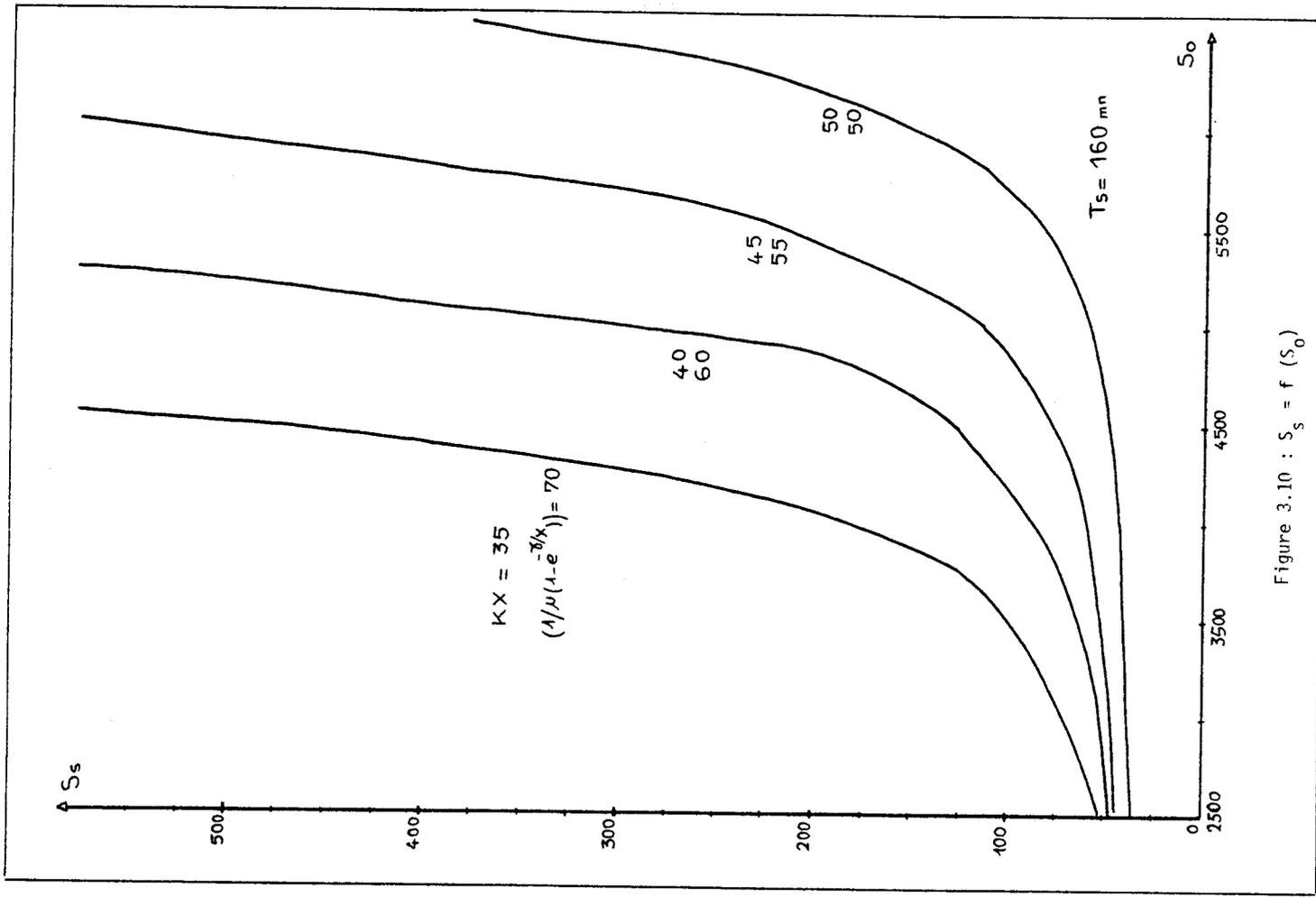


Figure 3.10 :  $S_s = f(S_o)$

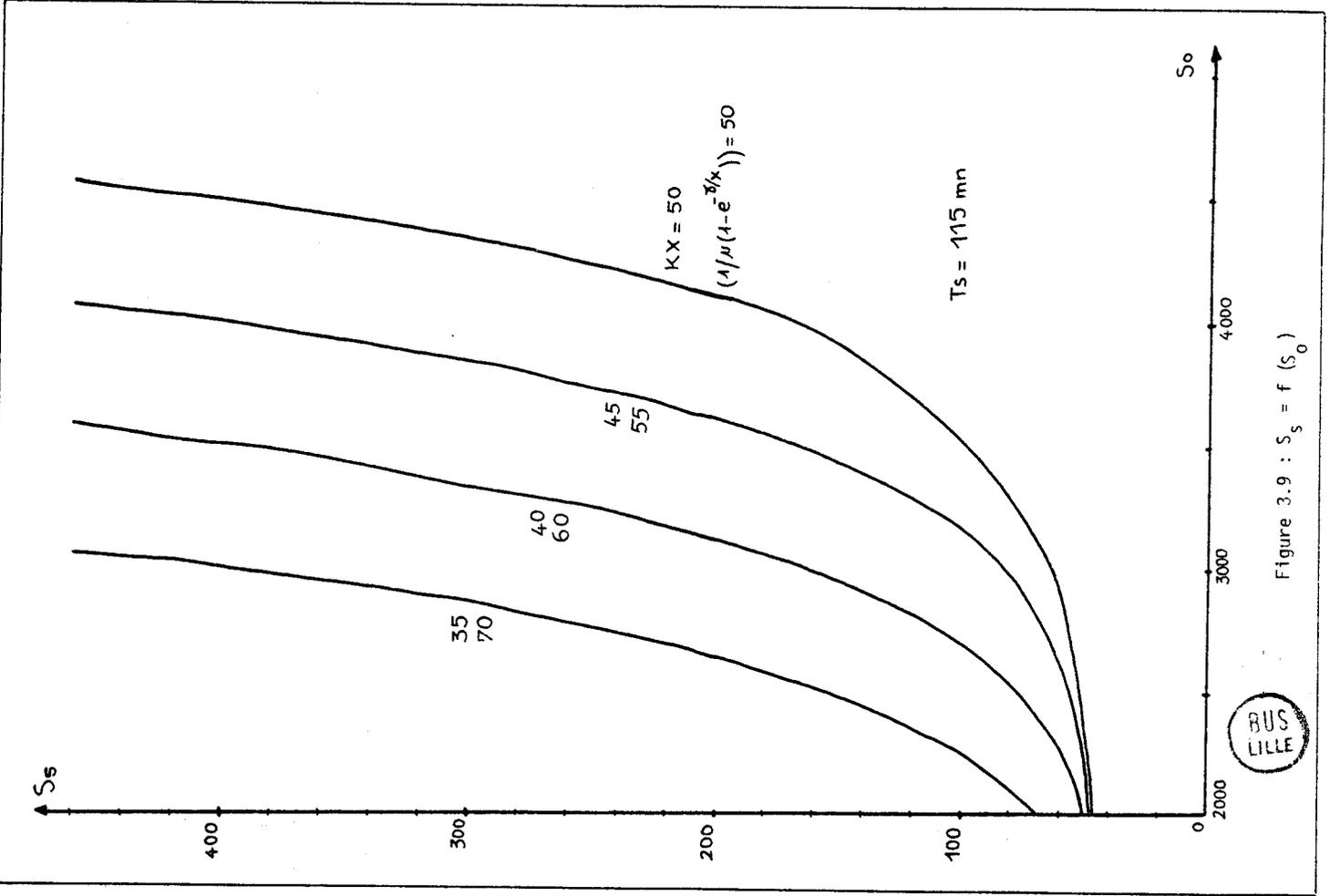


Figure 3.9 :  $S_s = f(S_o)$



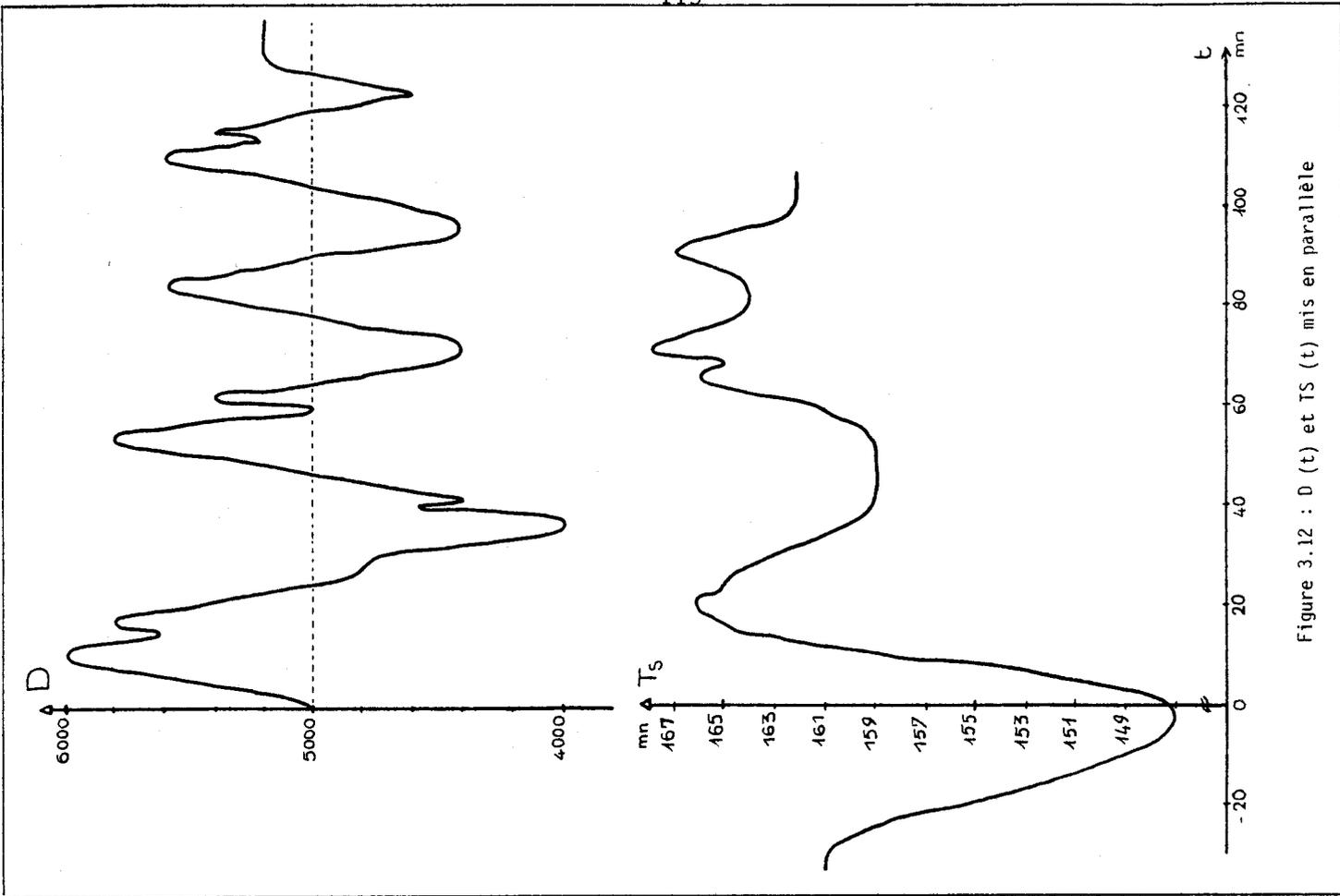


Figure 3.12 : D (t) et TS (t) mis en parallèle

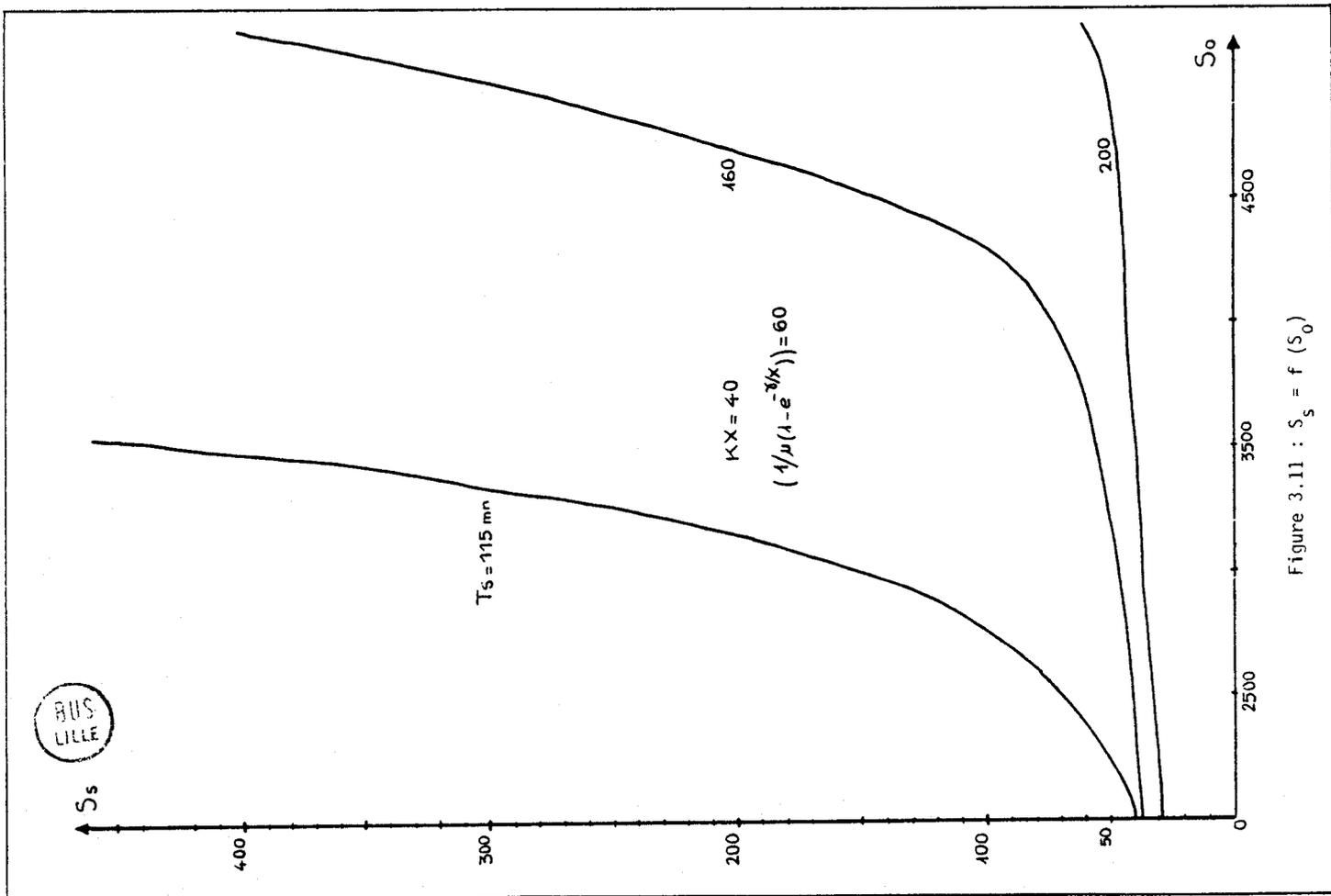


Figure 3.11 :  $S_s = f(S_0)$

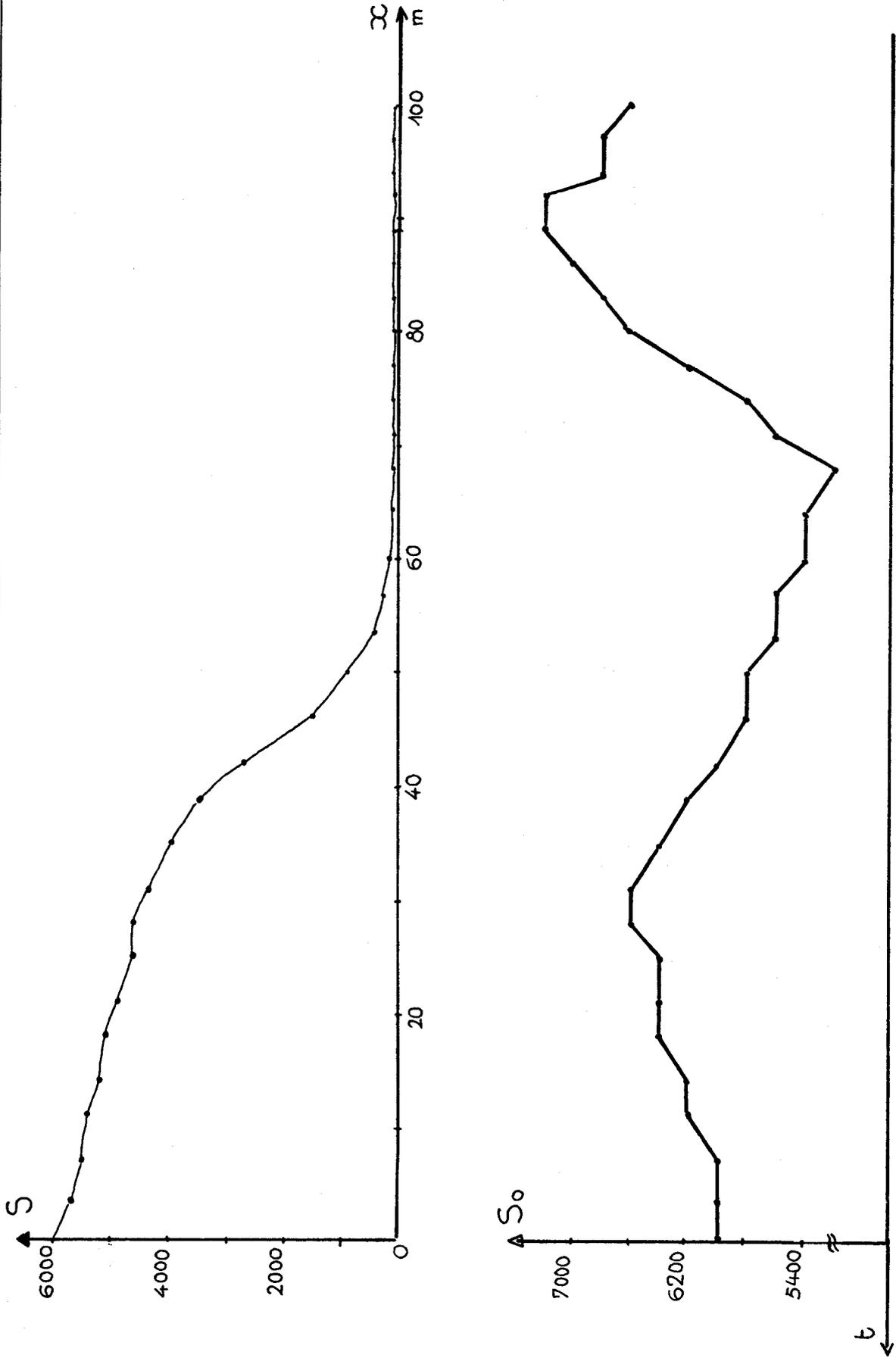


Figure 3.13 :  $S = f(x)$  en parallèle avec  $S_0(t)$



II.3 - APPLICATION DE LA METHODE POUR UN BASSIN COMPORTANT  
-----  
PLUSIEURS ENTREES D'EFFLUENTS  
-----

La méthode de simulation que nous avons décrite au paragraphe précédent est valable pour la description d'un bassin équipé d'une seule entrée d'effluent et de boues (système mono-entrées, mono-sortie).

Lorsque le bassin se trouve en présence de plusieurs entrées d'effluents (système multi-entrées, mono-sortie), la méthode de simulation que nous avons proposé peut être appliquée à ce type de système. Mais, sa mise en oeuvre se heurte à quelques difficultés à cause essentiellement de la non-linéarité du modèle biologique.

II.3.1. - Caractérisation du système

Le système global est composé d'un ensemble d'éléments placés en cascade. Ces divers éléments sont disposés de façon à partager judicieusement l'effluent à traiter. Chacun d'eux est considéré comme un bassin de type piston (figure 3.14).

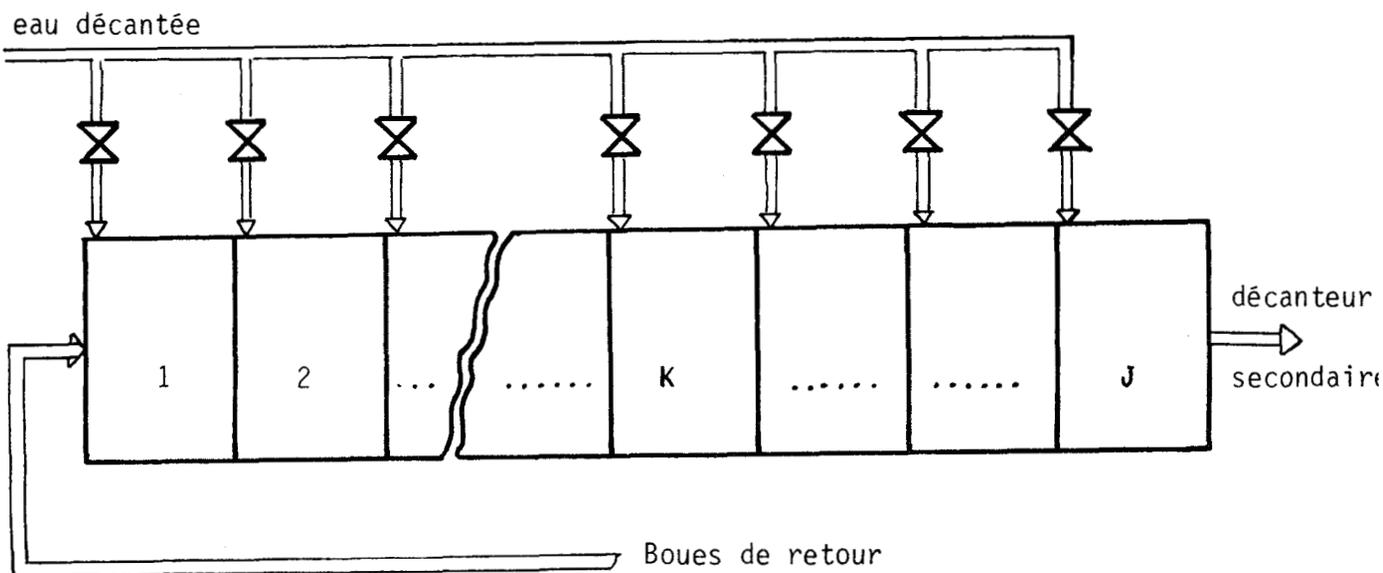


Figure 3.14 : Schéma synoptique d'un bassin équipé de J alimentations d'effluents

La sortie de chaque sous-système est une des entrées de l'élément suivant. En effet ce dernier possède deux entrées : la première est le débit d'effluent et de boues ayant une concentration résiduelle après un temps de séjour dans l'élément précédent, la seconde est le débit d'effluent contenant une concentration devant subir son premier traitement.

Considérons deux éléments K et K+1 caractérisés par le schéma ci-dessous (figure 3.15).

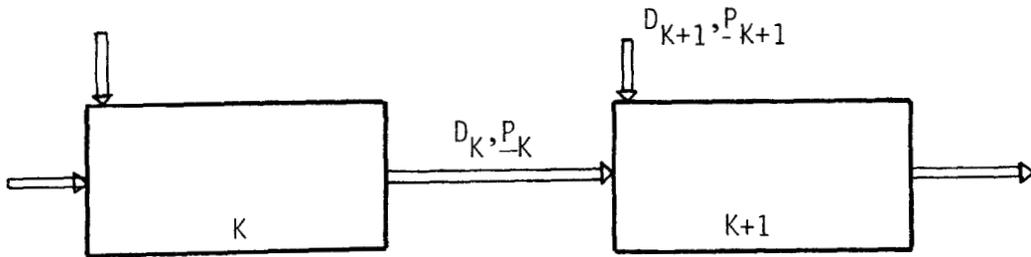


Figure 3.15 : Liaison inter-éléments

L'élément K rejette dans l'élément K+1 un débit  $D_K$  contenant une charge résiduelle caractérisée par le vecteur  $\underline{P}_K$  :

$$\underline{P}_K^T = [ (KX)_K, (S_o)_K, (\mu(1-e^{-\gamma/X}))_K, (B)_K, (C_s)_K ]$$

L'élément (K+1) reçoit l'ensemble des débits  $D_K$  et  $D_{K+1}$  tel que :

$$D_{K,K+1} = D_K + D_{K+1}$$

Les paramètres biologiques correspondants s'écrivent en tenant compte des lois de dilution :

$$P_{K,K+1} = \frac{P_K \cdot D_K + P_{K+1} \cdot D_{K+1}}{D_K + D_{K+1}} \quad (3.33)$$

Un simple raisonnement (règle de lois) nous permet d'écrire pour chacun des paramètres  $S_0$ ,  $KX$  et  $\beta$  une relation identique à celle de (3.33).

Les autres paramètres  $C_s$  et  $\mu (1-e^{-\gamma/X})$  ne se déduisent pas aussi facilement par la relation (3.33). En effet, les deux concentrations entrant dans l'élément  $K+1$  n'ont pas les mêmes caractéristiques biologiques et de ce fait les paramètres qui apparaissent de façon non linéaire dans le modèle ne se calculent pas par l'équation évoquée ci-dessus. Nous allons donc considérer que la variation des paramètres  $C_s$  et  $\beta$  est relativement lente en estimant que leur pondération par les différents débits reste suffisante. Nous supposons par conséquent que la relation (3.33) s'applique aux paramètres  $C_s$  et  $\mu (1-e^{-\gamma/X})$ . Dans ces conditions, nous pouvons procéder à la simulation du bassin.

### II.3.2. - Application de la méthode de simulation

A chaque élément  $K$  ( $K=1,2,\dots,J$ ) on fait correspondre une matrice ayant la même forme que celle donnée par la relation 3.4. La diagonale de chaque matrice représente la répartition de la charge dans l'élément considéré.

Ainsi à l'instant  $(i+M) \cdot \Delta T_H$ , dans le premier élément, la charge sera représentée par le vecteur suivant .

$$\left| \begin{array}{cccc}
 S_{0,1}^{i+M} & S_{1,1}^{i+M-1} & S_{i-j,1}^{i+j} & S_{M,1}^i \\
 & & \text{-----} & \text{-----} \\
 0 & x_{1,1}^{i+M-1} & x_{i-j,1}^{i+j} & x_{M,1}^i
 \end{array} \right| \quad (3.34)$$

On suppose que le bassin est divisé en J éléments tel que :

$$\sum_{j=1}^J L_j = L$$

(L étant la longueur totale du bassin).

On doit comparer les différentes positions à  $L_1$  (longueur du 1er élément). Lorsque la position  $x_{M,1}^i = L_1$ , on relève à cet instant le débit et la concentration venant de pénétrer dans le deuxième élément.

L'élément n°2 reçoit au total :

$$S_{0,12}^{i+M} = \frac{D_1 \cdot S_{M,1}^i + D_2 \cdot S_{0,2}^{i+M}}{D_1 + D_2} \quad (3.35)$$

Les autres paramètres biologiques sont obtenus par une relation du même type que (3.35). Ce deuxième élément sera représenté par le vecteur suivant :

$$\left| \begin{array}{ccc}
 S_{0,12}^{i+M} & S_{1,12}^{i+M-1} & S_{i-j,12}^{i+j} \\
 & & \text{-----} & \text{-----} \\
 0 & x_{1,12}^{i+M-1} & x_{i-j,12}^{i+j}
 \end{array} \right|$$

Le dernier élément J reçoit par conséquent pour un dernier traitement :

$$S_{0,12 \dots J}^{i+N} = \frac{D_{J-1} \cdot S_{i-N,12 \dots (J-1)}^{i+N} + D_J \cdot S_{0,J-1}^{i+N}}{D_J + D_{J-1}}$$

Pour suivre l'évolution de la charge dans les différents éléments du bassin, il suffit de mémoriser :

- . les instants de passage du débit total devant les différentes entrées
- . les instants d'arrivée des concentrations ainsi que leurs paramètres correspondants
- . les valeurs des débits aux divers instants.

La concentration résiduelle le long du bassin aura l'allure suivante (figure 3.16).

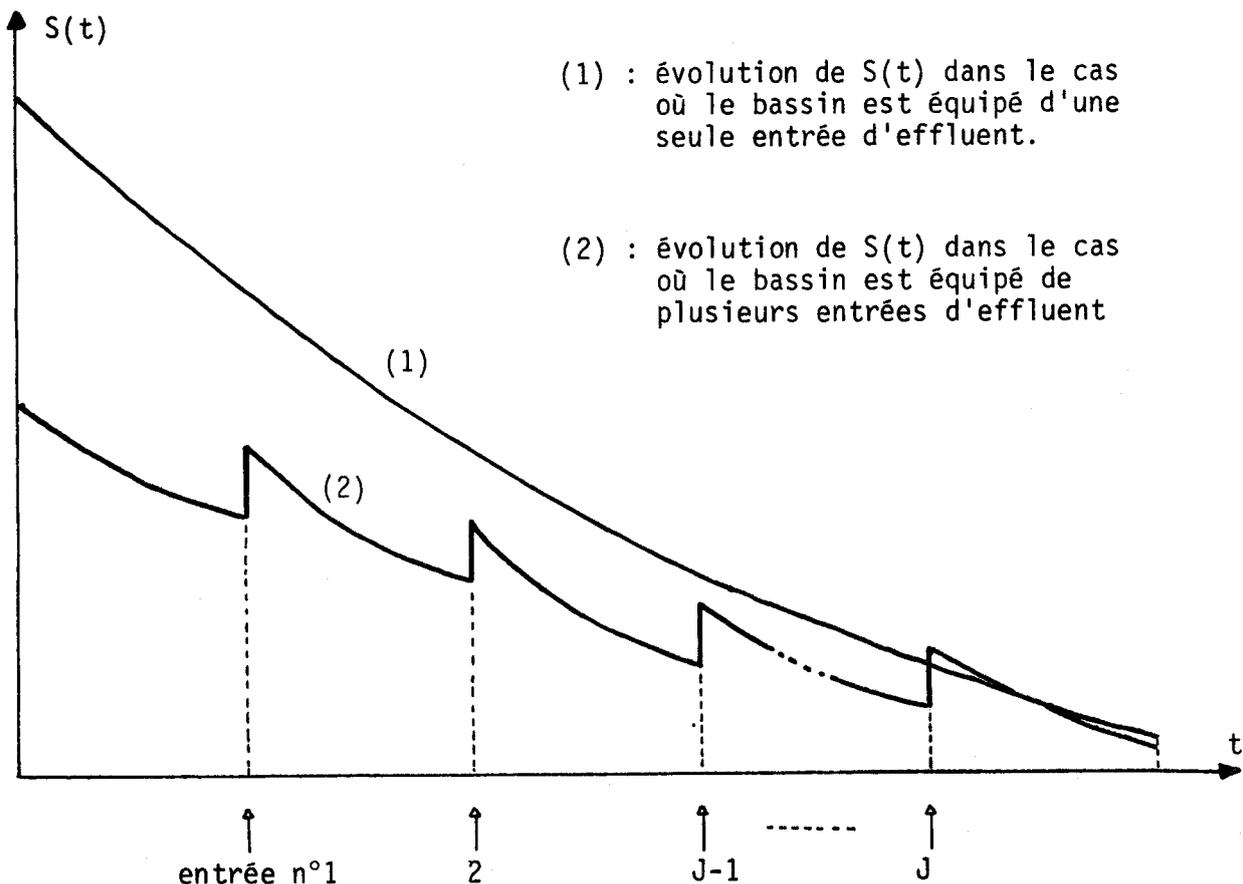


Figure 3.16 : Comparaison de  $S(t)$  dans le cas d'une et de plusieurs entrées d'effluents

## CONCLUSION

Nous avons montré dans ce chapitre que la prédiction de la réponse du bassin réel, nécessite l'adaptation de certains coefficients du modèle biologique.

Une étude très générale sur les lois hydrauliques nous a conduit à déterminer analytiquement la concentration résiduelle de DBO en sortie. La complexité du phénomène hydrau-biologique où coexistent trois phases (solide - liquide - gazeux) et l'absence de mesures adéquates en particulier la distribution des temps de séjour n'ont pas permis la mise en oeuvre expérimentale d'une telle étude .

La méthode de simulation proposée présente des performances intéressantes :

- . Dans sa formulation la plus générale, elle permet de suivre l'évolution de la charge et de donner à l'utilisateur une visualisation de l'état interne du bassin.
- . Dans sa formulation simplifiée, elle permet d'évaluer correctement la concentration résiduelle de DBO en sortie ainsi que les temps de séjour.

Cette méthode a été élaborée pour un bassin piston. Pour un bassin qui ne serait pas de ce type, la modification des programmes intervient uniquement au niveau du temps de séjour qui devra être remplacé par une fonction " Distribution des temps de séjour" obtenue par une étude approfondie de l'hydraulique.

L'analyse des résultats obtenus montre que la simulation est suffisamment précise pour que nous puissions l'introduire dans un système de régulation. Il suffirait pour cela d'effectuer une extrapolation sur les débits afin d'obtenir une estimation de la concentration de sortie et d'en déduire une politique de commande.

B I B L I O G R A P H I E

---

- /1/ - R. LAURENT, M. BARBOUCHA, M. GHOUALMI, L. POVY  
*" Etude des lois hydrauliques et biologique d'une station  
d'épuration "*  
Rapport du contrat DGRST - 1979 - Centre d'Automatique Lille 1
- /2/ - LARRY E. ERICKSON, Y.S. HO and L.T. FAN  
*" Modeling and optimization of step aeration waste treatment  
systems "*  
Journal WPCF, May 1968, 717-732
- /3/ - S.ELMALEH, P. BEN AIM  
*" Représentation de l'écoulement macroscopique dans un bassin  
d'aération par une cascade de deux mélangeurs parfaits inégaux "*  
The chemical engineering Journal,9 (1975) 107-114
- /4/ - M. GHOUALMI  
*" Analyse et identification de l'écoulement dans un bassin  
d'épuration d'eaux usées, connexions avec les modèles biologiques "*  
Thèse de Docteur-Ingénieur - Octobre 1978 - Université de Lille 1
- /5/ - R. LAURENT, M. BARBOUCHA  
*" Simulation d'un bassin de traitement biologique des eaux  
usées "*  
International journal of medeling and simulation, vol.1 n°4,1981

## CHAPITRE IV

### SURVEILLANCE ET REGULATION D'UNE STATION D'EPURATION

## CHAPITRE IV

---

### SURVEILLANCE ET RÉGULATION D'UNE STATION D'ÉPURATION

#### INTRODUCTION

---

Ce chapitre porte sur la conception et la mise en place d'un système de surveillance pour le contrôle d'une station d'épuration. Dans les installations classiques, on procède périodiquement à de nombreux tests et analyses sur l'effluent à traiter afin de déterminer ses besoins réels en micro-organisme et en oxygène.

L'objectif de ce système de contrôle consiste à acquérir toutes les données utiles sur le processus, à les analyser afin de déterminer un mode de fonctionnement de l'installation. C'est essentiellement une conduite manuelle, c'est donc à ce système d'information qu'il sera fait appel pour l'aide à la décision des responsables des installations.

Dans une deuxième partie de ce chapitre, nous abordons la politique de commande envisagée après avoir défini ses buts et ses limites. La recherche d'une commande en boucle fermée n'est pas réalisable à cause de la particularité du système étudié. S'il est aisé de suivre l'évolution et le fonctionnement d'un système bouclé, il n'en est pas de même pour un système en boucle ouverte. En effet, le système que nous proposons de commander possède cette dernière structure, sa régulation se fera principalement sur ses entrées. Les lois de commande sont calculées en fonction de ce qui rentre instantanément dans le bassin et non pas en fonction de son contenu.

## I - CONCEPTION D'UN SYSTÈME DE SURVEILLANCE /1,2/

La présence de cette partie dans notre mémoire se justifie par le souci d'éviter les difficultés que soulève un certain nombre d'exploitants des petites stations d'épuration. En effet, ces installations sont conçues de façon à obtenir le meilleur résultat (degré d'épuration acceptable) avec un équipement réduit au minimum. Mais la conception d'un tel système est réalisée sur la base d'un ensemble d'échantillons et de mesures préalables sur l'effluent à traiter. Le décalage existant entre le moment de la prise des échantillons et celui de l'analyse des résultats obtenus, engendre une interprétation erronée des diverses cinétiques. A ces problèmes complexes, viennent se rajouter ceux dus aux perturbations météorologiques et saisonnières qui sont loin d'être négligeables. Comme la majorité des réglages est laissée habituellement à l'initiative de l'exploitant, celui-ci se trouve devant l'impossibilité de fournir les conditions favorables à l'épuration de l'effluent. Dans la plupart des cas, on maintient le débit d'air constant ou on le modifie par paliers en fonction de certains critères généralement mal définis. Il en est de même pour les boues de retour : on extrait périodiquement du décanteur secondaire un débit d'une valeur plus ou moins empirique et on le renvoie en tête du bassin afin de réensemencer celui-ci. Enfin, pour atteindre un degré d'épuration convenable, l'exploitant se trouve dans une situation qui l'oblige à augmenter excessivement l'énergie pour l'oxygénation. C'est pour pallier à ce problème que nous proposons pour ce type d'installations un système de surveillance qui aura pour objectif de mettre à la disposition de l'exploitant quelques données indispensables au contrôle de l'installation. Le schéma synoptique d'un tel système a été donné au chapitre I, sa description est donnée ci-dessous.

### I.1 - CENTRALISATION DES DONNEES

Cette étape consiste à choisir parmi les informations existantes sur l'état du bassin, celles qui caractérisent le mieux son fonctionnement. Cette mise en oeuvre comporte plusieurs phases :

- transfert des informations du site vers le calculateur  
( centralisation des données )
- exploitation et traitement des données

Certaines de ces informations sont accessibles directement par l'intermédiaire des capteurs, d'autres le sont indirectement par des moyens détournés en particulier les diverses concentrations.

Nous avons décidé de rassembler à chaque instant  $K.\Delta T$  les informations suivantes :

- les paramètres mesurables (directement accessibles) :
  - . les débits d'effluent et de boues :  $D_e$  et  $D_b$
  - . le niveau des boues  $H$  dans le décanteur secondaire
  - . la variation des niveaux de boues :  $\Delta H = H_K - H_{K-1}$
  - . la température et le PH du milieu.
- les paramètres biologiques (déterminés par filtrage et identification)
  - . la concentration en oxygène dissous :  $C$
  - . les différents paramètres du modèle biologique après leur adaptation au bassin :

$$S_0, KX, \mu (1-e^{-\gamma/x}), C_s, \beta, R_e$$

Après avoir précisé les paramètres essentiels à l'élaboration du système de surveillance, il nous reste à déterminer sur la base de ces informations une zone de fonctionnement.

I.2 - DETERMINATION DE LA ZONE DE FONCTIONNEMENT

I.2.1. - Calcul préalable

Soit  $t_m$  le temps au bout duquel il ne reste qu'une faible quantité  $\epsilon$  de la concentration du substrat  $S_0$  introduit. Ce temps est lié aux équations du modèle (2.33) par la relation suivante :

$$\int_0^{t_m} R(t) dt = S_0 - \epsilon \quad (4.1)$$

En première approximation, on peut remplacer  $R(t)$  par  $R^*(t)$  (figure 4.1), la concentration de DBO en sortie du bassin s'écrit dans ce cas :

$$S_s(t) = \begin{cases} (1+\beta) S_0 - KX \cdot t & \text{pour } t < \frac{S_0}{KX} = t_0 \\ \beta S_0 e^{-C_s KX (t - \frac{S_0}{KX})} & \text{pour } t > \frac{S_0}{KX} = t_0 \end{cases} \quad (4.2)$$

Cela signifie que pour  $t < t_0 = \frac{S_0}{KX}$ , la respiration de métabolisation est égale au niveau de saturation  $KX$ , par contre pour  $t > t_0 = \frac{S_0}{KX}$  on assimile l'autre partie de la courbe  $R(t)$  à une exponentielle négative ayant pour constante de temps :  $\tau = 1 / (C_s \cdot KX)$ .

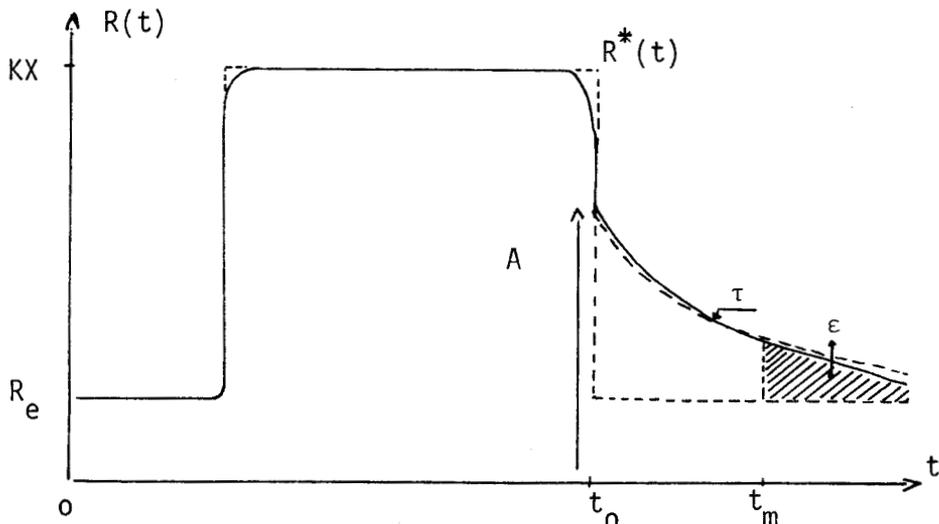


Figure 4.1 : Comparaison de  $R(t)$  et  $R^*(t)$ .

Pour que le bassin ait un point de fonctionnement voisin de son optimum (concentration résiduelle en sortie acceptable), il faut que le temps de séjour soit supérieur à  $t_0$ , ce qui est toujours réalisé. En effet, lorsque le temps de séjour est court (cas de très fortes charges), le contact entre la pollution et la masse bactérienne entraîne une synthèse abondante de nouvelles cellules mais une auto-oxydation faible. Inversement, un temps de séjour très long (cas des très faibles charges) ne favorise pas la synthèse, l'auto-oxydation fait alors appel à une forte consommation d'oxygène. Il est donc indispensable que le temps de séjour soit choisi de façon à garantir une qualité déterminée de dégradation pour un rendement d'épuration désiré. L'examen de la courbe de respiration nous donne un reflet global de la consommation d'oxygène ainsi que la durée de cette activité respiratoire. Ceci nous permettra de déterminer convenablement le temps nécessaire à la biodégradabilité du substrat. Par conséquent, le choix de ce temps doit se situer au voisinage du temps  $t_m$  défini ci-dessus.

Au temps  $t_m$  correspond un débit  $D = D_e + D_b$  que peut accepter le bassin. Dans ces conditions la concentration de DBO en sortie  $S_s$  est égale à  $\epsilon$  (concentration résiduelle acceptable en sortie); en remplaçant  $t_m$  par  $V/D$  et  $S_s$  par  $\epsilon$  dans l'équation (4.2), On aboutit à la relation suivante :

$$D = D_e + D_b = \frac{KX.V}{S_0 + \frac{1}{C_s} \log \frac{\beta S_0}{\epsilon}}$$

$V$  étant le volume du bassin d'aération.

Nous représentons à la figure (4.2) les courbes  $D = f(S_0)$  pour diverses valeurs des paramètres  $P_i$  :

$$P_i = [ K X_i, V_i, C_{si}, \beta_i, \epsilon_i ]$$

La courbe a une forme hyperbolique ayant pour asymptotes les axes des abscisses et des ordonnées.

### I.2.2. - Zones de fonctionnement

. Contraintes technologiques

- .  $D_M$  est le débit maximal admissible dans la station
- .  $D_m$  est le débit minimal nécessaire au fonctionnement normal de la station

. Contraintes biologiques

- .  $S_{oM}$  est la concentration maximale en substrat que peut traiter la station (cas de fortes charges ou charges toxiques)
- .  $S_{om}$  est la concentration minimale en substrat ne nécessitant aucun traitement (cas des très faibles charges).

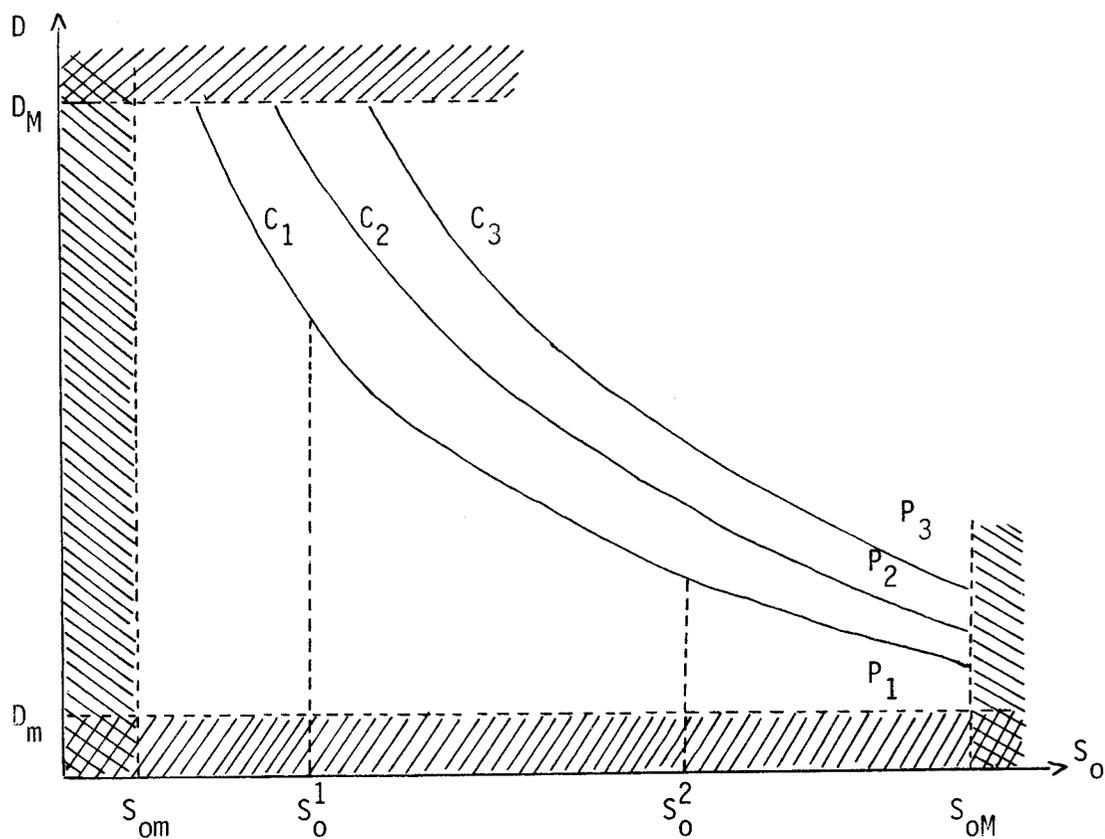


Figure 4.2. : Les zones de fonctionnement

Pour des paramètres biologiques et hydrauliques donnés, on définit une zone de fonctionnement limitée de chaque côté par les contraintes précédentes et par le réseau de courbe décrit ci-dessus. La courbe  $C_1$  n'est pas unique, pour chaque paramètre  $P_i$  il existe une courbe  $C_i$ .

*\* Décomposition de la zone de fonctionnement*

---

Nous la décomposons en trois parties, séparées les unes des autres par des seuils que nous définissons ci-dessous :

- .  $S_0 < S_0^1$  : c'est le cas des faibles charges (effluents peu concentrés)
- .  $S_0^1 < S_0 < S_0^2$  : c'est le cas des charges moyennes
- .  $S_0 > S_0^2$  : c'est le cas des surcharges (effluents très concentrés, effluents toxiques)

Le choix des seuils est laissé à l'initiative de l'exploitant. Il est bien évident que ces seuils ne seront pas les mêmes pour une station se trouvant dans une zone industrielle et pour une station se trouvant dans une zone urbaine.

### I.3 - LES PARAMETRES DE CONTROLE

---

A l'issue de chaque essai respirométrique et traitement des différentes données, l'exploitant doit disposer des paramètres suivants :

- . le niveau de saturation  $KX$
- . le niveau de respiration endogène
- . l'amplitude  $A$  qui marque la fin de la saturation, celle-ci est déterminée à l'aide de l'expression suivante :

$$A(t_0) = C_s KX e^{-C_s \cdot S_0}$$

- . la constante de temps  $\tau$  de la disparition du substrat secondaire :

$$\tau = 1/(C_s \cdot KX)$$

- . le temps  $t_m$  nécessaire à la dégradation de  $S_0$
- . les différents débits d'eau de boues ainsi que leurs fluctuations
- . le niveau de boues dans le décanteur secondaire et ses variations
- . la température et le PH dans le bassin d'aération.

Tous ces paramètres sont considérés comme des informations d'aide à la décision pour l'exploitant. Celui-ci est maître de la station qu'il pilote, il devra choisir un programme de traitement en fonction du contexte qui lui sera fourni. La figure (4.3) montre l'enchaînement des diverses phases du système de surveillance.

#### I.4 - CHOIX DU MODE DE FONCTIONNEMENT

-----

Suivant la variation du débit de pollution et la nature du polluant, le fonctionnement de l'installation s'effectue dans l'une des trois zones décrites ci-dessus. Pour une épuration correcte et stable, il paraît nécessaire de choisir le point de fonctionnement dans la zone 1. En cas de charges exceptionnelles (effluents faiblement ou fortement concentrés) l'exploitant, en tenant compte des résultats obtenus, déclenche le sous-programme relatif à la charge reçue. Il affichera les différents paramètres de consigne pour maintenir les conditions favorables à la métabolisation du substrat. Plusieurs possibilités sont offertes et consistent à adapter les boues de retour et l'oxygène dissous à la charge à épurer. Sans vouloir nous étendre en de longs développements qui dépasseraient le cadre de ce mémoire, citons simplement la procédure à suivre pour ramener le système à son état de fonctionnement normal. Pour cela, nous avons prévu trois modes de marche de l'installation (sous-programme 1, 2 et 3).

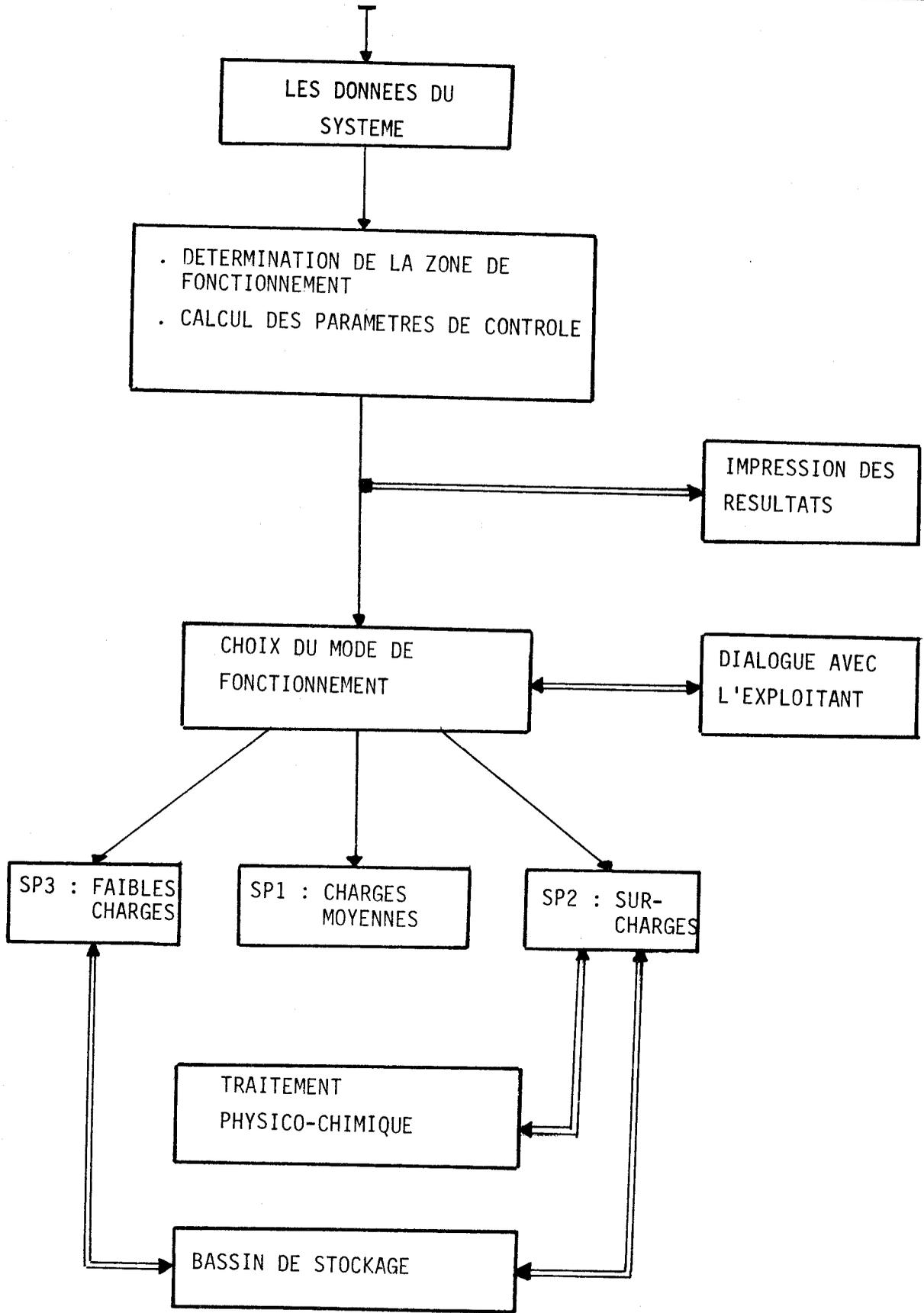


Figure 4.3 : ORGANIGRAMME DU SYSTEME DE SURVEILLANCE



- mode de fonctionnement n°1

C'est le cas des charges moyennes (zone 1), l'installation fonctionne correctement, l'exploitant n'intervient pas dans ce mode de fonctionnement.

- mode de fonctionnement n°2

C'est le mode relatif aux surcharges (SP2), l'exploitant doit adapter les besoins nécessaires à la charge en :

- . augmentant progressivement le débit d'aération
- . augmentant judicieusement les boues de retour si l'état du décanteur secondaire le permet
- . utilisant le traitement physico-chimique pour détruire en partie la charge, ou un bassin de stockage pour limiter le débit d'effluent à traiter.

Remarquons que dans ce cas, l'exploitant pourra déceler les charges toxiques qui auront pour conséquence un bouleversement de la population bactérienne.

- mode de fonctionnement n°3

Il concerne les faibles charges (SP3), dans ce cas l'exploitant doit en conséquence :

- . diminuer le débit d'aération
- . limiter le débit des boues de retour
- . faire appel à la quantité d'effluent contenue dans le bassin de stockage.

I.5 - AVANTAGES ET LIMITES DU SYSTEME DE SURVEILLANCE

Parmi les avantages, on peut citer le côté réalisation matérielle d'un tel système. En effet, la mise en oeuvre pratique d'une telle procédure nécessite :

- une unité pilote pour estimer les paramètres non mesurables
- des capteurs tels que les débitmètres
- un mini-calculateur pour le traitement des données.

Ces moyens matériels permettent à l'exploitant de disposer d'un délai d'anticipation pour mettre le bassin en état d'absorber les charges exceptionnelles. La configuration adoptée permet :

- . d'identifier la nature de la charge avant son entrée dans le bassin
- . d'adapter à cette même charge les besoins réels en micro-organisme et en oxygène nécessaires à son traitement.

Il existe plusieurs types de bassin, chacun d'eux étant un cas d'espèce, c'est pourquoi nous avons laissé le choix des différents réglages à l'initiative de l'exploitant. Mais l'accomplissement et la réussite d'une telle tâche est tributaire de la qualification de l'exploitant. Il est à remarquer que pour les stations qui traitent les rejets urbains, les fluctuations du débit d'entrée ne sont pas trop importantes, par contre dans les stations situées en milieu industriel, les rejets sont très variés ce qui rend difficile le contrôle de l'entrée. A ce niveau la compétence de l'opérateur joue un rôle très important, c'est un des inconvénients de la conduite manuelle des systèmes.

## II - SYSTÈME DE RÉGULATION /3,4,5/

Le schéma bloc de la chaîne de régulation proposée est donné au chapitre I (figure 1.5). Ce schéma met en évidence toutes les étapes à franchir pour la réalisation d'un système de commande. Nous avons décrit aux chapitre II et III la modélisation, l'identification et la simulation du système qu'on se propose de réguler. A l'issue de cette étude, nous disposons de toutes les grandeurs et paramètres caractérisant le comportement dynamique du processus. Nous allons utiliser ces informations pour l'élaboration des lois de commande. Mais avant d'aborder cette partie, nous allons présenter la structure physique du système :

## II.1 - STRUCTURE DU BASSIN ETUDIE

La structure du système que l'on désire réguler est conçue de la façon suivante (figure 4.4) :

- un bassin d'aération
- un bassin de stockage
- une dérivation directe (by-pass)
- un bassin de traitement physico-chimique.

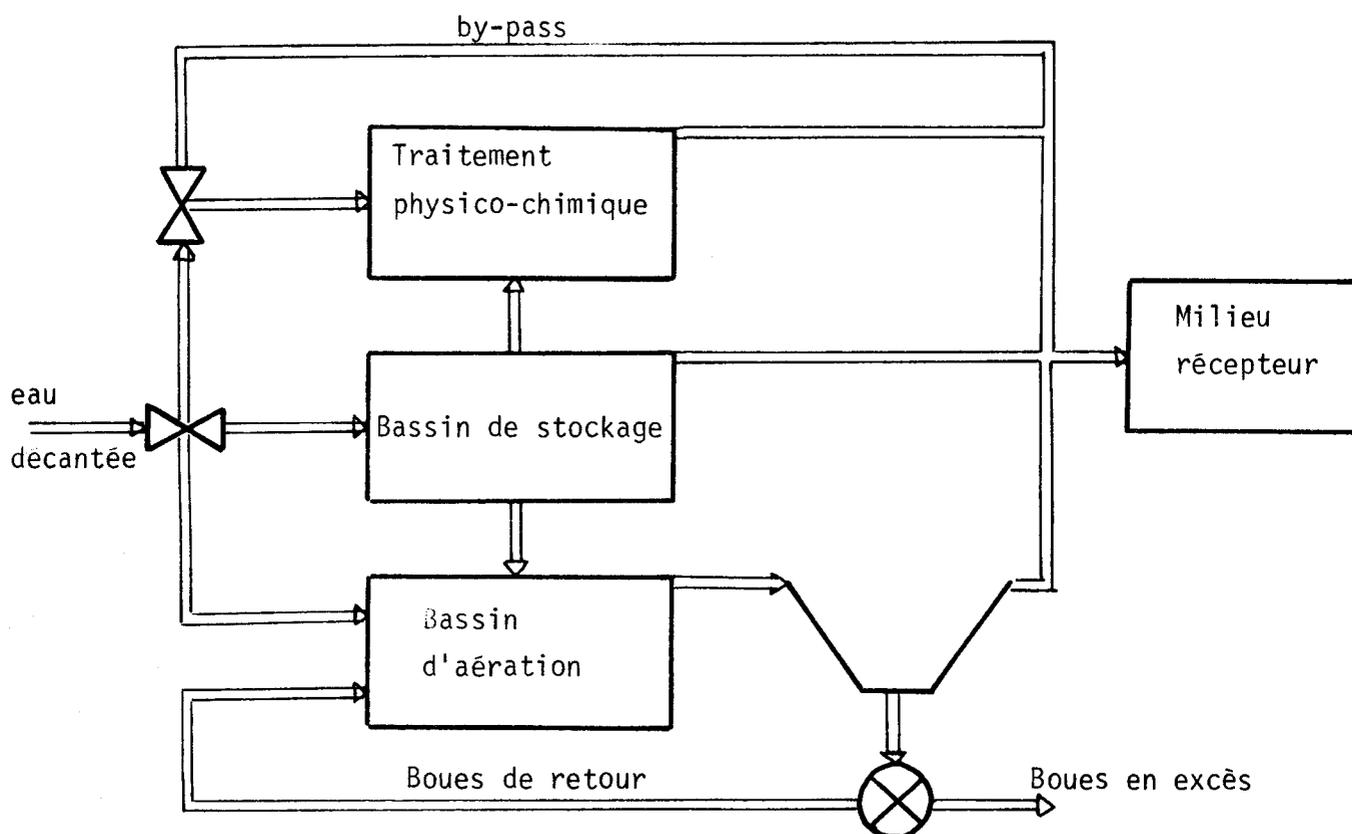


Figure 4.4 : Structure du système à réguler

Nous avons prévu 4 niveaux de traitement. Nous allons voir par la suite que dans certains cas, il faut utiliser les différents niveaux de traitement pour obtenir une épuration satisfaisante. En effet, les fluctuations de l'entrée sont très importantes, il faut donc faire appel à des voies supplémentaires pour éviter le mauvais fonctionnement du bassin d'aération.

## II.2 - CALCUL PREALABLE

Cette partie permettra de prévoir la concentration de la pollution résiduelle à la sortie du bassin. Mais ce calcul nécessite la résolution des équations du modèle (2.33) par voie numérique. Le résultat d'une telle opération est certes précis, mais malheureusement la procédure de calcul qui en résulte est fastidieuse. Nous avons préféré linéariser les équations autour d'un point de fonctionnement dans le but de faciliter la procédure de commande. A cet effet nous supposons qu'à l'instant  $t = T_s$  (temps de séjour):

$$R_1(t) = 0 \text{ et } \int_0^{T_s} R_1(\tau) d\tau = S_0$$

Dans ce cas la concentration résiduelle en sortie s'écrit :

$$S_s(T_s) = \beta S_0 e^{-C_s KX \left(T_s - \frac{S_0}{KX}\right)} \quad (4.4)$$

on connaît par ailleurs qu'en régime permanent on a :

$$T_s = \frac{V}{D_e + D_b}$$

où  $V$  est le volume du bassin d'aération.

Compte tenu des variations des deux débits ( $D_e$  et  $D_b$ ) ainsi que le mélange qui en résulte dans le bassin, le taux de dilution évolue en permanence d'où la nécessité de réadapter continuellement les paramètres biologiques. D'autre part, le temps de séjour varie d'un effluent à l'autre et dépend de l'évolution des débits. Notre problème est de déterminer le temps de séjour nécessaire au traitement d'une charge afin qu'il ne reste qu'une faible quantité de la DBO d'entrée. Nous allons calculer le temps qui permettra de garder  $S_s(t)$  à une valeur constante quelles que soient les variations des débits :  
la relation (4.4) peut s'exprimer sous la forme suivante :

$$T_s = \frac{1}{C_s KX} \log \frac{\beta S_0}{S_s} + \frac{S_0}{KX} \quad (4.5)$$

En remplaçant les différents paramètres biologiques par leurs valeurs respectives données par les lois de dilution, on aboutit à :

$$(D_e + D_b)^2 = Y \cdot D_b \quad (4.6)$$

où

$$Y = \frac{V (KX)_p \cdot C_s (1+V_p/V_b)}{\beta S_0 \left( \text{Log} \frac{S_0}{S_s} + C_s S_0 \right)} \quad (4.7)$$

## II.3 - POLITIQUE DE COMMANDE

### II.3.1. - Structure de la commande

Dans le bassin biologique, la concentration en oxygène dissous est régulée à un niveau permettant de ne pas limiter l'action des micro-organismes. Les paramètres commandables sont alors :

- \*  $D_b$  : le débit des boues de retour, celui-ci doit être ajusté en permanence pour permettre un équilibre convenable entre le substrat et les micro-organismes. En effet, le bassin doit travailler au maximum de ses possibilités en cas de surcharges, la seule grandeur susceptible d'amener le bassin dans cet état est la masse des micro-organismes contenue dans le débit des boues de retour.
- \*  $D_e$  : le débit d'effluent d'entrée, il peut être limité soit par un bassin de stockage ou une dérivation directe.
- \*  $S_0$  : concentration en DBO à l'entrée, elle peut être limitée par un traitement physico-chimique.

En fonction du débit d'eau ( $D_e$ ) et les paramètres biologiques correspondants ( $Y$ ), il est possible de calculer de façon théorique le débit des boues nécessaire au fonctionnement "optimal" du bassin. Pour cela nous allons résoudre l'équation (4.6) en calculant  $D_b$  en fonction de  $D_e$  et  $Y$ . Cette résolution donne deux solutions possibles :

$$D_{b1} = D_e \frac{(1 - \sqrt{1 - 4 D_e/Y})}{(1 + \sqrt{1 - 4 D_e/Y})} \quad (4.8)$$

$$D_{b2} = D_e \frac{(1 + \sqrt{1 - 4 D_e/Y})}{(1 - \sqrt{1 - 4 D_e/Y})} \quad (4.9)$$

la solution  $D_{b2}$  est à éliminer puisqu'elle ne correspond pas à une réalité physique étant donné que le débit de boues ne peut être supérieur au débit d'effluent. La solution restante est donc  $D_{b1}$ . Pour chaque couple  $Y_i, D_{ei}$  il existe une solution  $D_{bi}$  caractérisant un point de fonctionnement donné.

\* Contraintes physiques

Le débit de micro-organisme est limité par une contrainte liée au bon fonctionnement du décanteur secondaire. Donc :

$$D_b < D_M$$

où  $D_M$  est le débit maximal que peut délivrer le décanteur secondaire au bassin.

Par ailleurs le débit d'effluent est toujours supérieur au débit de boues :

$$D_e > D_b$$

Nous allons maintenant tracer les courbes  $D_b = f(D_e, Y_i)$  en tenant compte des contraintes précédentes (figure 4.5). Quelques remarques peuvent être faites sur l'allure de ces courbes :

- . Elles passent par l'origine ( $D_e = 0, D_b = 0$ )
- . Elles admettent un maximum pour  $D_e = D_b = Y/4$
- . le lieu des maximums est la première bissectrice c'est-à-dire la droite :

$$D_b = D_e$$

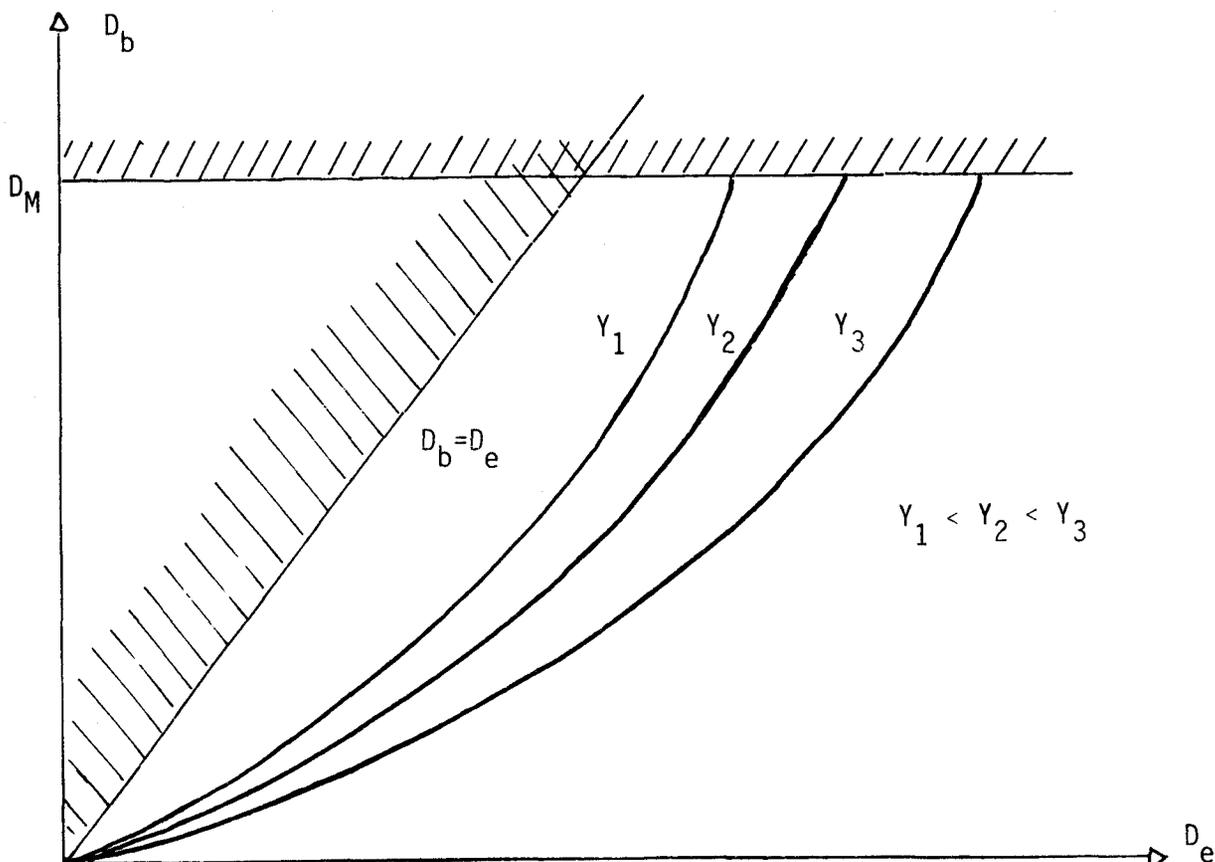


Figure 4.5 : Evolution de  $D_b$  en fonction de  $D_e$  avec  $Y$  comme paramètre

Ce réseau de courbes est situé dans la partie non hachurée, elle représente la zone de fonctionnement du système.

La politique de commande est basée sur le principe de la dégradation maximale de la pollution d'où la nécessité de choisir le point de fonctionnement ( à un instant donné ) dans la zone décrite ci-dessus. En effet l'équation (4.8) nous fournit la solution du problème de la commande vu sous l'angle suivant :

connaissant  $D_e$  et  $Y$  à un instant donné, trouver  $D_b$  qui permet de vérifier que la concentration de DBO en sortie reste toujours constante. La solution vu sous cet angle correspond à une commande en boucle ouverte. Il est bien entendu difficile dans ce cas de parler d'une structure optimale c'est-à-dire d'une structure où la commande optimale résulterait d'une contre réaction avec boucle de retour. Un système de commande a essentiellement pour but d'astreindre une variable réglée à rester aussi voisine que possible d'une valeur désirée. C'est le rôle de la régulation de maintenir l'égalité entre la valeur de la variable commandée et la variable désirée /6,7/.

### II.3.2. - Mise en oeuvre de la commande

Dans ce paragraphe, nous examinerons toutes les possibilités qui peuvent se présenter lors de l'arrivée de l'effluent à la station. Nous traiterons successivement les cas suivants:

- . présence d'un débit important à l'entrée
- . concentration très forte

Mais avant d'aborder cette partie, nous allons présenter la liste des symboles que nous utiliserons par la suite.

- $D_e$  : débit d'effluent d'entrée
- $D_{et}$  : débit d'effluent à soutirer du bassin de stockage
- $D_{es}$  : débit d'effluent à mettre en attente dans le bassin de stockage
- $D_{eb}$  : débit d'effluent à by-passer en cas de surcharges des deux bassins
- $D_b$  : débit des boues de retour
- $D_M$  : débit maximum des boues de retour
- $V$  : volume du bassin d'aération
- $U_M$  : volume du bassin de stockage
- $S_0$  : concentration en substrat de l'effluent d'entrée
- $\Delta S_0$  : quantité de substrat à éliminer par le traitement physico-chimique
- $C_0$  : concentration en micro-organisme dans les boues de retour
- $C_{s,\beta}$  : paramètres biologiques relatifs à la charge dans le bassin d'aération

$C_{si}, \beta_i$  : paramètres biologiques de l'effluent incident

$C_{ss}, \beta_s$  : paramètres biologiques relatifs à la charge dans le bassin de stockage

$\Delta T_H$  : période de mesure des débits d'entrée

$P, V$  : variables logiques (plein, vide)

P	V	état du bassin de stockage
1	0	plein
0	1	vide
0	0	en cours de remplissage ou de vidange
1	1	n'existe pas

a) fonctionnement du bassin d'aération  
=====

Le bassin peut avoir deux régimes de fonctionnement :

. régime normal :

c'est le cas où les variations de l'entrée en concentration et en débit ne sont pas importantes. Le point de fonctionnement se trouve dans la zone limitée supérieurement par  $D_M$ . Le débit de micro-organisme mis à la disposition de la charge est inférieur à  $D_M$ . Le bassin travaille dans cette zone lorsque le bassin de stockage est vide.

. régime maximum :

le bassin doit travailler au maximum de ces possibilités lorsque :

- . le bassin de stockage est non vide
- . la charge est trop importante.

Dans ce cas le débit de micro-organisme sera fixé à  $D_M$ .

b) fonctionnement du bassin de stockage

stockage de l'effluent

lorsque le bassin d'aération n'est pas en mesure de traiter la totalité de l'effluent, il fait appel au bassin de stockage, quand celui-ci est vide ou en cours de remplissage (figure 4.6).

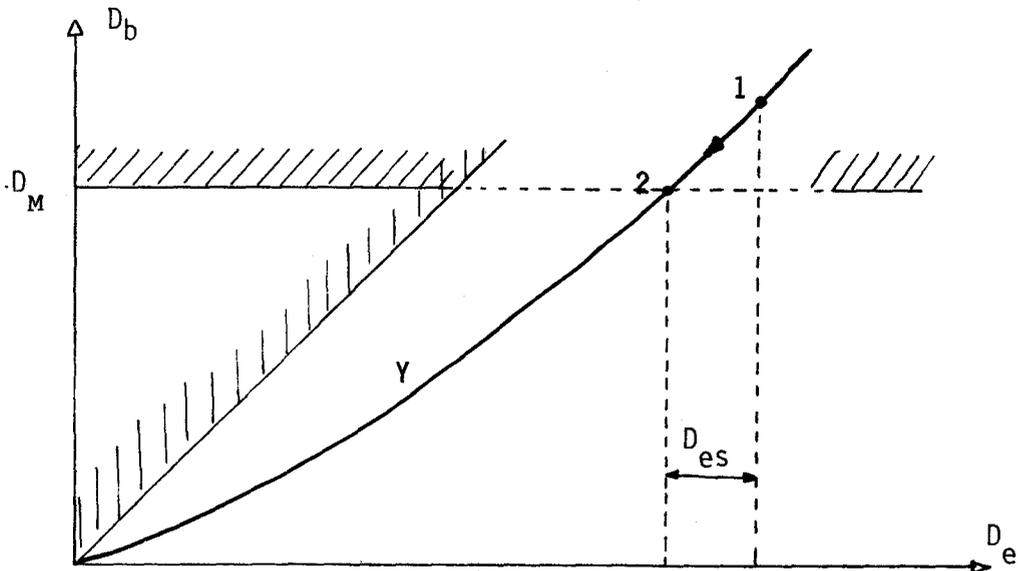


Figure 4.6

Le point de fonctionnement qui se trouve en position (1) doit être ramener en position (2). La quantité du débit à stocker se calcule à l'aide de la relation suivante :

$$D_{es} = D_e + D_M - \sqrt{Y \cdot D_M}$$

où Y est fonction des paramètres biologiques de l'effluent d'entrée.

Soutirage de l'effluent du bassin de stockage

on envisage dans ce cas de traiter une partie de l'effluent contenu dans le bassin de stockage puisque le bassin d'aération ne fonctionne pas en régime nominal. Mais le calcul de la quantité d'effluent à soutirer n'est pas immédiat puisque les deux concentrations et les paramètres biologiques correspondants ne sont pas les mêmes dans les deux cas. Le débit d'effluent à soutirer se calcule de proche en proche en tenant compte des lois de dilution relatives aux divers paramètres biologiques (figure 4.7).

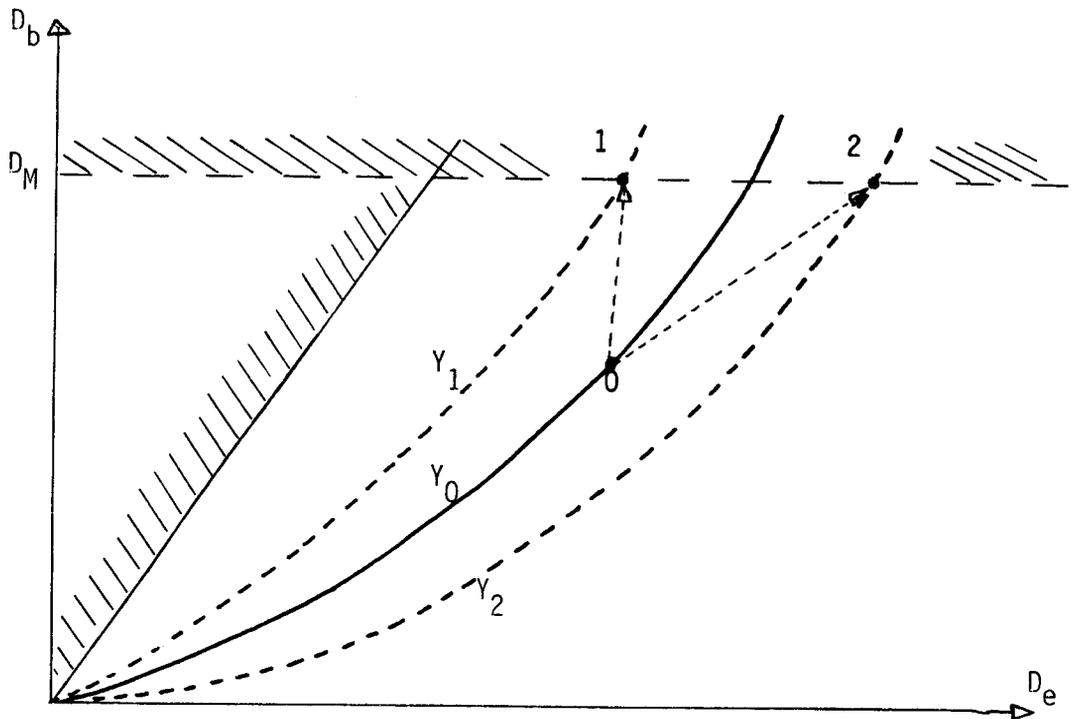


Figure 4.7

Le calcul du débit à soutirer se fait en plusieurs étapes :

. calcul de  $D_{et1}$  : 
$$D_{et1} = - (D_e + D_M) + \sqrt{Y \cdot D_M}$$

. calcul des paramètres biologiques :

$$S_{o1} = \frac{S_o D_e + S_{ot} D_{et1}}{D_e + D_{et1}}$$

$$\beta_1 = \frac{\beta_1 D_e + \beta_t \cdot D_{et1}}{D_e + D_{et1}}$$

$$C_{s1} = \frac{C_s D_e + C_{st} D_{et1}}{D_e + D_{et1}}$$

$$Y_1 = f (S_{o1}, \beta_1, C_{s1}, \dots )$$

- . calcul du débit de micro-organisme correspondant :

$$D_{b1} = (D_e + D_{et1}) \frac{1 - \sqrt{1 - 4 \cdot \frac{D_e + D_{et1}}{Y_1}}}{1 + \sqrt{1 - 4 \cdot \frac{D_e + D_{et1}}{Y_1}}}$$

Deux cas peuvent alors se présenter :

- .  $D_{b1} < D_M$  : on fixe  $D_b$  à  $D_M$  jusqu'à ce que le bassin soit vide.
- .  $D_{b1} > D_M$  : cela veut dire que le débit à soutirer était très important et qu'il est nécessaire de le diminuer. Pour cela nous calculons de façon linéaire le débit qu'il aurait fallu soutirer.

- . calcul de  $D_{et2}$  :  $D_{et2} = D_M \frac{D_e + D_{et1}}{D_{b1}} - D_e$

- . calcul de  $S_{O_2}$ ,  $\beta_2 C_{S_2}$

- . calcul de  $Y_2$

- . calcul de  $D_{b2}$  :  $D_{b2} = f(D_e, D_{et2}, Y_2)$ , ce débit doit être inférieur ou égal à  $D_M$ .

- . gestion du bassin de stockage

=====

le niveau d'effluent dans ce cas est variable, il fluctue entre deux états extrêmes :

- bassin entièrement vide
- bassin totalement plein

Nous devons donc calculer à chaque instant le volume d'effluent contenu dans ce bassin. A cet effet, il faut tenir compte de son état antérieur. Si à l'instant  $t_0$  le volume du bassin est  $U_0$ , à l'instant  $t_0 + \Delta T_H$

le volume sera :

$$U = U_0 + D_e \cdot \Delta T_H$$

$D_e$  est positif et égal à  $D_{es}$  quand il s'agit d'un stockage.

$D_e$  est négatif et égal à  $D_{et}$  quand il s'agit d'un soutirage.

Pour éviter de stocker inutilement les paramètres biologiques relatifs aux débit de stockage et de soutirage, nous avons préféré les calculer lors de chaque opération effectuée sur le bassin de stockage.

Ainsi les différents paramètres se calculent à l'aide des relations ci-dessous :

$$S_{os} = \frac{U_o \cdot S_{os} + S_{oi} \cdot D_{et} \cdot \Delta T_H}{U}$$

où  $S_{os}$  est la nouvelle concentration en substrat contenu dans le bassin de stockage,  $S_{oi}$  étant la concentration de l'effluent devant être stocké.

La remarque précédente est valable ainsi pour les paramètres  $\beta$  et  $C_s$ .

$$\beta_s = \frac{U_o \cdot \beta_s + \beta_i \cdot D_{et} \cdot \Delta T_H}{U}$$

$$C_{ss} = \frac{U_o \cdot C_{ss} + C_{si} \cdot D_{et} \cdot \Delta T_H}{U}$$

A l'issue de chaque opération sur ce bassin, on compare le volume d'eau existant  $U$  à  $U_M$  (volume maximal du bassin de stockage).

c) le traitement physico-chimique  
=====

le recours à ce traitement se fait dans le cas où le bassin de stockage est entièrement plein. Cette phase nécessite l'emploi de réactifs pour éliminer une partie de la charge avant son rejet dans le milieu récepteur.

La quantité de substrat à éliminer par ce traitement se calcule comme suit :

. on calcule dans un premier temps  $Y_1$  :

$$Y_1 = \frac{(D_M + D_e)^2}{D_M}$$

. dans un deuxième temps on détermine la quantité de substrat correspondante :

$$S_{01} = f [ Y_1, D_M, D_e ]$$

Connaissant la quantité de substrat  $S_0$  que peut traiter le bassin d'aération, on peut déduire facilement la quantité devant subir le traitement physico-chimique:

$$\Delta S_0 = S_{01} - S_0$$

La durée de ce traitement ainsi que les moyens à mettre en oeuvre sur le plan énergétique varient suivant la nature de l'effluent et son lieu de provenance.

Dans les conditions actuelles, il est beaucoup plus économique d'éviter ce traitement qui s'avère très coûteux.

d) rejet d'une partie de l'effluent non traité dans le milieu récepteur  
===== (by-pass) =====

On fait appel à cette solution dans le cas où :

- . les deux bassins (d'aération et de stockage) sont surchargés.
- . l'installation ne possède pas les moyens d'utiliser le traitement physico-chimique.

Cette solution est envisagée pour éviter un bouleversement de la masse épuratrice et une modification très rapide du spectre des espèces présentes.

Si l'on veut que le système conserve son fonctionnement stable, il faut pour cela rejeter la quantité de débit qui ne peut pas être traitée. Elle se calcule par la relation ci-dessous :

$$D_{eb} = D_e + D_m - \sqrt{Y \cdot D_M}$$

où  $D_{eb}$  est le débit à bipasser ou à rejeter directement dans le milieu récepteur.

### II.3.3. - Programmes de calcul

#### a) Le programme principal (figure 4.8)

Ce programme permet, à partir des données du système, la détermination d'un point de fonctionnement caractérisant l'état du bassin d'aération. Les valeurs mesurées et calculées sont comparées à des seuils prédéterminés, en cas de surcharges, le programme prévoit la possibilité d'utiliser des traitements complémentaires pour conserver en sortie la concentration en DBO désirée.

La régulation est axée principalement sur le contrôle du débit d'eau, celui-ci est calculé à la valeur maximale acceptable par le bassin d'aération. Le recours au traitement physico-chimique n'aura lieu qu'en cas de surcharges. Les débits d'eau et de boues calculés pour l'instant  $t$  ne seront fonction que de la qualité du couple eau-micro-organisme entrant à cet instant et non pas fonction du contenu du bassin. Cette façon de procéder est basée sur l'hypothèse que l'évolution des entrées reste assez lente pour que le temps de séjour réel soit voisin du temps de séjour calculé.

#### b) Sous-programme n°1 (figure 4.9)

Il est relatif au soutirage de l'effluent du bassin de stockage. Ce sous-programme prévoit le calcul du débit à soutirer dans le cas où le bassin d'aération ne serait pas en mesure de traiter une charge supplémentaire. La détermination de ce débit nécessite un calcul préalable.

puisque les effluents contenus dans les deux bassins ne possèdent pas les mêmes caractéristiques biologiques. A cet effet, une extrapolation de certains paramètres s'avère indispensable. L'optimum sera obtenu quand le débit de micro-organisme sera proche de  $D_M$ .

c) Sous-programme n°2 (figure 4.10)

Il permet la gestion du bassin de stockage. En effet il est important de connaître à chaque instant le contenu du bassin afin de le gérer judicieusement. Les opérations à exécuter sont de deux types : remplissage et soutirage. Dans le premier cas on répète cette opération jusqu'à ce que le bassin soit rempli, dans le second cas on effectue des opérations de soutirage à chaque fois que le bassin d'aération le permet.

#### II.4 - RESULTATS

-----

Appelons  $D_{ei}$  le débit d'effluent total incident et  $D_e$  le débit entrant dans le bassin d'aération. L'examen de la courbe 4.11 montre qu'au début de l'opération, la concentration résiduelle en sortie  $S_s$  est sensiblement voisine de 10 mg/l qui est la valeur de consigne.

Une augmentation du débit d'eau avec une diminution de la concentration en pollution correspondante provoque dans l'immédiat une diminution du temps de séjour qui a pour conséquence un dépassement du niveau de consigne. Après limitation du débit incident (utilisation du bassin de stockage) la concentration en sortie se stabilise autour de la valeur de consigne.

Appelons  $S_{oi}$  la concentration en pollution incidente et  $S_o$  la concentration que peut traiter le bassin d'aération. L'analyse de la courbe 4.12 montre que le recours au traitement physico-chimique en cas de surcharges maintient correctement la sortie autour du niveau de consigne.

Dans les deux cas précédents, on a gardé la concentration en micro-organisme  $C_0$  constante. Une augmentation de cette concentration avec  $S_0$  constant (figure 4.13) engendre dans un premier temps un dépassement non négligeable de la valeur de consigne désirée, après une légère diminution de  $D_e$  et une augmentation de  $S_0$  la concentration résiduelle devient aussitôt inférieure à 10 mg/l.

Dans le cas où les deux bassins (d'aération et de stockage) ne sont pas en mesure de recevoir la totalité de l'effluent, l'utilisation du by-pass reste le seul moyen permettant de garder une concentration en sortie acceptable (figure 4.14). Sur cette figure nous remarquons que  $S_5$  reste en moyenne toujours en dessous de la valeur de consigne désirée.

Enfin, de façon générale, la régulation adoptée permet de corriger correctement les grandeurs de commande de façon telle que la concentration résiduelle reste dans une fourchette définie par les contraintes de bon fonctionnement de la station.

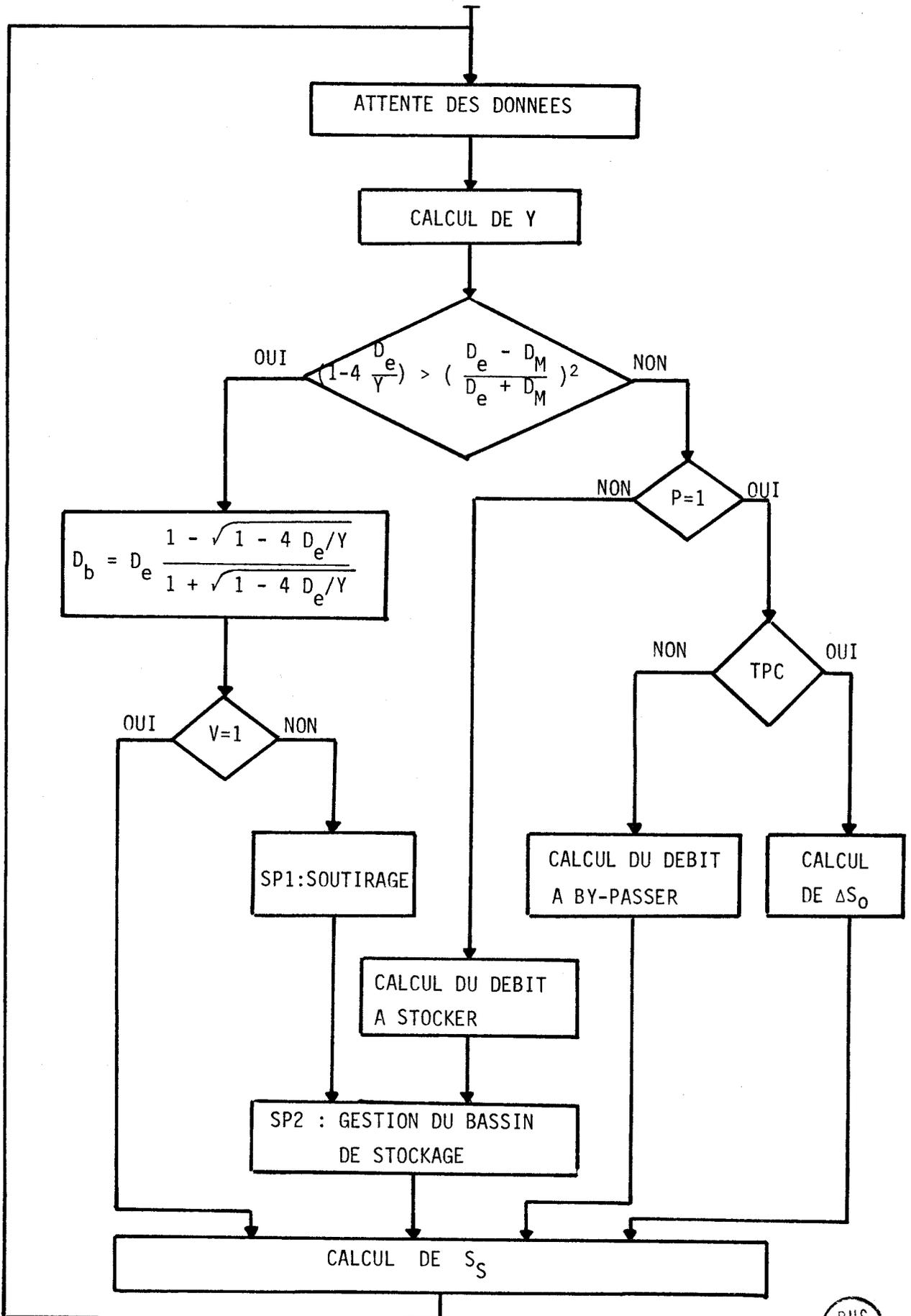


Figure 4.8 : PROGRAMME PRINCIPAL



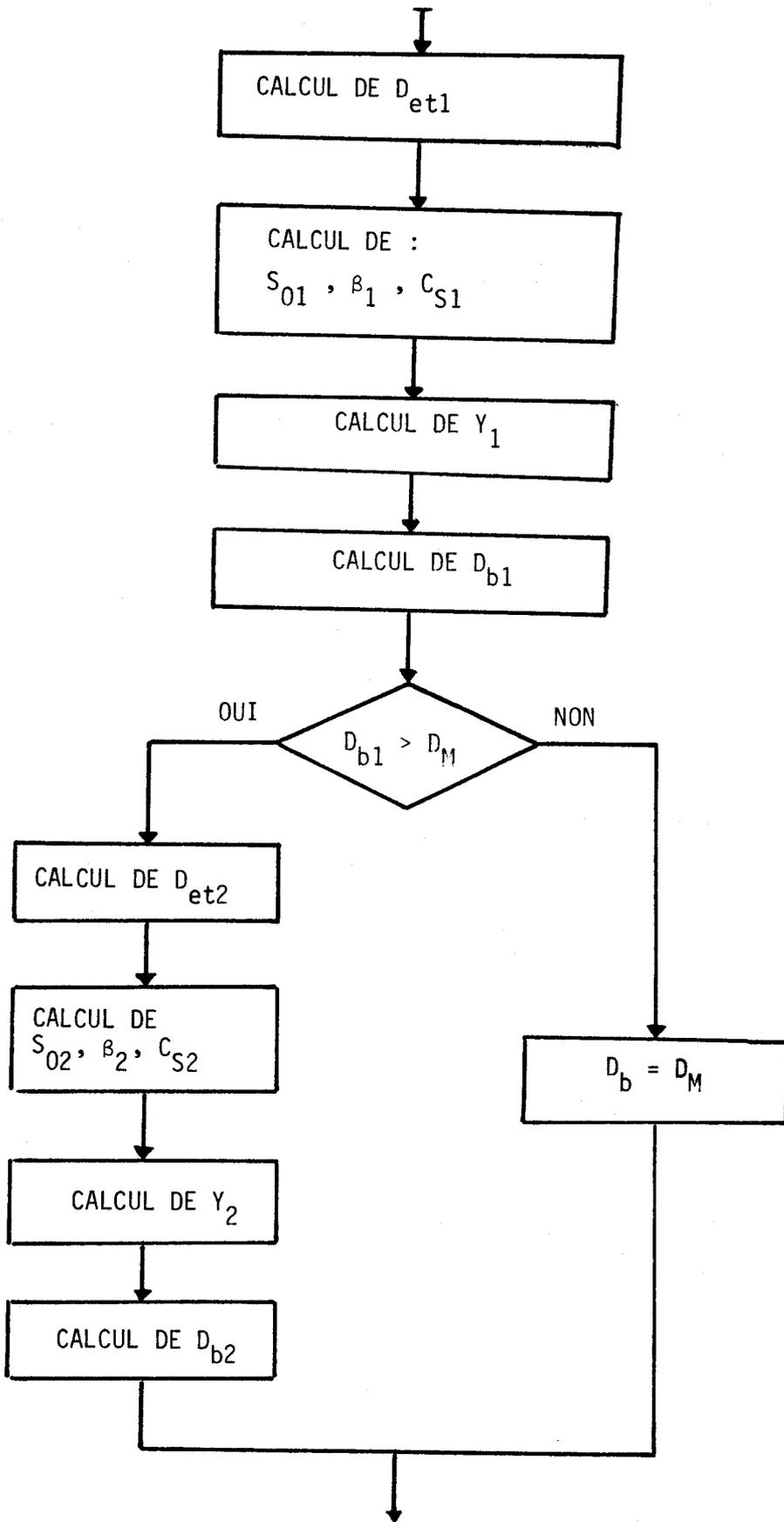


Figure 4.9 : SP1 : SOUTIRAGE DE L'EFFLUENT DU BASSIN DE STOCKAGE.



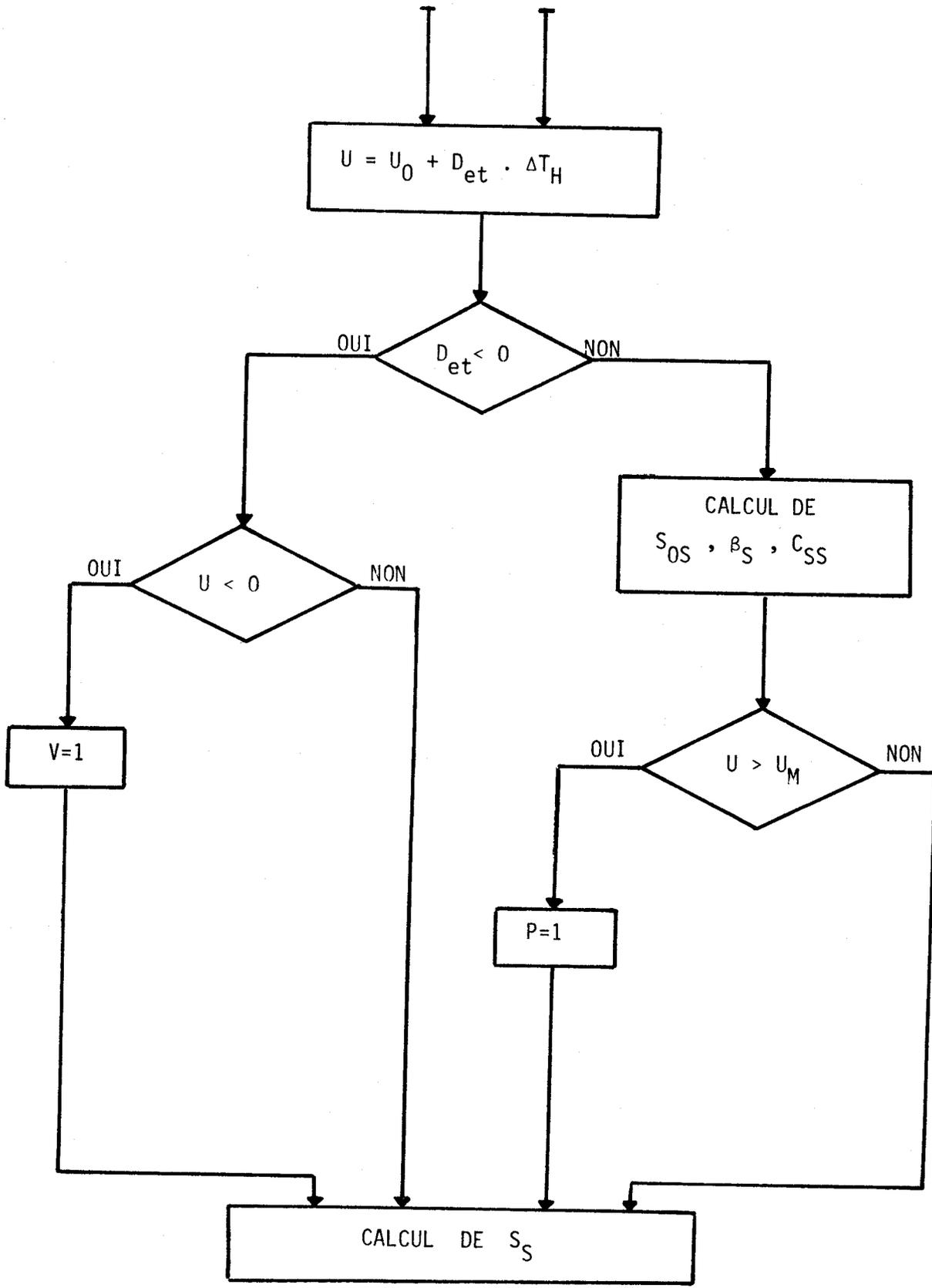


Figure 4.10 : SP2 : GESTION DU BASSIN DE STOCKAGE



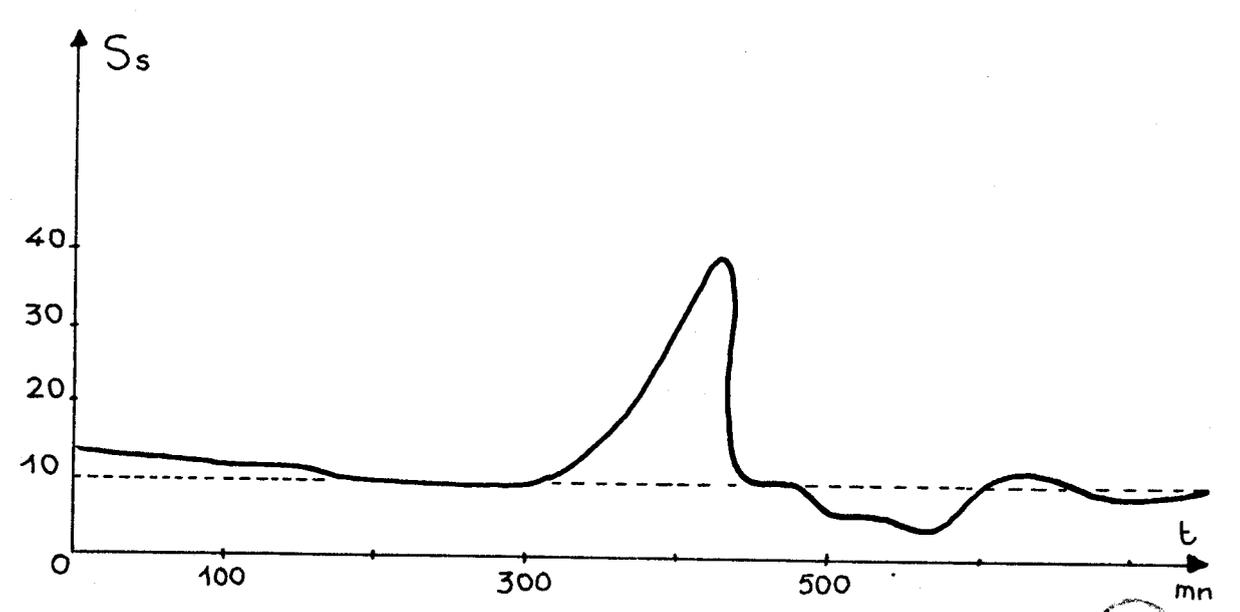
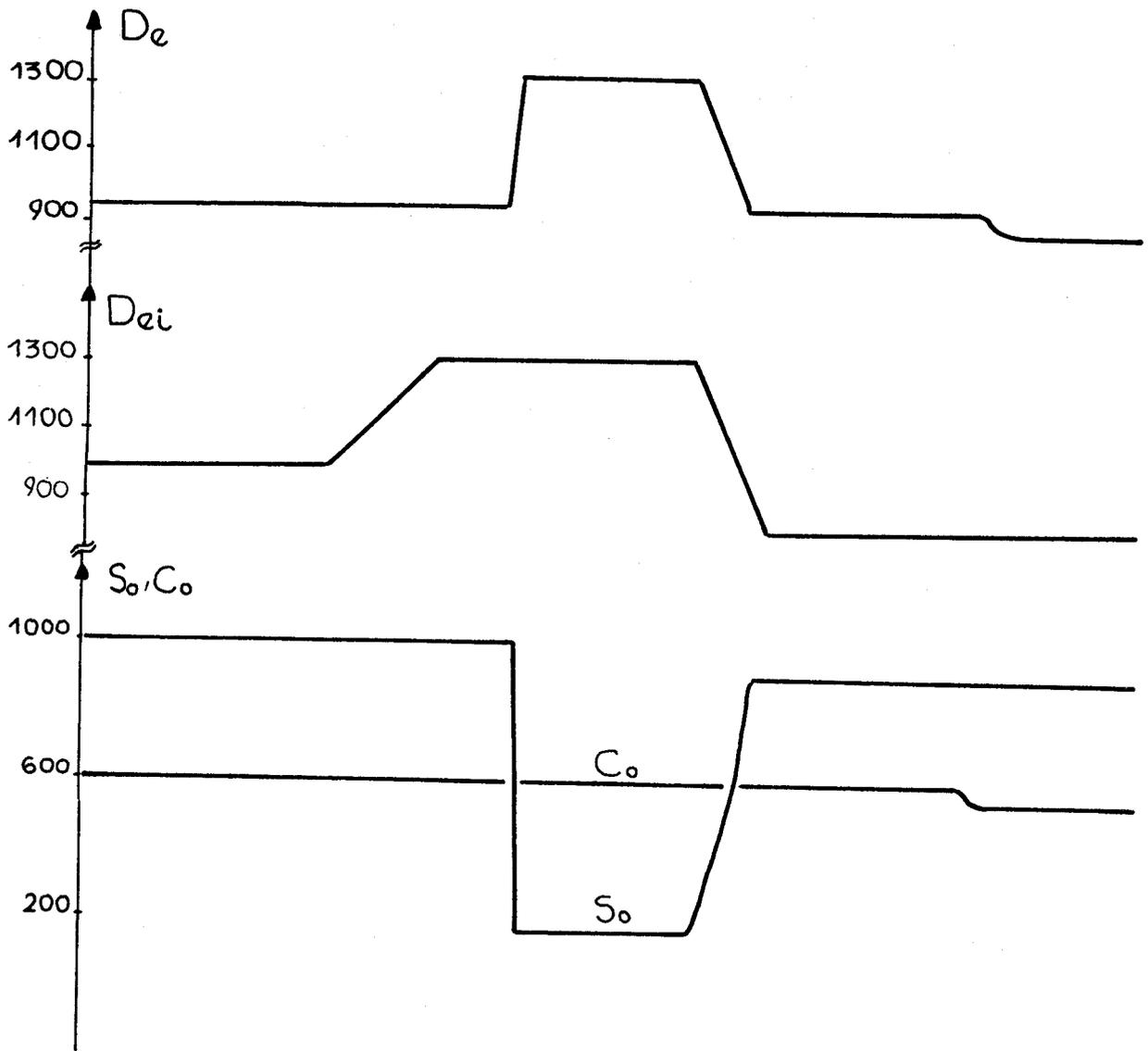


figure 4.11



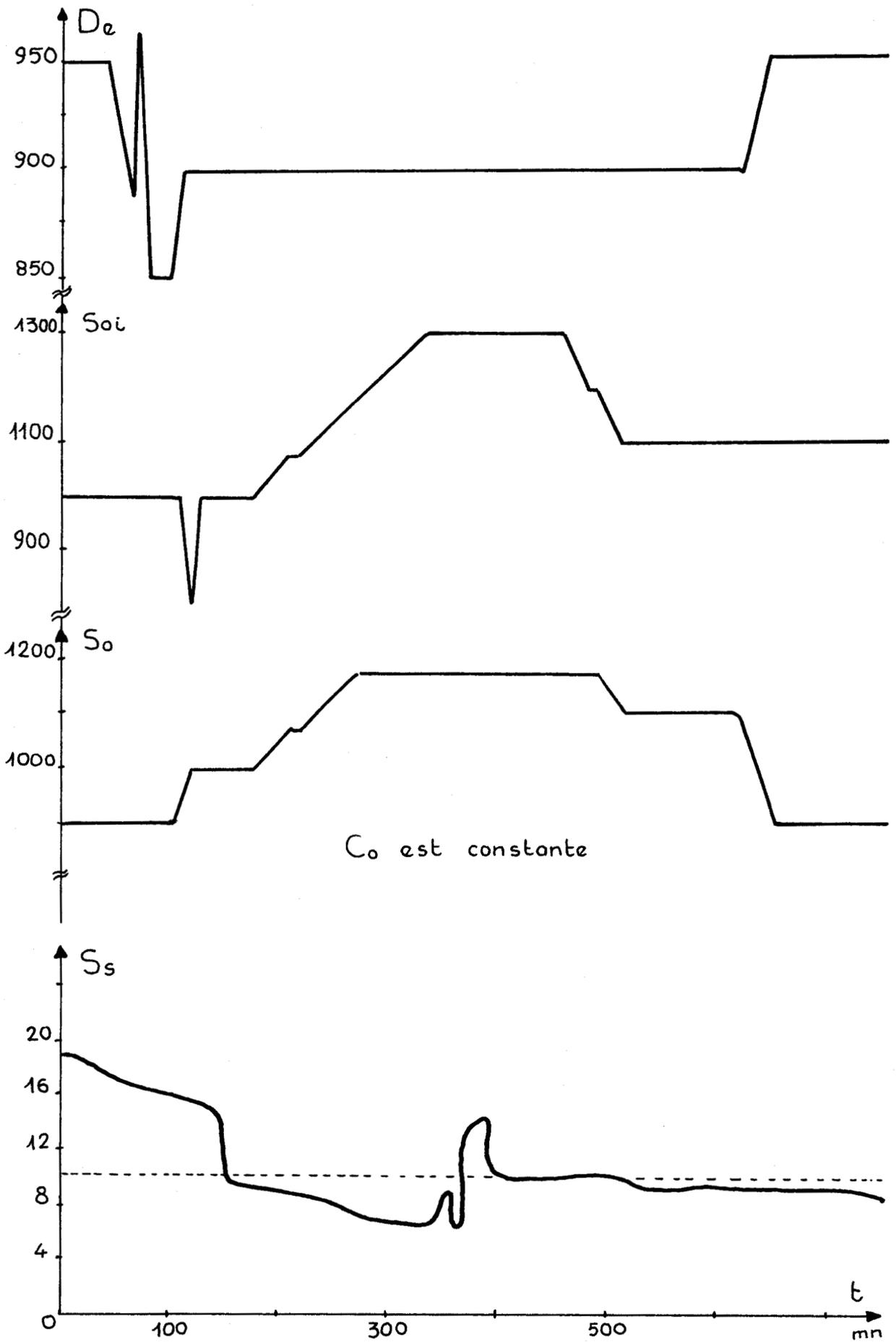


figure 4.12



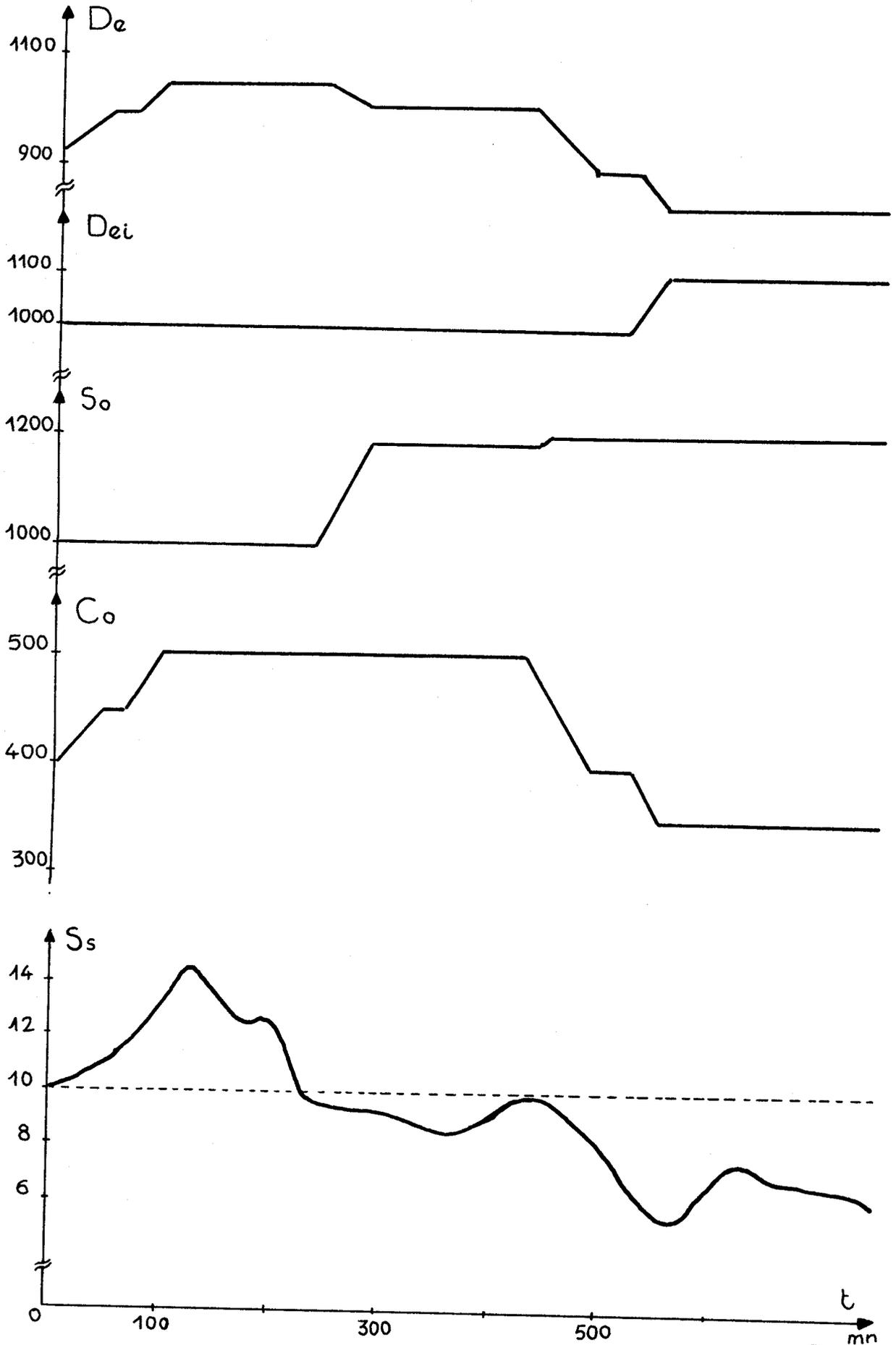


figure 4.13



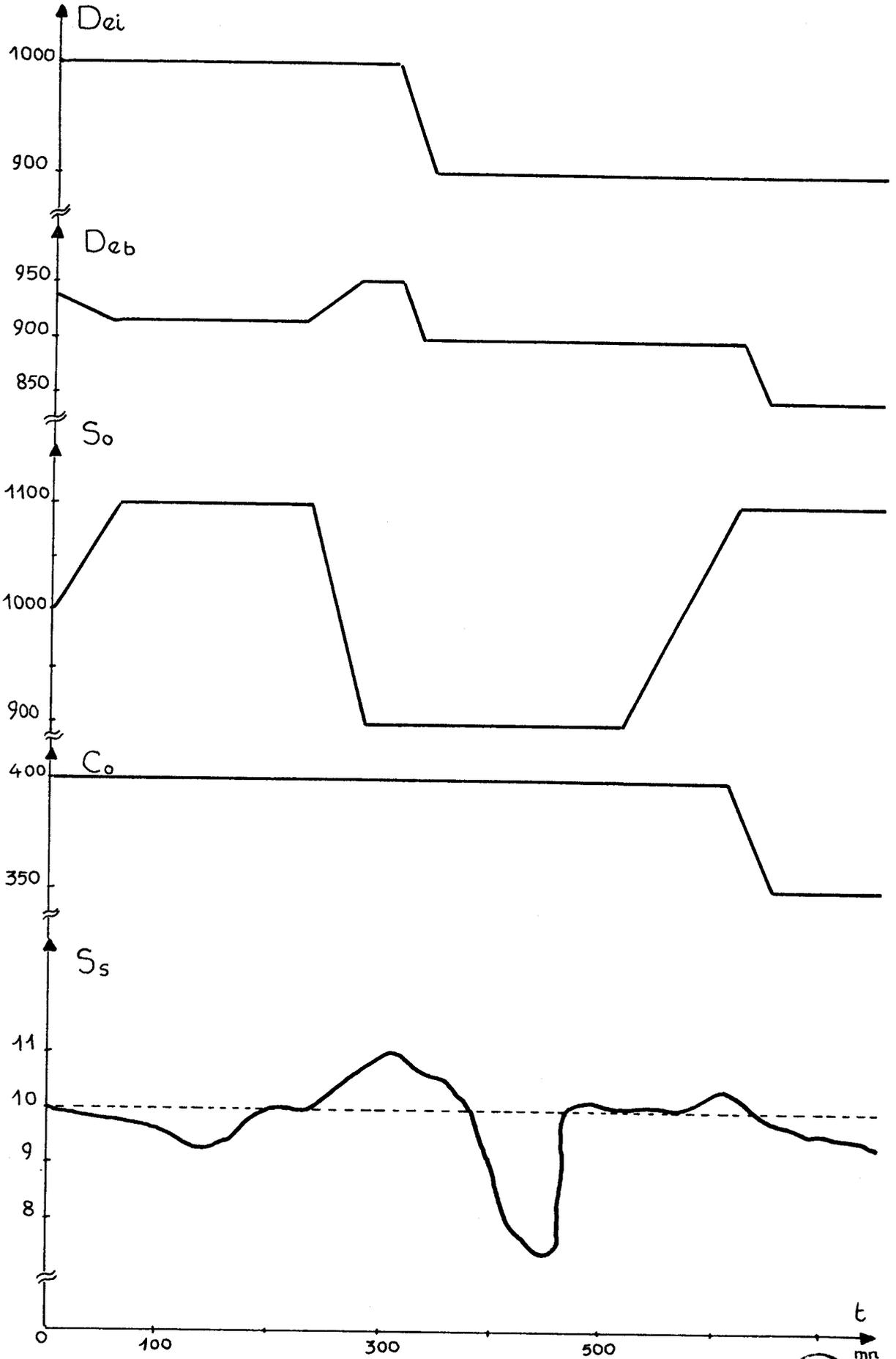


figure 4.14



## CONCLUSION

Le système de surveillance que nous avons décrit dans la première partie de ce chapitre s'adresse principalement aux exploitants des petites stations d'épuration. La mise en place de ce système nécessite peu de matériel et permet de choisir correctement le mode de fonctionnement de l'installation. En effet, les exploitants sont constamment à la recherche des réglages nécessaires pour passer d'un régime de fonctionnement à un autre quand ils se trouvent confrontés à des variations importantes de la charge à traiter. Nous estimons par cette étude avoir répondu en partie à leur problème.

Dans le cas où la pollution présente des variations importantes de grande amplitude en quantité et(ou) en qualité (milieux urbains ou industriels), le coût énergétique de l'installation augmente considérablement. Afin de minimiser les frais d'exploitation, nous avons proposé un système de régulation permettant d'adapter de façon quasi-continue la masse des boues à l'eau à épurer. Les programmes sont conçus de façon à être facilement implantés sur un mini-calculateur. En effet, le temps de calcul des grandeurs de commande est presque instantané, la durée d'une opération est environ 30 secondes. Enfin les courbes illustrées aux figures 4.11, 4.12, 4.13 et 4.14 montrent que la régulation est satisfaisante, la concentration résiduelle en DBO reste en moyenne en dessous de sa valeur de consigne.

B I B L I O G R A P H I E

---

- /1/ - R. LAURENT, M. BARBOUCHA, L. POVY  
*" Conception d'un système de surveillance d'une station  
d'épuration des eaux usées "*  
Article accepté au congrès AFCET - Octobre 1981 - NANTES
- /2/ - R. LAURENT, M. BARBOUCHA  
*" Simulation d'un bassin de traitement biologique des eaux usées "*  
Congrès simulation 80 - Juin 80 - INTERLACKEN (SUISSE)
- /3/ - M. BARBOUCHA, R. LAURENT  
*" Sur la conduite des processus complexes, application aux  
stations d'épuration des eaux "*  
Article à paraître dans l'ouvrage de J.C PRUVOST " Le point 1981  
an Automatique " Editions technique et documentation - PARIS
- /4/ - R. LAURENT, M. BARBOUCHA  
*" Control system for a wastewater biological purification  
process"*  
Conference international on systems engineering - Septembre 1980  
COVENTRY (ENGLAND)
- /5/ - M. BARBOUCHA, O. LAAFIA, R. LAURENT, R. LITWAK  
*" Comparaison of three regulation methods for particular incompletely  
controlable multivariable systems "*  
Article accepté à l'International Conference on Systems Science  
15-18 Septembre 1981 - WROCLAW (POLOGNE)
- /6/ - A.P. DONALD  
*" Optimisation theory with applications "*  
Wiley - 1969
- /7/ - FOULARD, GENTIL, SANDAZ  
*" Commande et régulation par calculateur numérique "*  
Eyrolles 1976

## CONCLUSION GENERALE

---

Les travaux que nous venons de décrire dans ce mémoire ont abouti à la conception d'une chaîne de régulation d'une station d'épuration en vue d'améliorer ses performances. La principale difficulté à laquelle s'est heurtée cette étude, est liée à l'absence de mesures réellement représentatives du système. Par ailleurs, la méconnaissance des cinétiques hydrauliques n'a pas facilité l'appréhension d'un tel procédé.

La complexité et la diversité des stations d'épuration ne permettent pas d'envisager une étude classique aboutissant à une commande quasi-optimale d'un tel processus. Néanmoins, l'évolution de l'automatique vers la conception des méthodes inter-disciplinaires associant les connaissances biologiques, physiques, informatiques, etc ..., a rendu possible l'étude du système épurateur. En effet, la solution que nous avons adoptée consiste à décomposer le système en deux parties distinctes : la première concerne la connaissance de son état biologique, la deuxième fait apparaître son état hydraulique. Dans les deux cas, on a pu constater que certaines grandeurs n'étaient pas accessibles. Pour pallier à cette difficulté, nous avons dû faire appel à un capteur (pilote) pour l'estimation des grandeurs non mesurables. Ceci nous a conduit à établir un premier diagnostic sur l'état du système et à poser de façon précise les problèmes, dont la résolution constitue l'essentiel de notre travail.

La première phase de notre étude concerne l'analyse de la procédure classique d'épuration, ses avantages, ses inconvénients, ses limites. Nous avons montré ensuite comment il était possible de modifier cette structure, dans le but d'améliorer ses performances, en adoptant un système de surveillance et de régulation (chapitre I).

La deuxième partie de ce mémoire a été consacrée à la modélisation de la cinétique de métabolisation. Une analyse des différents modèles biologiques existants a permis de montrer que leurs équations correspondantes peuvent se ramener sous une même formulation mathématique. L'aspect

identification est ensuite envisagé; la structure non-linéaire du modèle biologique retenu, nous a incité à utiliser les méthodes de programmation non-linéaire (chapitre II).

Connaissant les débits d'entrée ainsi que leurs concentrations respectives, nous avons pu envisager, dans une troisième partie de ce mémoire, l'étude hydraulique qui nous a permis de simuler le bassin d'aération. Une représentation originale de celui-ci nous a conduit à prévoir correctement l'évolution de la DBO en particulier au niveau de la sortie (chapitre III).

Nous avons proposé ensuite un système de surveillance et de régulation qui est particulièrement apte à délivrer à l'exploitant des informations suffisantes en quantité et en qualité en vue de la conduite de son installation (chapitre IV).

Dans tous les procédés d'épuration, on essaye de maximiser le rendement des stations avec un coût d'exploitation minimum. La réalisation d'un tel objectif nécessite une méthodologie scientifique permettant de décrire de façon rigoureuse et judicieuse les diverses cinétiques régissant le fonctionnement du système global. Nous ne prétendons pas avoir résolu le problème dans sa totalité, mais l'étude qui a été menée, a permis une ouverture dans ce domaine qui a longtemps été marqué par un certain empirisme.

La procédure de régulation qui a été adoptée pour l'épuration peut permettre une certaine extension de son utilisation à d'autres secteurs homologues, en particulier, ceux de l'agro-alimentaire et de la bio-chimie. La structure de ces derniers, quoique similaire dans son principe à celle du système épurateur, est différente et présente l'avantage de la mesurabilité de ses grandeurs d'entrée. En effet, s'il est possible de connaître avec précision la nature des entrées dans le cas d'un fermenteur, il n'est par contre pas aisé, dans le cas d'une station d'épuration, d'identifier le débit d'effluent dont la concentration varie sans cesse en quantité et en qualité. Cette différence interdit de transposer purement et simplement les résultats obtenus au niveau de l'épuration à d'autres systèmes possédant la même structure. Une adaptation de ces résultats s'avère donc indispensable, la procédure à suivre reste toujours valable : acquisition des données, modélisation puis identification avec peut être estimation des grandeurs non mesurables; et enfin régulation proprement dite. Les critères d'optimisation seront toujours basés sur des contraintes extérieures.