

République algérienne démocratique et populaire  
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique  
Université a. Mira de Bejaia



Faculté de Technologie  
Département de Génie des procédés

# Mémoire

## EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE Master

Domaine : Science et Technologie Filière : Génie des Procédés  
Spécialité : Génie chimique

Présenté par

**MADI YACINE**

ET

**DAHDOUH MOURAD**

*Thème*

**Étude numérique d'un procédé de traitement des  
eaux usées**

Soutenue le 13 /07/2022

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom	Grade		
Mr MAKHLOUFI LAID	Professeur	Université de Bejaïa	Président
M <sup>me</sup> BOUADEM NASSIMA	MCB	Université de Bejaïa	Examinatrice
Mr LEMOUARI MESSAOUD	MCA	Université de Bejaïa	Encadrant

Année Universitaire : 2021/2022

# Remerciements

*Nous remercions Dieu, tout-puissant, de nous avoir donné la volonté et la santé pour réaliser ce travail.*

*Nous tenons à remercier vivement et chaleureusement notre promoteur monsieur M. LEMOUARI, encadreur de ce mémoire, pour nous avoir soutenu tous le long de travail, en lui témoignant notre reconnaissance pour son caractère sérieux, sa patience et ses conseils.*

*Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements aux membres de jurys de bien vouloir accepter d'évaluer notre travail. Qu'il trouve ici l'expression de notre profonde gratitude.*

*Nos remerciements s'adressent à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'accomplissement de ce travail.*

## *Dédicace*

*Avant tous, je remercie Dieu le tout puissant de m'avoir donné le courage et la patience pour réaliser ce travail malgré toutes les difficultés rencontrées.*

*A la mémoire de mon frère DADA Mourad qui a offert sa vie pour notre bonheur,*

*Tu resteras toujours près de mon cœur,*

*Dieu tout puissant l'accueille dans son vaste paradis.*

*A mes chers parents qui m'ont toujours soutenu et orienté vers le bon chemin. Je leur dois un grand merci et je leur éprouve un sentiment de gratitude et d'amour, je prie Dieu de garder le prestige de vivre avec eux une longue vie.*

*A mes frères Babi et Nadjim.*

*A mes sœurs Yasmina, Lynda, Dalila, Nabila et Sabrina.*

*Et mon beau-frère Rafik.*

*A mes neveux AMINE, Adel, Lyad, Sif Eddine et Adam.*

*A mes princesses Amel, Milina et Cerine.*

*A tous mes amis(es) Melissa, mahdi, boulhia, katia, anissa, djalalet massi.*

*ET à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à accomplir ce travail.*

## *Dédicace*

*A mes chers parents qui m'ont toujours soutenu et orienté vers le bon chemin. Je leurs dois un grand merci et je leurs éprouve un sentiment de gratitude et d'amour, je prie Dieu de garder le prestige de vivre avec eux une longue vie.*

*A mes frères Ridha, Walid et Karim.*

*A ma sœur Faiza.*

*A mes neveux Raouf et Samy.*

*A mes princesses Lina, Malak, Maya, Meryam et Celine.*

*A tous mes amis(es) sans exception.*

*ET à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à accomplir ce travail.*

# SOMMAIRE

# SOMMAIRE

Nomenclature

Introduction générale.....1

## CHAPITRE 1

### Étude bibliographique sur le traitement des eaux usées

1.1 Introduction.....	3
1.2 Définition des eaux usées .....	3
1.3 Origine des eaux usées .....	4
1.3.1 Les eaux usées domestique .....	4
1.3.2 Les eaux usées industrielles.....	4
1.3.3 Les eaux usées agricole.....	4
1.3.4 Les eaux usées pluviales.....	5
1.4 Composition des eaux usées .....	5
1.5 Caractéristiques des eaux usées .....	6
1.5.1 Caractéristiques physiques .....	6
1.5.2 Caractéristiques chimiques.....	7
1.5.3 Caractéristiques bactériologiques .....	9
1.6 Les procédés de traitement .....	10
1.6.1 Les procédés physiques .....	10
1.6.2 Les procédés physico-chimiques.....	11
1.6.3 Les procédés chimiques.....	11
1.6.4 Les procédés biologiques.....	11
1.6.4.1 Traitement aérobie.....	12
1.6.4.2 Traitement anaérobique.....	13
1.7 Les boues.....	14
1.7.1 Traitement des boues.....	14
1.7.1.1 apaisement.....	14
1.7.1.2 digestion anaérobie.....	14
1.8 conclusion.....	17

## CHAPITRE 2

### Modèle mathématique du procédé

2.1 Introduction .....	18
2.2 Modèle mathématique.....	18
2.3 Procédure de résolution numérique du modèle mathématique.....	23
2.4 Conclusion.....	23

## CHAPITRE 3

### Résultats et discussions

3.1 Introduction.....	24
3.2 Effet des paramètres .....	24
3.2.1 Paramètre $k_s$ .....	24
3.2.2 Paramètre $Y_s$ .....	27
3.2.3 Paramètre $Y_x$ .....	30
3.3 La variation des concentrations initiales.....	33
3.3.1 La variation de la concentration initiale des microorganismes .....	33
3.3.2 La variation de la concentration initiale du substrat .....	36
3.4 Conclusion .....	39
Conclusion générale.....	41

Références bibliographiques

Annexe

# NOMENCLATURE

Symboles	Significations	Unités
$Q_{ni}$	Débit des boues à l'entrée,	$m^3/\text{jours}$
$S_i$	Concentration du substrat à l'entrée,	g/L
$X_i$	Concentration des micro-organismes à l'entrée.	g/L
$Q_{ne}$	Débit des boues digérées a la sortie,	$m^3/\text{jours}$
$S_e$	concentration du substrat à la sortie,	g/L
$X_e$	concentration des micro-organismes à la sortie.	g/L
$Q_g$	débit du biogaz	$m^3/\text{jours}$
Z	Concentration du méthane	g/L
X	Concentration des microorganismes	g/L
S	Concentration du substrat	g/L
$C_{X0}$	Concentration initiale des microorganismes	g/L
$C_{S0}$	Concentration initiale du substrat	g/L
$C_{Z0}$	Concentration initiale du méthane	g/L
PH	Potentiel hydrogène	-
$\mu$	Taux de croissance spécifique des micro-organismes	1/Jour
$\mu_{max}$	Taux de croissance maximum	1/Jour
K	coefficient qui prend compte de la transformation des composés organiques volatils composés dans le méthane.	-
$K_d$	Taux de décomposition des micro-organismes	1/Jour
$K_S$	Constante de demi-saturation	mg/L
$K_i$	Coefficient d'inhibition	mg/L
$Y_S$	Coefficient de production du méthane	-
$Y_X$	Coefficient de rendement des microorganismes	-
$K_{mX}$	Taux de dégradation du substrat pour le maintien de micro-organismes	1/Jour
$K_{SX}$	Taux de dégradation du substrat pour fournir de	1/Jour

	l'énergie pour croissance des microorganismes	
$Y_p$	Coefficient qui tient compte de la conversion de composés organiques dans le méthane	-
D	Taux de dilution	1/Jour
V	Volume	$m^3$

## Abréviation

MES    Matières en suspension

DBO5    Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours

DCO    Demande chimique en oxygène

COT    Carbone organique total

# **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'eau est la vie sur la terre. Donc, l'eau est quelque chose de spécial. Chaque vivante sur terre (micro-organismes, plantes, animaux, êtres humains et même notre cerveau) consiste principalement en eau. Le monde contient aussi beaucoup d'eau plus que 70% de la totalité de l'eau contenue sur terre, seulement une petite partie qui est convenable pour la consommation humaine ou l'usage agricole (approximativement 0.5% de toute l'eau dans le monde) [1]. Cette petite fraction d'eau douce doit pourtant satisfaire l'ensemble des besoins de l'humanité [2]. Pour cela, la nécessité d'un traitement adéquat des eaux usées par lequel de contribuer à l'amélioration des performances du traitement.

Il existe plusieurs types différents de procédés de traitement des eaux usées, le procédé de traitement le plus utilisé est le procédé biologique. Le bon fonctionnement de ce type de procédé est conditionné en large partie par l'aptitude à la séparation entre la boue et l'eau traitée [3].

On appelle boues d'épuration les sédiments résiduels issus du traitement des eaux usées. Les boues d'épuration urbaines résultent de différent traitement des eaux usées domestiques qui proviennent de l'activité humaines et éventuellement des rejets industriels dans les réseaux des collectivités après avoir subis un prétraitement obligatoire [4].

Face à la problématique croissante posée par les boues et leur devenir, la digestion anaérobie apparaît donc comme une solution de traitement des boues très intéressante à étudier.

La méthanisation est une fermentation anaérobie ou plus exactement un processus biologique où la matière organique est dégradée par les microorganismes en absence d'oxygène pour être transformée à la fin en bio méthane [5].

Le gaz produit possède un pouvoir énergétique élevé et peut être utilisé dans de nombreuses applications comme : le chauffage, la cuisson, la production d'électricité, l'éclairage et en tant que biocarburant.

Dans ce contexte, l'objectif de ce travail est de faire une étude numérique d'un procédé de traitement des eaux usées.

Ainsi, le mémoire est structuré de la manière suivant :

Le premier sera consacré à une étude bibliographique sur le traitement des eaux usées.

Le second chapitre présentera le modèle mathématique de la digestion anaérobie des boues résultant du traitement des eaux usées, à cet égard, Les équations décrivant la concentration des microorganismes, la dégradation du substrat et la production de méthane, ainsi que la procédure de résolution numérique du modèle mathématique seront présentées.

Le troisième chapitre sera consacré aux principaux résultats et discussions.

Enfin nous terminons ce travail par une conclusion générale résumant les principaux résultats obtenus et quelques perspectives.

# CHAPITRE 1

# **CHAPITRE 1**

## **ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE SUR TRAITEMENT DES EAUX USÉES**

### **1.1 Introduction**

L'eau, est la denrée la plus utilisée par l'humaine, qui finit par être rejetée une fois utilisée pour la consommation humaine, les activités domestiques, l'industrie, l'agriculture, etc. On parle alors d'eau usée qui pouvant contenir toutes sortes de pollution, elle ne doit pas être directement rejetée dans le milieu naturel, car sans traitement elle peut engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique. Par conséquent elle devrait être dirigée vers des stations d'épurations.

Ce chapitre est consacré à une étude bibliographique sur le traitement des eaux usées.

### **1.2 Définition des eaux usées**

Les eaux usées ou les eaux résiduaires, sont des eaux chargées de résidus solubles ou non provenant de l'activité humaine industrielle ou agricole et parvenant dans les canalisations d'évacuation des eaux usées.

Elles représentent une fraction du volume des ressources en eaux utilisables mais leur qualité très médiocre exige une épuration avant leur rejet dans le milieu naturel [6]. Une eau considérée comme eau usée lorsque son état, sa composition sont modifiés par les actions anthropiques dans une mesure telle qu'elle se prête moins facilement à toutes ou certaines des utilisations auxquelles elle peut servir à l'état naturel.



Figure 1.1 Un réseau obstrué d'évacuation des eaux usées.

### **1.3 Origine des eaux usées**

On distingue quatre grandes catégories d'eaux usées : domestiques, industrielles, agricoles ainsi que les eaux pluviales et de ruissellement.

#### **1.3.1 Les eaux usées domestiques**

Les eaux usées domestiques se composent des eaux de vannes d'évacuation des toilettes, des eaux ménagères d'évacuation des cuisines et salles de bains.

Les déchets présents dans ces eaux souillées par des matières organiques dégradables et des matières minérales. Ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Les réseaux d'eaux usées aboutissent à des stations d'épuration où les eaux sont traitées [7].

#### **1.3.2 Les eaux usées industrielles**

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales. Ces eaux ont une grande variété et peuvent être toxiques pour la vie aquatique, ou pour l'homme [8].

#### **1.3.3 Les eaux usées agricoles**

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole.

Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux.

Il s'agit principalement [9] :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides, ...).

### **1.3.4 Les eaux pluviales et de ruissellement**

Ce sont les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours).

Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toute sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des déchets végétaux, etc.... et toute sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides, détergents...etc. [8].

## **1.4 Composition des eaux usées**

Les eaux usées sont théoriquement composées de 99% d'eau et de 1% de matières en suspension colloïdales et dissoutes. Bien que la composition exacte des eaux usées varie naturellement entre différentes sources et au fil du temps, l'eau demeure de loin son constituant principal [10].

Les eaux usées domestiques et municipales sont susceptibles de contenir des charges bactériennes élevées, bien que la plupart des bactéries présentes dans les matières fécales humaines ne soient pas pathogènes en soi. Toutefois, lorsqu'une infection se produit, un grand nombre de microorganismes pathogènes (tels que les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes) sont répandus dans l'environnement par les matières fécales [10].

Les eaux usées issues d'activités industrielles et minières ainsi que de la gestion des déchets solides (par exemple le lixiviat des sites de décharge), peuvent également contenir des composés organiques toxiques tels que les hydrocarbures, les polluants organiques persistants les composés organiques volatils et les solvants chlorés. De très petites quantités de certains composés organiques peuvent contaminer d'importantes quantités d'eau [10].

Les conséquences du rejet d'eaux usées non traitées ou traitées de façon inadéquate peuvent être classées en trois catégories : les effets indésirables sur la santé associée à une

réduction de la qualité de l'eau, les effets environnementaux négatifs en raison de la dégradation des ressources en eau et des écosystèmes et les effets potentiels sur les activités économiques [10].

## **1.5 Caractéristiques des eaux usées**

### **1.5.1 Caractéristiques physiques**

#### **a. Température**

C'est un paramètre souvent négligé dans les collecteurs urbains, mais qui devrait être plus souvent mesuré surtout dans le cas de rejets industriels dans le réseau. Le fonctionnement de certains ouvrages d'épuration est très sensible à des températures trop élevées, ainsi tout rejet doit être inférieur à 30<sup>0</sup> C [11].

#### **b. Conductivité**

C'est une mesure simple, qui se pratique avec une électrode et fournit une indication précise sur la concentration totale en sels dissous. Par comparaison avec la conductivité de l'eau potable, il est ainsi possible de juger rapidement si des apports importants, en particulier industriels, ont lieu dans le réseau d'assainissement [11].

#### **c. Turbidité**

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence des matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les micro-organismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence des matières colloïdales d'origine organiques ou minérale [12].

#### **d. Matières en suspension (MES)**

On appelle matières en suspension les très fines particules en suspension (sable, argile, produits organiques, particules de produits polluants, micro-organismes,) qui donnent un aspect trouble à l'eau, (turbidité) et s'opposent à la pénétration de la lumière nécessaire à la vie aquatique. En trop grande quantité elles constituent donc une pollution solide des eaux [13].

**e. Matières décantables**

Leur mesure donne la quantité de solides non dissous présents dans l'eau. Pendant 30 minutes on laisse un échantillon d'eau au repos déposer dans un cône d'Imhoff. Ceci permet de mesurer la quantité de sédiments en mg par litre [13].

**1.5.2 Caractéristiques chimiques****a. pH**

Le pH permet d'exprimer le degré d'acidité des eaux usées. Sa mesure est très importante pour juger le bon fonctionnement d'une étape de traitement.

**b. Oxygène dissous**

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse.

Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène, alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux microorganismes de se développer tout en consommant de l'oxygène.

**c. Demande biologique en oxygène (DBO5)**

La DBO ou Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours, représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder (dégrader) l'ensemble de la matière organique présente dans un échantillon d'eau maintenu à 20°C, à l'obscurité, pendant 5 jours. Le résultat est donné en mg/l d'O<sub>2</sub>.

**d. Demande chimique en oxygène (DCO)**

La DCO est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau dans des conditions opératoires définies.

Le rapport DCO/DBO5 renseigne sur la qualité de la biodégradation. Un rapport DCO/DBO5 inférieur à 2,5 indique que ces eaux sont susceptibles de subir un traitement biologique. [14]

**e. Carbone organique total (COT)**

Détermine des propriétés variables du carbone organique dissous et particulaire, du carbone organique provenant de substances volatiles et du carbone minéral dissous. Sa mesure

est réalisée par un analyseur de CO<sub>2</sub> à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon [15].

#### **f. L'azote**

Dans les eaux usées domestiques, l'azote est sous forme organique et ammoniacale.

En plus de la toxicité de la forme ammoniacale et nitrique, l'azote intervient dans le phénomène de l'eutrophisation. Donc, sa caractérisation et sa quantification sont primordiales pour les rejets liquides dans le milieu naturel [16].

Les formes de l'azote dans les eaux usées sont :

##### ➤ **L'azote total de Kjeldahl (NTK)**

L'azote Kjeldahl = Azote ammoniacal + Azote organique. Une concentration élevée en azote Kjeldahl permet d'évaluer le niveau de pollution [17].

##### ➤ **Les nitrates (NO<sub>3</sub>-)**

Les nitrates des eaux souterraines et des cours d'eau proviennent [13] :

- Principalement d'origine agricole en raison du recours aux engrais azotés.
- En second lieu des rejets des stations d'épurations (transformation de la matière organique en nitrates). Certaines installations sont complétées par des traitements de dénitrification avant rejet.
- Du milieu naturel, pour 3 et 7 mg/l, seulement, une quantité suffisante pour nourrir la vie aquatique des cours d'eau. (Au-delà c'est l'indigestion, le développement des algues, l'eutrophisation...).

Les nitrates posent problème en raison de leur trop grande introduction dans les eaux par l'agriculture industrielle. Les résultats d'analyse exprimés en mg/l de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Il faut diviser par 4,43 le poids des nitrates pour déterminer le poids d'Azote contenu par ces mêmes nitrates.

##### ➤ **Les nitrites (NO<sub>2</sub>-)**

Chez les mammifères, la consommation d'eau chargée de nitrites perturbe la fixation de l'oxygène par l'hémoglobine du sang. (D'où la méthémoglobinémie ou la « maladie bleue du nourrisson »). Il ne doit donc pas avoir de nitrites dans l'eau du robinet et très peu de nitrates, car ils peuvent une fois bus se transformer en nitrites. Dans l'estomac, les nitrites, peuvent se transformer en nitrosamines réputées cancérigènes [13].

L'effet de toxicité des nitrites est plus rapide que par celle de l'ammoniaque, car elle entraîne la dégradation de l'hémoglobine des globules rouges et l'asphyxie des poissons. On

comprend pourquoi la concentration en nitrites ne devrait pas dépasser 1mg NO<sub>2</sub>/l dans les rejets de stations d'épuration. (0,5mg/l dans l'eau du robinet) [13].

#### **g. Le phosphore total**

Le phosphore total=Phosphore particulaire + Phosphore dissous

La réglementation, en ce qui concerne le phosphore, ne tient compte que de ce seul paramètre. La quantité de PT d'une eau s'exprime en mg/l (milligrammes par litre). Le rejet de matières phosphorées est d'environ 4 grammes par habitant et par jour [13].

### **I-5-3 Caractéristiques bactériologiques**

Les analyses microbiologiques réalisées en laboratoire ont pour but de déceler et évaluer la présence dans les eaux de microbes pathogènes dangereux pour l'homme : eau potable, eaux de baignade, etc....

Ces analyses reposent sur la recherche dans les eaux de bactéries indicatrices de leur éventuelle contamination fécale, les *Escherichia coli* (*E. coli*) et les Entérocoques. Ces organismes, d'origine intestinale sont naturellement présents dans les déjections animales ou humaines qui via les déversements, eaux usées et épandages peuvent se retrouver dans l'eau.

Les Entérocoques sont pathogènes de même que certains colibacilles. L'eau potable du robinet doit être exempte de la présence de ces bactéries [13].

- **Les coliformes totaux** Les coliformes totaux constituent un groupe de bactéries qui se trouvent fréquemment dans l'environnement, ainsi que dans les intestins des mammifères, dont les êtres humains. Elles sont capables de se développer à 37°C, elles n'entraînent en général aucune maladie, mais leur présence indique que l'eau peut être contaminée par des micro-organismes plus nuisibles [18].
- **Les coliformes fécaux** Les coliformes fécaux ou « coliformes thermo tolérants » sont un sous-groupe des coliformes fécaux, renferme toutes les espèces bactériennes faisant partie de la famille des Enterobacteriaceae qui sont aérobies ou anaérobies facultatives, à Gram négatif, en forme de bâtonnet, sont capables de se développer à 44°C [18].

## 1.6 Les procédés de traitement des eaux usées

Le principal objectif est de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous la forme d'un petit volume de résidu (les boues) et de rejeter une eau épurée répondant à des normes bien précises, et cela grâce à des procédés physico-chimiques ou biologiques.

### 1.6.1 Procédés physiques

Ce sont des opérations de séparation de phases non-miscibles dont l'une au moins est liquide [19]. Parmi ces procédés, les plus courantes sont :

- **Le dégrillage** : permettant d'éliminer les corps flottants et les gros déchets par l'intermédiaire de grilles placées en travers du canal d'amenée afin de protéger les installations contre les obstructions [20].
- **La filtration** : passage d'un mélange liquide-solide à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les solides (gâteau de filtration) et laisse passer les liquides (filtrat) [21].
- **La décantation** : utilisant les forces de gravité pour séparer les particules de densité supérieure à celle du liquide en provoquant leur dépôt [22].
- **La centrifugation** : opération de séparation par action de la force centrifuge, du mélange entraîné dans un mouvement de rotation [19].
- **La flottation** : visant à séparer les phases solides des phases liquides par la poussée d'Archimède. En flottation naturelle, les floes de faible densité remontent librement à la surface. La flottation assistée s'obtient par l'injection d'air [23].
- **L'adsorption** : est un phénomène de surface par lequel des atomes, des molécules de gaz ou des liquides (adsorbats) se fixent sur un support solide poreux (adsorbant). Les interactions de surface entre l'adsorbant et l'adsorbat dépendent de la nature chimique des constituants mis en jeu, ce pourquoi on distingue deux types d'adsorptions : l'adsorption chimique (intervention de réactions avec formation de liens chimiques entre fluide et solide) et l'adsorption physique ou physisorption (aucune réaction chimique, réversible) [24].
- **La filtration membranaire** : est un procédé physique permettant la séparation de certains composés incluant les particules, les solutés et les solvants. La séparation est réalisée sous l'action d'une force motrice de transfert selon un mécanisme de séparation défini (tamisage moléculaire, sorption/diffusion, transfert d'ions) [25].

### 1.6.2 Procédés physico-chimiques

Utilisés en général comme moyens de traitement complémentaires, ces procédés combinent les principes de la chimie et de la physique [19]. Certaines substances comme les colloïdes sont particulièrement stables en suspension et leur durée de décantation peut être trop longue. Afin de favoriser leur décantation, le décanteur est probablement conditionné avec les réactifs chimiques qui facilitent l'agglomération des particules [26]. Deux techniques sont utilisées [19] :

- **La coagulation** : annule les charges électriques des particules en suspension par l'ajout de réactifs minéraux.
- **La floculation** : provoque l'agglomération des particules déchargées par les coagulants. La fraction des floes peut être améliorée par addition de flocculant.

### 1.6.3 Procédés chimiques

Ils sont très utilisés dans le traitement final des effluents. On peut citer les procédés suivants :

- **L'oxydation par des agents tel que le chlore et l'ozone** : agit sur les métaux, sur les matières organiques et détruit ou inactive totalement ou partiellement les germes vivants, les virus et les bactéries [19].
- **Les échanges d'ions** : sont des procédés de substitution d'ions sur des résines spécifiques [19].
- **La neutralisation ou l'acidification** : agissent sur le pH de l'eau [26].

### 1.6.4 Procédés biologiques

Le traitement des eaux par voie biologique consiste à mettre en contact la matière organique polluante avec des microorganismes (ou bactéries) capables de la dégrader, en produisant une eau moins polluante selon les normes et en récupérant parfois des produits valorisables, comme le biogaz (énergie renouvelable).

En résumé, le traitement biologique des eaux usées est une technique moins chère par rapport aux autres techniques (physiques, chimiques), elle offre une eau épurée de bonne qualité dans les normes, tout en produisant parfois des produits valorisables. Il permet de réduire la pression sur les réserves naturelles et de proposer des eaux traitées non conventionnelles, afin de couvrir au moins partiellement, la crise des besoins exagérés des

habitants du globe. Ce type de traitement n'est pas nouveau, car il est plutôt inspiré de la fonction autonome d'épuration que la nature pratique depuis son existence.

Cette opération implémentée dans le digesteur peut se faire dans des conditions aérobies, où les bactéries utilisent de l'oxygène pour dégrader la matière organique ou, dans des conditions anaérobies, où les bactéries se développent en absence d'oxygène. Le premier genre de digestion dégrade les polluants avec un rendement en boues très élevé et une voracité envers l'oxygène, chose qui est coûteuse pour les applications industrielles, et qui a poussé les recherches d'une méthode moins chère et plus performante pour découvrir le traitement biologique anaérobie dit la digestion anaérobie.

#### **1.6.4.1 Le traitement aérobie**

Les systèmes de traitement des eaux usées aérobies comprennent l'ajout d'air (oxygène) dans le réacteur d'eaux usées.

Ces systèmes sont efficaces pour réduire la DBO et la DCO à des niveaux très bas.

Dans de nombreux cas, des systèmes aérobies sont utilisés en conjonction avec des systèmes anaérobies pour polir les flux d'eaux usées afin d'éliminer les nutriments ou de polir avant le rejet. Ces systèmes sont également très résistants aux variations de température et peuvent être utilisés efficacement dans presque tous les climats. De plus, ces systèmes peuvent être installés en série ou combinés pour augmenter la capacité de traitement

Les micro-organismes utilisés exigent un apport permanent d'oxygène [12]. On distingue deux technologies de traitement essentielles :

- Les cultures fixées
- Les cultures libres

##### **1.6.4.1.1 Le procédé à cultures fixes**

Les micro-organismes sont fixés sur des supports. Le contact entre les eaux à traiter et les cellules épuratrices est assuré soit par arrosage des supports avec l'eau usée (lits bactériens), soit par rotation des supports dans le mélange pollué (disques biologiques). Ces ouvrages permettent d'obtenir des concentrations en biomasse plus importantes et donc des traitements intensifs avec une taille relativement faible, mais présent des risques de colmatage ou d'émanation d'odeurs [19, 27].

###### **a. Les disques biologiques**

Cette technique épuratoire est souvent rencontrée dans d'autres pays (notamment germaniques et scandinaves). Les supports de la microflore épuratrice sont des disques

partiellement immergés dans l'effluent à traiter et animés d'un mouvement de rotation, lequel assure à la fois le mélange et l'aération.

#### **b. Lits bactériens**

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement [17].

#### **I-6-2-4-1-2 Le procédé à cultures libres :**

Les micro-organismes sont maintenus en suspension dans le mélange à épurer. La biomasse entre ainsi constamment en contact avec les polluants.

Ces dispositifs ont l'avantage d'avoir un traitement plus homogène et une meilleure maîtrise des facteurs d'épuration (apport de l'eau résiduaire et de masse bactérienne) comparés aux procédés à culture fixée [19, 27].

#### **a. Boues activées**

Dans les conditions idéales d'aération, les micro-organismes d'une eau usée se développent et s'agglomèrent en flocons. Au repos, ces derniers se séparent très bien de la phase liquide par décantation. Le principe du procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'aération) afin d'éviter la décantation des flocons dans ce bassin, un brassage vigoureux est nécessaire. La prolifération des micro-organismes nécessite aussi une oxygénation suffisante [28].

#### **b. Lagunage**

Le lagunage est un système biologique d'épuration qui repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnements lumineux [29].

#### **1.6.4.2 Le traitement anaérobie**

Ce traitement s'effectue en condition d'anaérobiose c'est à dire en absence d'oxygène. Les bactéries anaérobies assurent la décomposition métabolique des composés biodégradables par des processus de fermentation.

Parmi les produits des stations d'épuration on trouve les boues

## **1.7 Les boues**

Appelées aussi bio solides, sont définies comme étant un mélange d'eau et de matière solides, séparées par des procédés naturels ou artificiels de divers types d'eau qui les contiennent. Elles résultent du traitement des eaux usées dans des stations d'épuration urbaines, [30]. Ces boues représentent avant tout une matière première composée d'eau, de différents éléments comme la matière organique, d'éléments fertilisants, d'éléments traces métalliques, d'éléments traces organiques et d'agents pathogènes [31]. On distingue différents types de boues selon les traitements appliqués pour épurer l'eau dans un milieu boueux.

### **1.7.1 Le traitement des boues**

Une station d'épuration produit 2 litres de boues résiduelles par habitant et par jour. Les boues récupérées lors de la décantation, le traitement biologique et la clarification doivent être traitées.

#### **1.7.1.1 Épaississement**

C'est la première étape du traitement des boues qui consiste à réduire le volume et concentrer la matière en suspension en éliminant une partie de l'eau. Cet épaississement peut se faire par des techniques simples comme la décantation, la flottation, la centrifugation, égouttage (drainage). Ce procédé permet d'obtenir des boues qui ont jusqu'à 5% de matière sèche.

#### **1.7.1.2 La digestion anaérobie**

La méthanisation (ou fermentation anaérobie) est un procédé biologique permettant de valoriser des matières organiques qui sont dégradées partiellement en absence d'oxygène (digestion anaérobie), par l'action combinée de plusieurs types de micro-organismes qui conduit à la formation du biogaz [composé d'environ 50 % à 70 % de méthane ( $\text{CH}_4$ ), de 20 % à 50 % de gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ) et de quelques gaz traces ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ )] qui est source d'énergie renouvelable et d'un digestat utilisé comme fertilisant [5].

### 1.7.1.2.1 Principe de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie (méthanisation) se déroule en trois étapes principales : l'hydrolyse l'acidogène, la cétoène et la méthanogène. Chaque étape fait appel à des micro-organismes différents.

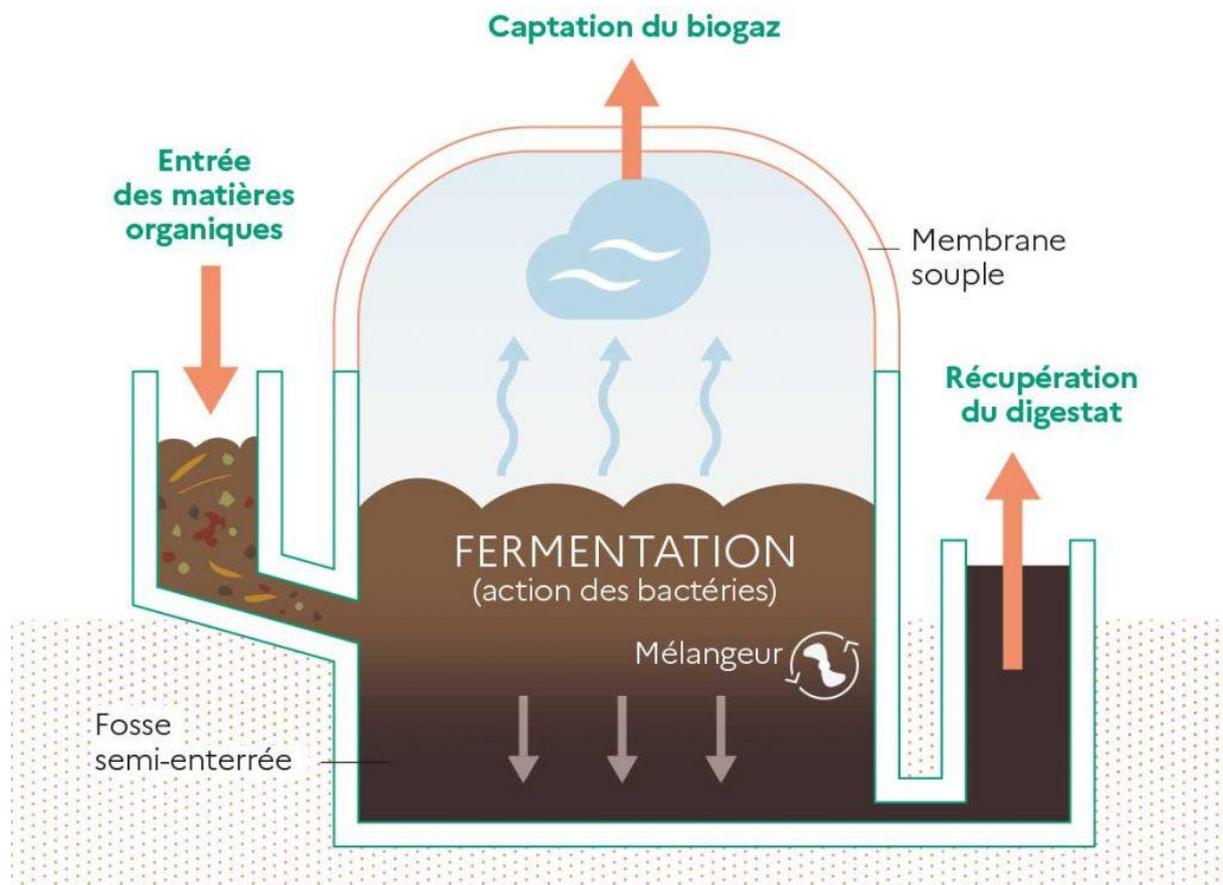


Figure 1.2 Le digesteur anaérobie

La digestion anaérobie est catalysée par des régimes de températures plus ou moins élevés, mésophile (32°-42°C) ou thermophile (50-57°C), favorables aux cinétiques biochimiques. Sous l'action de populations microbiennes, la matière organique subies des transformations successives jusqu'à la production finale de CH<sub>4</sub>. La transformation de la matière organique se fait en trois phases principales.

#### 1- Hydrolyse et acidogènes :

La première phase dite d'hydrolyse et d'acidogènes est assurée par des bactéries hydrolytiques. Ces bactéries transforment la matière organique complexe en composés plus simples, à savoir des acides gras volatils (acide acétique...) et des alcools (méthanol,

éthanol...). On observe également la production d'hydrogène et de dioxyde de carbone résultant de la réduction des lipides et des protéines.

## 2- Acétogénèse :

Au cours de la seconde phase, les produits de l'acidogène sont convertis en acétates ( $\text{CH}_3\text{COO}^-$ ) et en hydrogène ( $\text{H}_2$ ).

## 3- Méthanogènes :

Au cours de la troisième phase, des bactéries méthanogènes hydrogénophiles réduisent le  $\text{CO}_2$  en méthane ( $\text{CH}_4$ ) en utilisant l'hydrogène et les bactéries méthanogènes acétoclastes transforment l'acétate en méthane ( $\text{CH}_4$ ).

A la fin de la digestion, on se retrouve avec du biogaz, majoritairement composé de méthane ( $\text{CH}_4$ ) et gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ), et un substrat digéré, le digestat.

### 1.7.1.2.2 Sous-produits de la méthanisation

Lors de la transformation de la matière organique, il y a une formation de biogaz et de digestat.

Si le biogaz a une importante fonction comme source d'énergie, le digestat, quant à lui, peut être utilisé comme amendement des sols.

#### • Biogaz

Le biogaz contient principalement du méthane et du gaz carbonique. La proportion de ces deux gaz dépend de la nature du substrat, et précisément de la proportion Carbone-Hydrogène- Oxygène-Azote. Un substrat riche en carbone (C) et en hydrogène (H) produit une forte proportion de méthane, jusqu'à 90 %. Un substrat moyennement riche, comme la cellulose, produit un biogaz contenant 55 % de méthane et 45 % de gaz carbonique. Le biogaz contient aussi d'autres produits générés par la dégradation de la matière organique : composés soufrés et composés azotés en très faible concentration [32].

#### • Digestat et éluât

Le digestat est la matière digérée. Il se présente, en sortie de digesteur, sous la forme d'un produit humide : liquide, pâteux ou solide. Il contient la matière organique non biodégradable (lignine), les matières minérales (azote) et l'eau. C'est un produit désodorisé (réduction de la matière fermentescible) et assaini (destruction des germes pathogènes).

## 1.8 Conclusion

Ce chapitre à été consacré à une étude bibliographique du traitement des eaux usées. Notre travail a été principalement axé sur le traitement biologique des eaux usées.

A cet égard, le procédé de la digestion anaérobie a été considéré.

Ainsi, le modèle mathématique de procédé sera présenté dans le chapitre suivant.

# CHAPITRE 2

## CHAPITRE 2

# MODELE MATHÉMATIQUE DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES EAUX USÉES

### 2.1 Introduction

Dans ce chapitre, on présente le modèle mathématique du procédé de traitement biologique des eaux usées. Le procédé en question concerne un réacteur biologique dans lequel se déroule la digestion anaérobie d'une boue résultant des eaux usées. Ce procédé est décrit par un ensemble d'équations différentielles présentant la dégradation des microorganismes et de substrat ainsi que la production d'un biogaz qui contient principalement du méthane. A cet égard, Le logiciel de calcul scientifique MATLAB (R 2012 a) à l'aide du solveur ode 45 sera utilisé pour la résolution numérique des équations du modèle mathématique du procédé.

### 2.2 Modèle mathématique

Faisant des bilans de matières sur le substrat, les microorganismes et le biogaz (méthane), nous avons utilisé un modèle bio-cinétique pour décrire le comportement du réacteur. Le réacteur biologique peut être considéré comme un réservoir fermé en prenant en compte les hypothèses suivantes [33]:

- a) Les réactions biochimiques ne se produisent que dans bioréacteur.
- b) Mélange complet pour les boues et microorganismes, et maintenir la température à 36°C dans le bioréacteur.

On considère une représentation schématique d'un bioréacteur de volume  $V$  (figure 2.1)

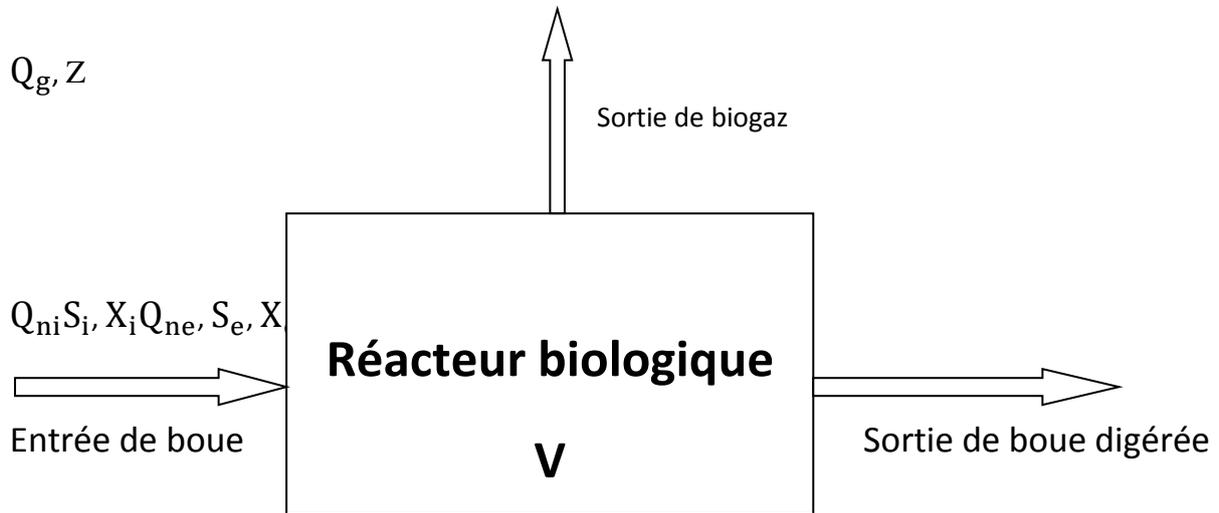


Figure 2.1 schéma du procédé

$Q_{ni}$  – débit des boues à l'entrée,

$S_i$  – concentration du substrat à l'entrée,

$X_i$  - concentration des micro-organismes à l'entrée.

$Q_{ne}$  – débit des boues digérées à la sortie,

$S_e$  – concentration du substrat à la sortie,

$X_e$  - concentration des micro-organismes à la sortie.

$Q_g$  – débit du biogaz

$Z$  – concentration de méthane.

Le modèle mathématique pour la croissance des micro-organismes, la décomposition du substrat et la formation de biogaz est basé sur la loi de conservation de la masse. Dans des conditions

non stationnaires, en tenant compte du mélange complet dans le bioréacteur et en négligeant la décomposition endogène des micro-organismes, les équations du bilan de masse des micro-organismes, du substrat et respectivement de la formation de méthane en volume de contrôle, peut s'écrire :

$$V \frac{dS}{dt} = Q_{ni}S_i - Q_{ne}S_e - r_n V \quad (2.1)$$

$$V \frac{dX}{dt} = Q_{ni}X_i - Q_{ne}X_e + r_c V - r_d V \quad (2.2)$$

$$V \frac{dZ}{dt} = Q_{ni}Z_i - Q_{ne}Z_e + KV \quad (2.3)$$

$r_n$  : Taux de dégradation du substrat

$r_c$  : Taux de croissance des micro-organismes anaérobies

$r_d$  : Taux de décroissance des micro-organismes anaérobies

$K$  : coefficient qui prend compte de la transformation des composés organiques volatils composés dans le méthane.

Les hypothèses suivantes sont faites :

- $Q_{ni}Z_i=0, Q_{ne}Z_e=0$
- $Q_{ni}= Q_{ne}= Q$
- $D=Q/V$  taux de dilution avec  $Q$  et  $V$  constant

Et les équations (2.1), (2.2), (2.3) deviennent :

$$\frac{dX}{dt} = D(X_i - X_e) + r_c - r_d \quad (2.4)$$

$$\frac{dS}{dt} = D(S_i - S_e) - r_n \quad (2.5)$$

$$\frac{dZ}{dt} = k \quad (2.6)$$

L'équation du bilan de masse des microorganismes peut s'écrire :

$$\frac{dX}{dt} = D(X_i - X_e) + \mu X - K_d X \quad (2.7)$$

Pour le taux de croissance spécifique,  $\mu$ , des micro-organismes, la relation d'Andrews est utilisée, qui prennent en compte inhibition du substrat, [34] :

$$\mu = \frac{\mu_{max}}{1 + \frac{K_S}{S} + \frac{S}{K_i}} \quad (2.8)$$

Avec :

$\mu_{max}$ : Taux de croissance spécifique maximal

$K_S$ : Constante de demi-saturation

$K_i$ : Coefficient d'inhibition

$K_d$ : Taux de décomposition des micro-organismes

L'équation (2.5) pour le substrat devient :

$$\frac{dS}{dt} = D(S_i - S_e) - \frac{\mu \cdot X}{Y_X} - K_{SX} X \mu - K_{mX} X \frac{S}{K_S + S} - \frac{1}{Y_S} \frac{dZ}{dt} \quad (2.9)$$

$Y_X$ : Coefficient de rendement des microorganismes.

$K_{SX}$ : Taux de dégradation du substrat pour fournir de l'énergie pour croissance des microorganismes.

$K_{mX}$ : Taux de dégradation du substrat pour le maintien de micro-organismes.

$Y_S$ : Coefficient de production du méthane.

La conversion des composés organiques en méthane dépend de la croissance des micro-organismes, de sorte que pour le coefficient  $K$  peut être utilisé la relation :

$$K = Y_P \mu X \quad (2.10)$$

Avec :

$Y_P$ : Coefficient qui tient compte de la conversion de composés organiques dans le méthane

L'équation (2.6) pour la production de méthane peut être écrite :

$$\frac{dZ}{dt} = Y_P \mu X \quad (2.11)$$

Pour les coefficients cinétiques, on utilise les valeurs de la littérature, [33], [35], [36], [37], [38] :

Ainsi, le modèle mathématique complet de procédé devient :

$$\begin{cases} \frac{dX}{dt} = D(X_i - X_e) + \mu X - K_d X \\ \frac{dS}{dt} = D(S_i - S_e) - \frac{\mu \cdot X}{Y_X} - K_{SX} X \mu - K_{mX} X \frac{S}{K_S + S} - \frac{1}{Y_S} \frac{dZ}{dt} \\ \frac{dZ}{dt} = Y_P \mu X \end{cases} \quad (2.12)$$

Les conditions initiales :

$$\mathbf{A} \mathbf{t} = \mathbf{0} \begin{cases} C_{X0} = 3g/L \\ C_{S0} = 6g/L \\ C_{Z0} = 0g/L \end{cases}$$

Et les paramètres regroupé dans le tableau suivant :

Tableau 2.1 : valeurs des paramètres utilisé pour l'étude numérique.

Paramètre	Valeur
$\mu_{\max}$	0.35jour <sup>-1</sup>
$K_S$	7.1 à 360mg/l
$K_d$	0.02 à 0.04
$K_i$	60mg/l
$Y_X$	0.3 à 0.82

$Y_S$	0.04 à 0.27
$Y_P$	4.35
$K_{mX}$	0.4
$K_{SX}$	0.983
$D$	$0.292\text{jour}^{-1}$

### 2.3 Procédure de résolution numérique du modèle mathématique

Le logiciel du calcul scientifique Matlab (R 2012) à l'aide de solveur (ode45) est utilisé pour résoudre le modèle mathématique qui est constitué d'un ensemble d'équations différentielles du premier ordre.

A cet égard, pour obtenir les résultats recherchés, les conditions initiales de matières premières (substrat et microorganismes), ainsi que les valeurs des paramètres (tableau 2.1) doivent être introduits dans le solveur.

### 2.4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté le modèle mathématique du procédé. Ce modèle constitué d'un ensemble d'équations différentiels du premier ordre qui représentant l'évolution des concentrations des microorganismes, du substrat et du méthane en fonction du temps.

La procédure de résolution numérique des équations du modèle mathématique, a été présentée.

Après résolution numérique du modèle mathématique, avec le logiciel de calcul scientifique MATLAB (R2012a), à l'aide du solveur ode 45, les résultats obtenus seront présentés et discutés dans le chapitre suivant.

# CHAPITRE 3

## CHAPITRE 3

# RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

### 3.1 Introduction

Après avoir présenté les équations du modèle mathématique de procédé de traitement biologique des boues résultants des eaux usées, ainsi que la procédure de résolution numérique des équations du modèle mathématique dans le chapitre précédent, ce chapitre présente les principaux résultats obtenus dans ce travail. A cet égard, ces résultats concernent l'évolution des concentrations des microorganismes, du substrat et du méthane en fonction du temps. L'effet des paramètres :  $K_s$ ,  $Y_s$  et  $Y_x$  ainsi que les concentrations initiales des microorganismes et de substrat sur les performances du procédé a été étudié.

### 3.2 Effets des paramètres $K_s$ , $Y_s$ et $Y_x$ sur le procédé

#### 3.2.1 Paramètre $K_s$

Dans ce cas, nous avons fait varier le paramètre  $K_s$ .

Les figures suivantes montrent l'effet de  $K_s$  sur la concentration des microorganismes, la dégradation de substrat et la production de méthane, respectivement.

##### 3.2.1.1 Concentrations des microorganismes

La figure 3.1 présente l'effet de  $K_s$  sur la concentration des microorganismes.

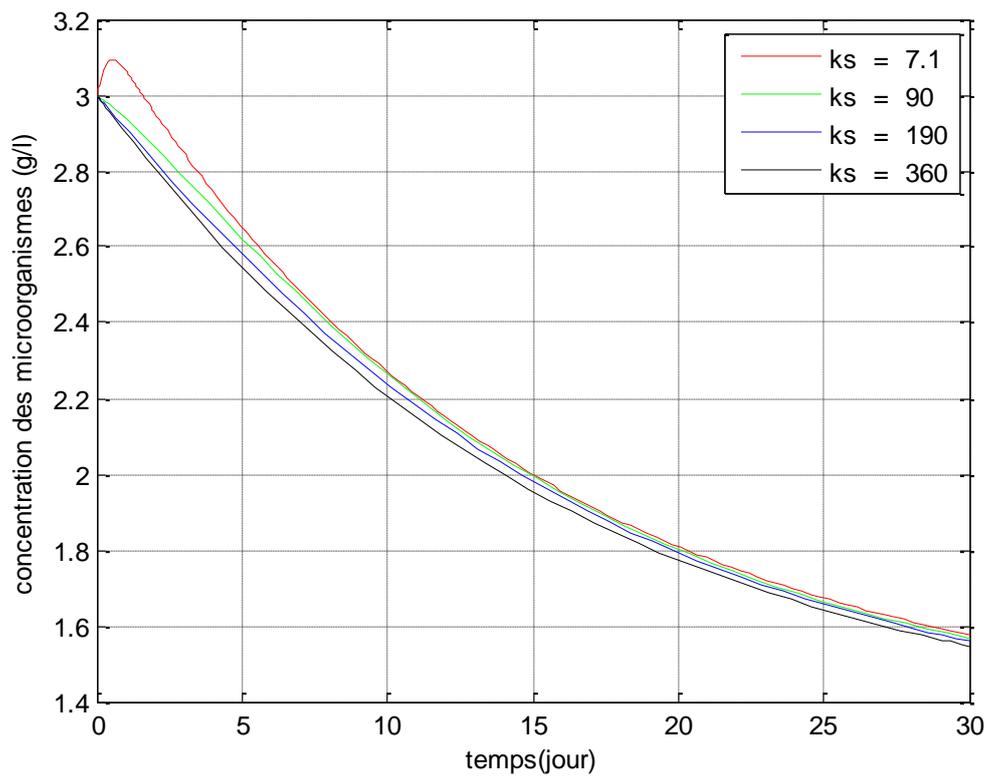


Figure 3.1 Variations de concentration des microorganismes en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de constante de demi-saturation  $K_s$ .

On observe que pour une valeur de  $K_s = 7.1$ , il y'a une augmentation de la concentration des microorganismes jusqu'à une valeur maximale de 3.094 g/l après une durée de 0.5838 jour (14 heures). Ceci peut être expliquée selon certaines études [39], par le fait que les composants de microorganisme (les virus, les bactéries....) se nourrissent des composants organiques (substrat) et les consomment à un rythme accéléré au début, ce qui conduit à une croissance accélérée de microorganisme, jusqu'à une concentration maximale puis elle décline, à cause de la présence de certains composants toxiques dans le substrat et qui affecte négativement la croissance des microorganismes.

Concernent les valeurs  $K_s = 90, 190, 360$ , on observe une diminution directe de la concentration des microorganismes durant les 30 jours.

### 3.2 .1.2 Concentration de substrat

La figure 3.2 présente l'effet de  $K_s$  sur la concentration de substrat.

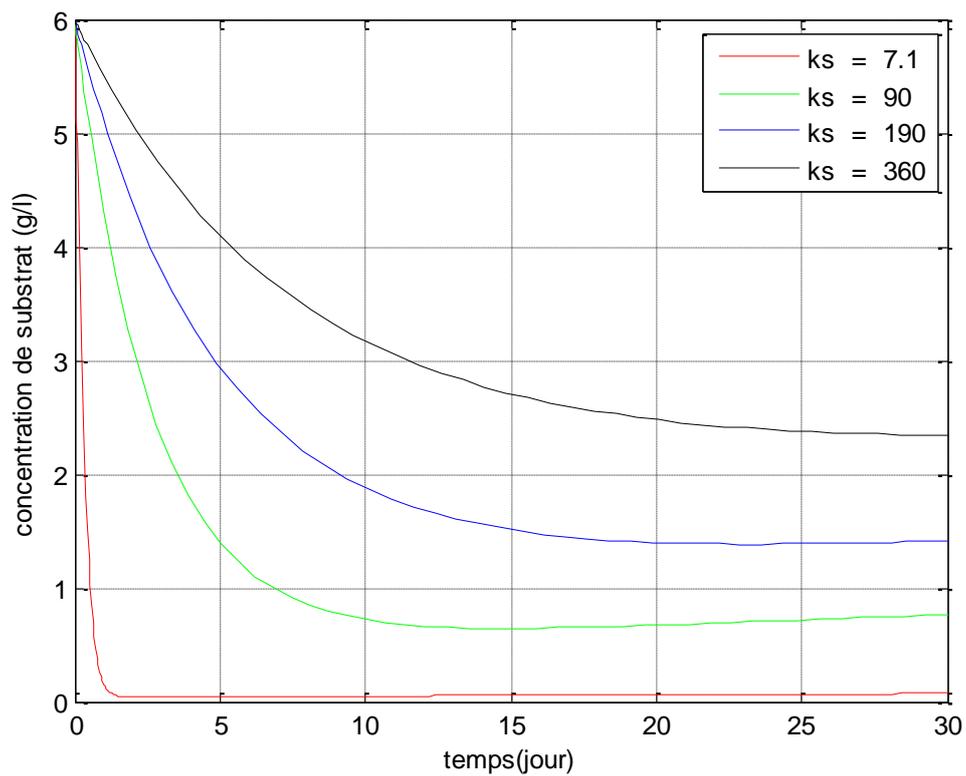


Figure 3.2 Variation de concentration du substrat en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de constante de demi-saturation  $K_s$ .

On observe que la diminution de la concentration du substrat est plus prononcée pour une valeur de  $K_s = 7.1$  durant une durée de 1 jour (24 heures), Puis la concentration se stabilise à une valeur de 0.044g/l à partir de 1.609 jours (38 heures).

Par ailleurs, pour une augmentation de  $K_s$ , la diminution de la concentration du substrat devient moins prononcée.

### 3-2-1-3 Concentration de méthane

La figure 3.3 présente l'effet de  $K_s$  sur la concentration de méthane.

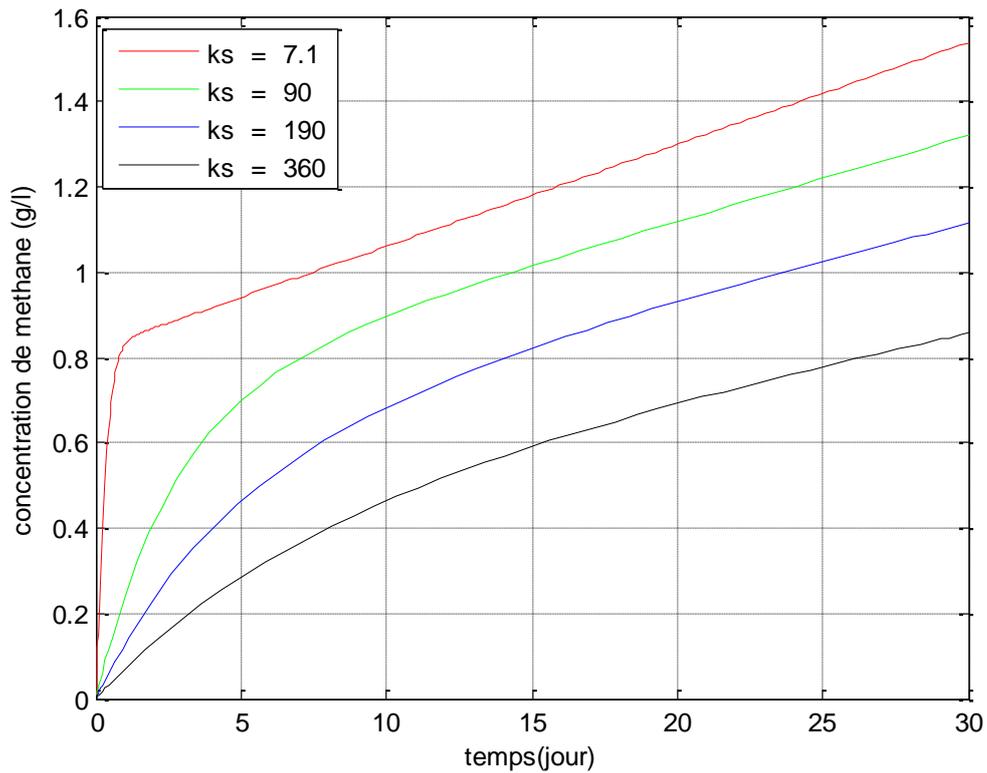


Figure 3.3 Variation de concentration du méthane en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de constante de demi-saturation  $K_s$ .

La figure 3.3 montre que la concentration de méthane augmente avec la diminution de la valeur de  $K_s$ , on remarque que au début à  $K_s = 7.1$  la concentration de méthane augmente rapidement durant la période de 1 jour (24 heures) atteint 0.82g/L, puis sa vitesse diminue et se stabilise à une vitesse fixe pour nous donner la meilleure production de méthane 1.53g/L.

Par ailleurs à  $K_s = 90, 190$  et  $360$  on a une augmentation de concentration avec une vitesse moyenne qui donne une production du méthane du moins on moins plus petite en croissance avec les valeurs de  $K_s$ .

### 3.2.2 Paramètre $Y_s$

Dans ce cas, nous avons fait varier le paramètre  $y_s$ , et la valeur de paramètre  $k_s = 7.1$ .

Les figures suivantes montrent l'effet de  $Y_s$  sur la concentration des microorganismes, la dégradation de substrat et la production de méthane, respectivement.

### 3-2-2-1 Concentration des microorganismes

La figure 3.4 présente la variation de la concentration des microorganismes en fonction du temps pour plusieurs valeurs de  $Y_s$ .

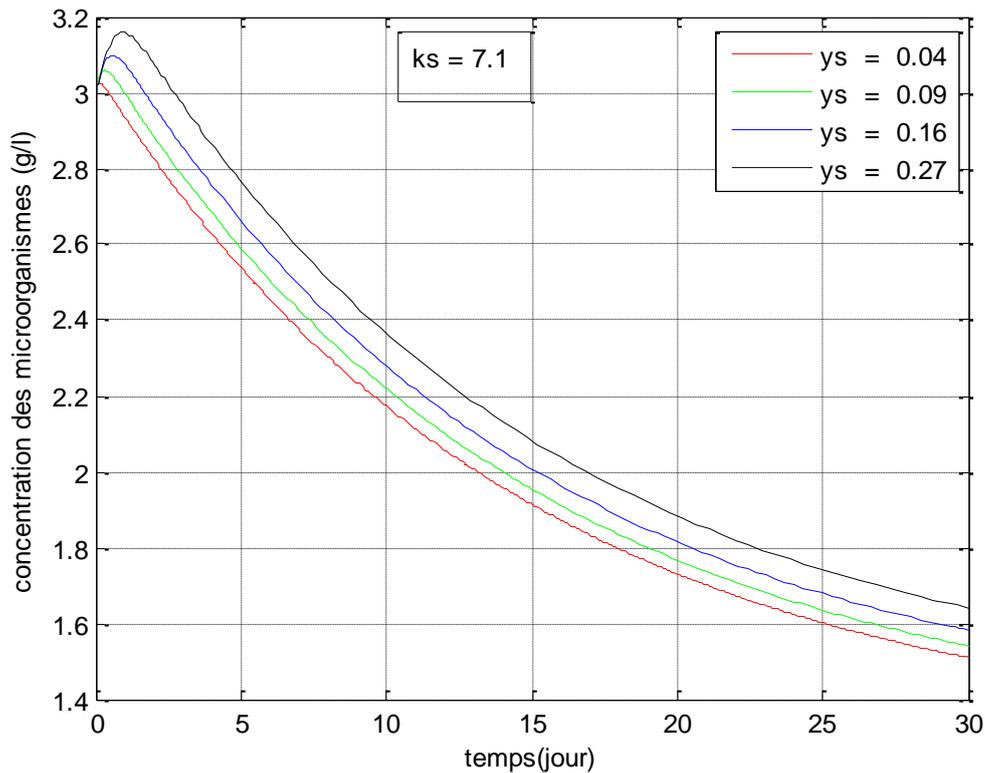


Figure 3.4 Variation de la concentration des microorganismes en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de coefficient de production du méthane,  $Y_s$ .

La figure 3.4 montre que la concentration des microorganismes augmente au début pour atteindre une valeur maximale pour la valeur de  $Y_s = 0.27$  durant une période de 0.9722 jour (23 heures), ensuite elle diminue, cette diminution est plus significative à des valeurs de  $Y_s$  relativement bas de 0.16 à 0.27.

Par ailleurs pour la valeur de  $Y_s = 0.04$  on a une diminution directe des microorganismes.

### 3-2-2-2 Concentration du substrat

La figure 3.5 présente l'effet de  $Y_s$  sur la concentration de substrat en fonctions de temps.

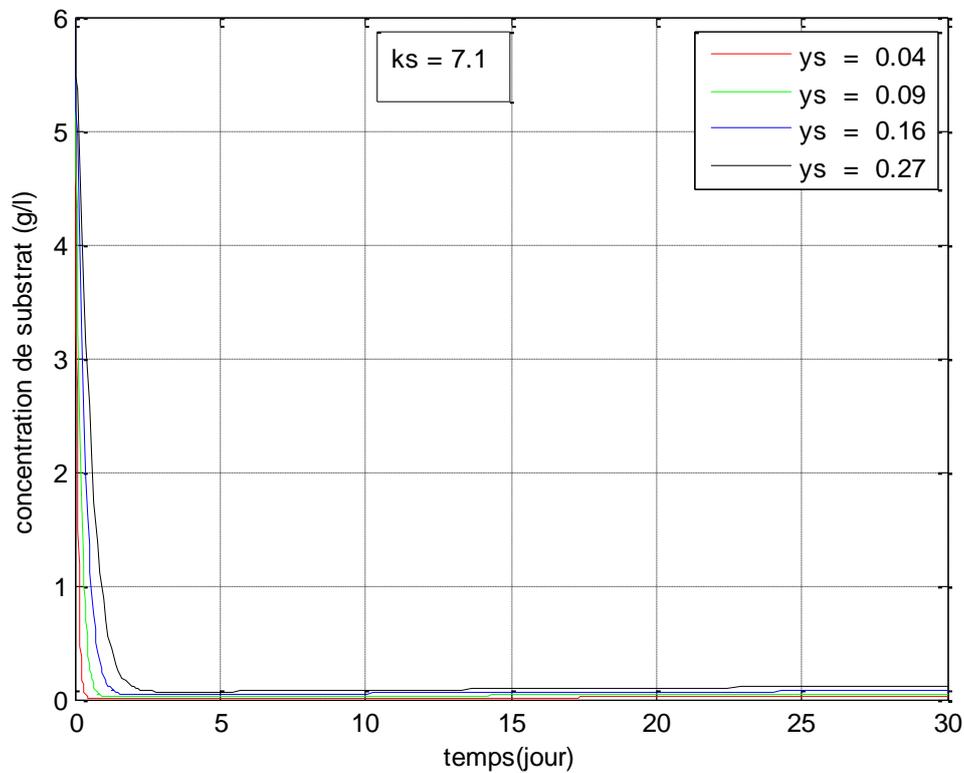


Figure 3.5 Variation de concentration de substrat en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de coefficient de production du méthane,  $Y_s$ .

On observe dans la figure 3.5 au début à  $Y_s = 0.04$  que il y'a une dégradation rapide du substrat qui fait aussi une diminution rapide de la concertation de substrat pour la durée de 1.734 jours (41 heures), ensuite elle reste presque constante après une durée de 1.734 jours (64 heures) pour une valeur de concentration de 0.1656 g/l, pour ce qui suit des valeurs  $Y_s=0.09, 0.16, 0.27$ , on constate que  $Y_s$  à un effet n'est pas notable sur la dégradation de substrat.

### 3-2-2-3 concentration du méthane

La figure 3.6 présente l'effet de  $Y_s$  sur la concentration de méthane en fonctions de temps.

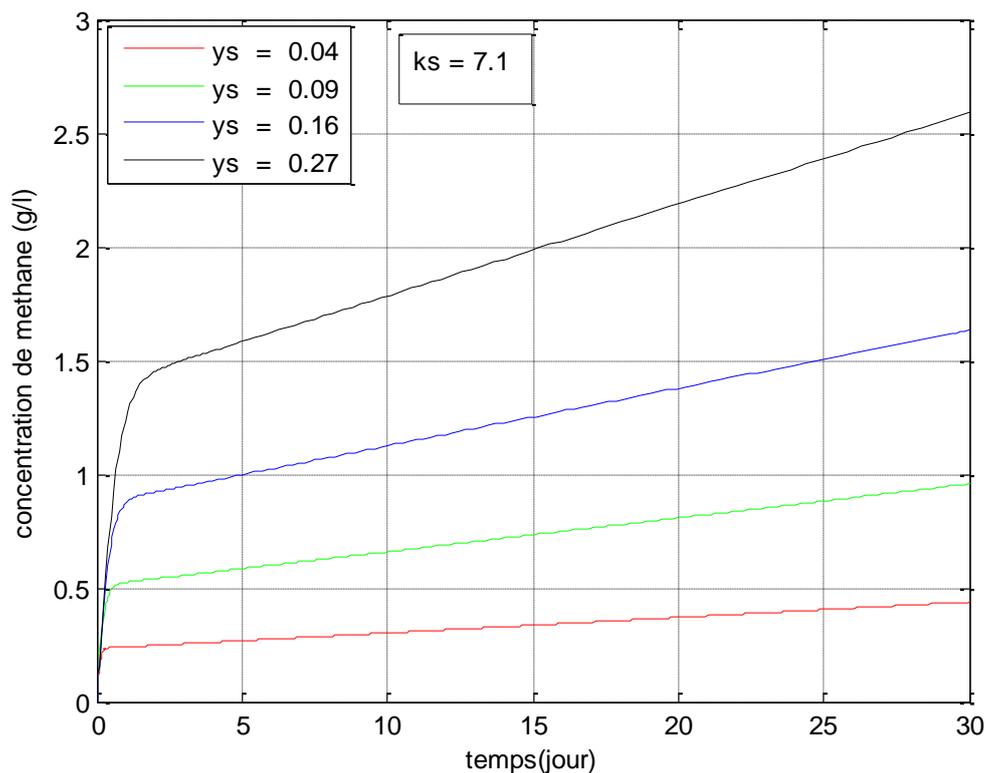


Figure 3.6 Variation de concentration du méthane en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de coefficient de production du méthane,  $Y_s$ .

La figure 3.6 montre que la concentration du méthane augmente avec une valeur significative à chaque augmentation de la valeur  $Y_s$  ce qui fait que l'augmentation de la valeur de  $Y_s$  est favorable pour une meilleure production du méthane.

D'après ces résultats on détermine que la meilleure valeur pour la production de méthane est 0.27 pour la plagerie [0.04 à 0.27], qui nous donne 2.58g/l du méthane.

### 3.2.3 L'effet de $Y_x$

Pour mettre évidence l'influence de paramètre  $y_x$  sur la dégradation du substrat, la production du méthane et la concentration des microorganismes, nous avons variés  $Y_x$ . Les valeurs des paramètres  $K_s$  et  $Y_s$  étant égale à 7.1 et 0.27 respectivement.

#### 3.2.3.1 Concentration des microorganismes

La figure 3.7 présente la variation de concentration des microorganismes pour différentes valeurs de  $Y_x$  en fonction du temps.

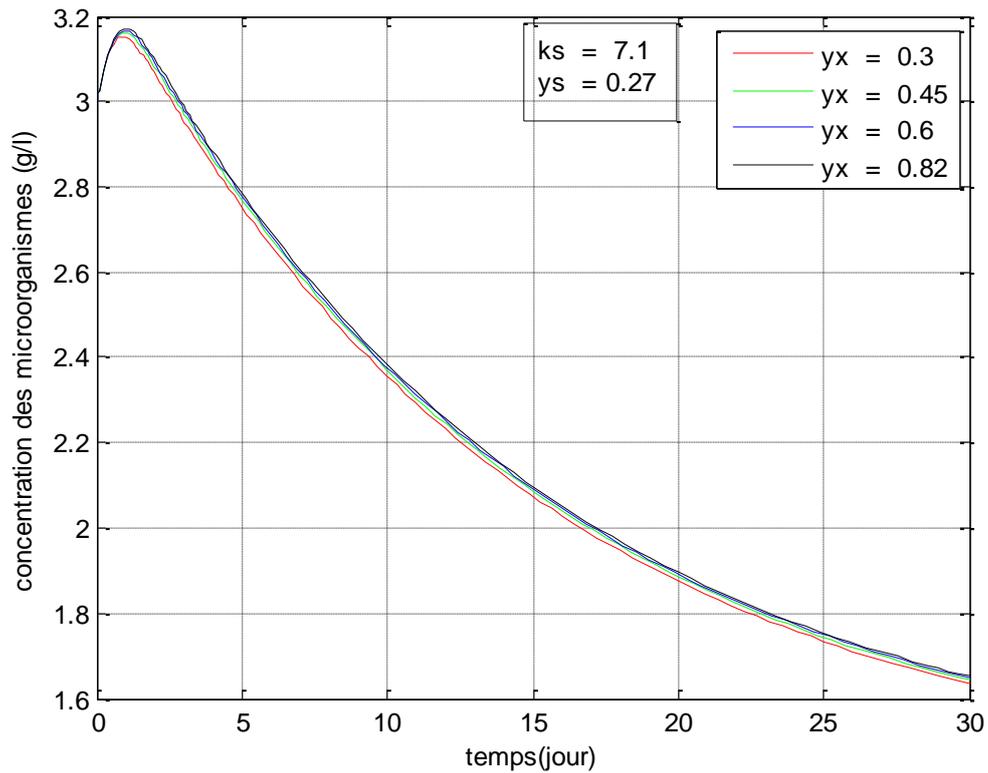


Figure 3.7 Variation de concentration des microorganismes en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de coefficient de rendement des microorganismes,  $Y_x$ .

D'après les figures 3.7 on constate que y'a une petite augmentation de concentration des microorganismes ensuite une diminution des concentrations presque la même pour les différents valeurs de  $Y_x$  ce qui ne conduit à dire que y'a un effet n'est pas notable sur la concentration des microorganismes.

### 3.2.3.2 Concentration du substrat

La figure 3.8 présente la variation de concentration du substrat pour les différentes valeurs de  $Y_x$  en fonction du temps.

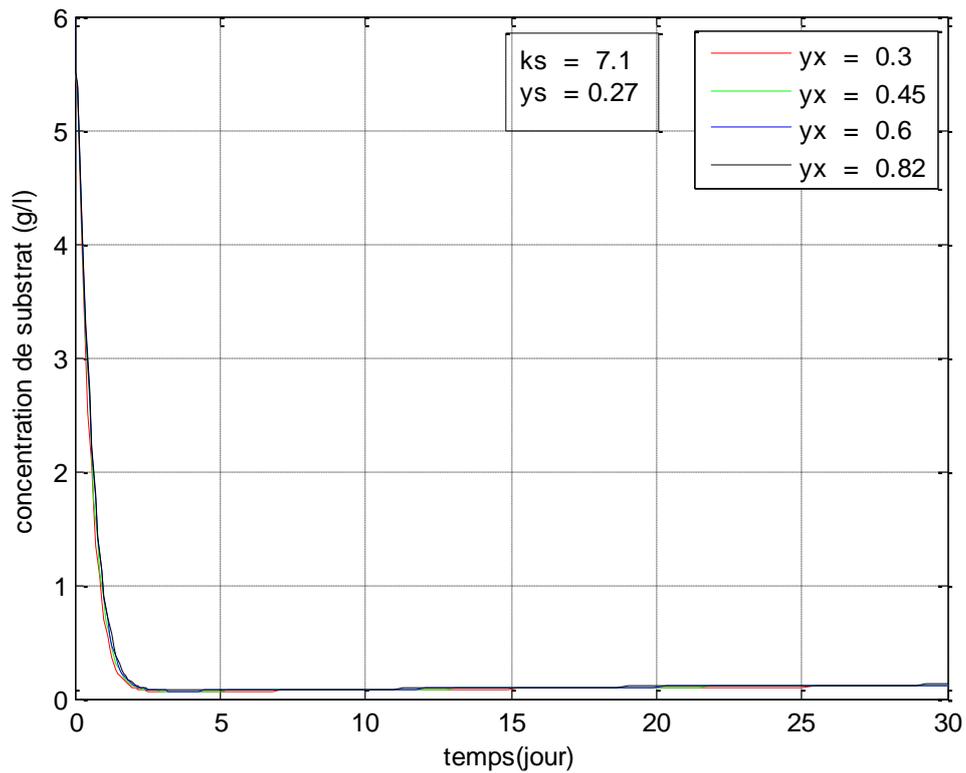


Figure 3.8 Variation de concentration du substrat en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de coefficient de rendement des microorganismes,  $Y_x$ .

D'après la figure 3.8 on constate que  $y$ 'a une dégradation rapide de concentration du substrat, on remarque que la variation de paramètre  $Y_x$  à un effet n'est pas notable sur la concentration de la dégradation de substrat.

### 3.2.3.2 Concentration du méthane

La figure 3.9 présente la variation de concentration du méthane pour différentes valeurs de  $Y_x$  en fonction du temps.

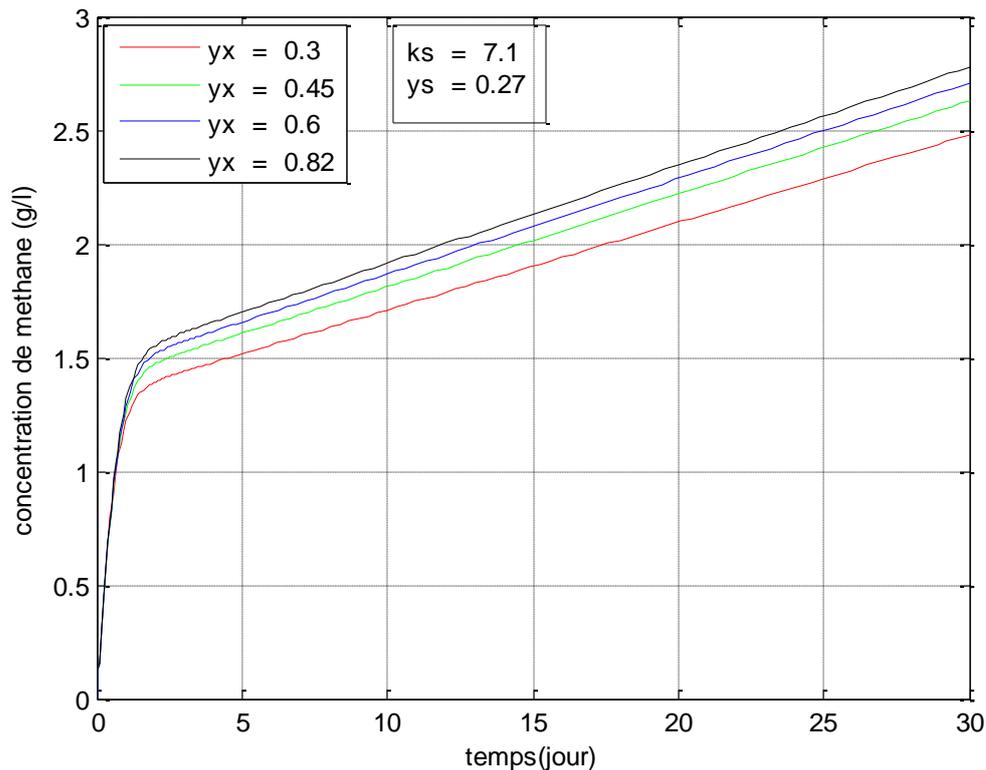


Figure 3.9 Variation de concentration du méthane en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs de coefficient de rendement des microorganismes,  $Y_x$ .

La figure 3.9 montre que  $y$ 'a une augmentation rapide de la concentration du méthane durant la période de 1 jour (24heures) pour les différentes valeurs de  $Y_x$ , ensuite  $y$ a une augmentation différents pour chaque valeur, ce qui donne une meilleure concentration du méthane à  $Y_x = 0.82$  pendant 30 jours de 2.77g/L.

### 3.3 Variation des concentrations initiales

#### 3.3.1 Variation de la concentration initiale du microorganisme :

Pour mettre en évidence l'influence de la concentration initiale des microorganismes sur la dégradation de substrat, la production de méthane.

### 3.3.1.1 Concentrations des microorganismes

La figure 3.10 présente l'évolution de concentration des microorganismes en fonction du temps, pour la variation des conditions initiales des microorganismes.

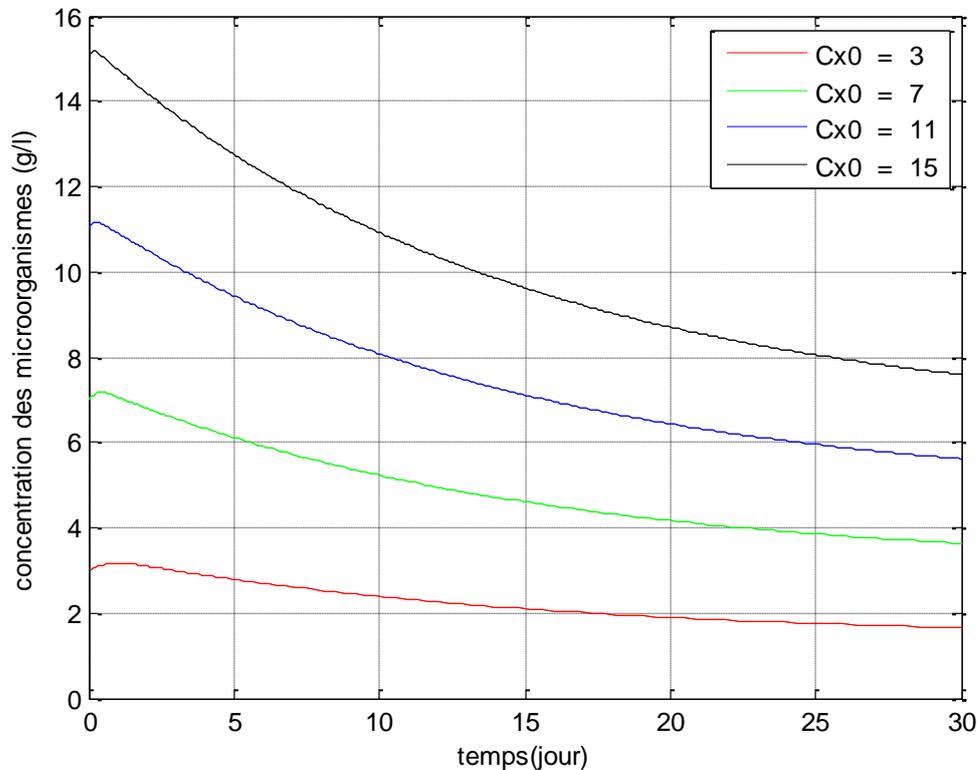


Figure 3.10 Variation concentration des microorganismes en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs des concentrations initiales des microorganismes  $C_{X_0}$

La figure 3.10 montre que la concentration initiale des microorganismes diminuent progressivement au cours des 30 jours, cette diminution est plus significative à des concentrations initiales relativement élevées de 7g/l à 15 g/l.

Par ailleurs on remarque que la diminution de concentration des microorganismes devient lente pendant les derniers jours.

Cela peut être expliqué par l'épuisement du substrat.

### 3.3.1.2 Concentrations du substrat

La figure 3.11 présente l'évolution de concentration de substrat en fonction du temps, pour la variation des conditions initiales des microorganismes.

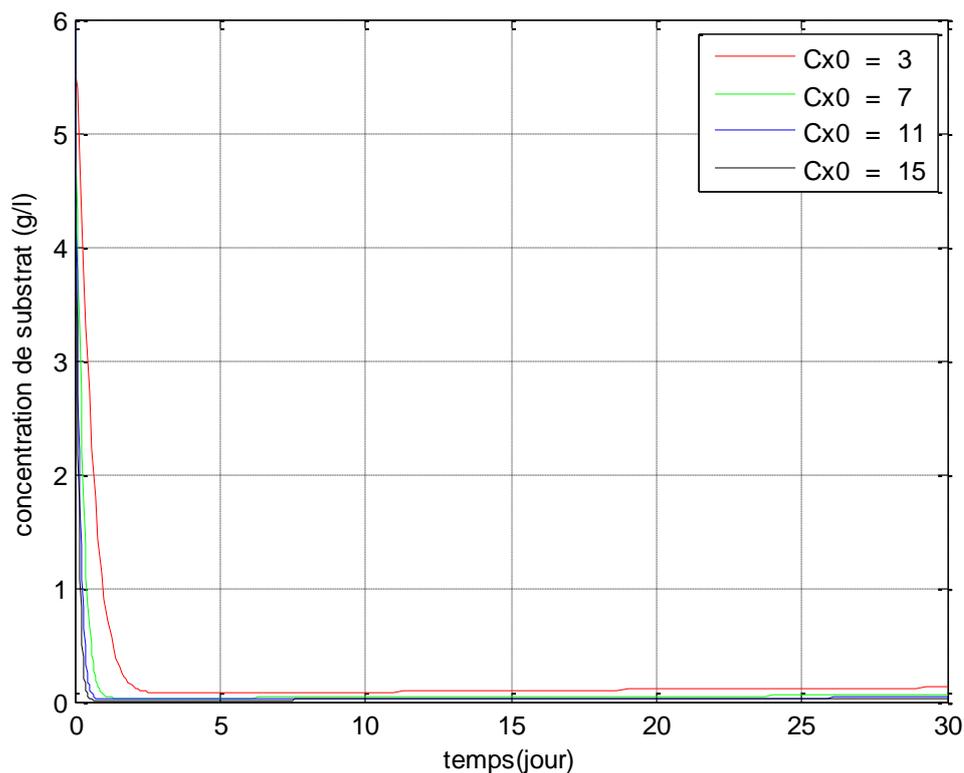


Figure 3.11 variation de concentration du substrat en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs des concentrations initiales des microorganismes  $C_{X0}$ .

La figure 3.11 montre que la diminution de concentration du substrat augmente rapidement durant la période de 0.625 jour (15heures), puis elle diminue progressivement jusqu'à atteindre l'équilibre, pour les valeurs de  $C_{X0} = 7, 11, 15$ , ou on peut dire que il y'a un effet n'est pas notable pour les 3 valeurs.

Par ailleurs à  $C_{X0} = 3$  il ya une diminution de concentration de substrat moins rapide.

### 3.3.1.3 Concentration du méthane

La figure 3.12 présente l'évolution de concentration de méthane en fonction du temps, pour la variation des conditions initiales des microorganismes.

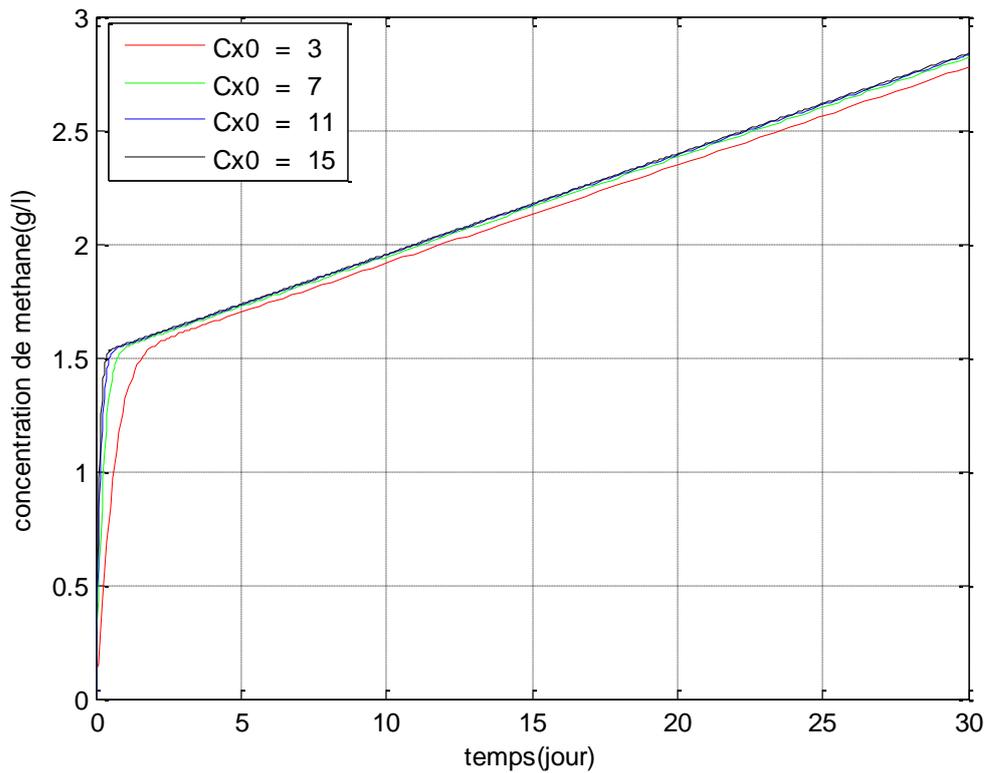


Figure 3.12 Variation de la concentration du méthane en fonction du Temps. Pour plusieurs valeurs des concentrations initiales des microorganismes  $C_{X0}$

D'après la figure 3.12 on observe à  $C_{X0}=3$  la concentration de méthane augmente jusqu'à atteindre sa valeur maximale de 2.77g/l pendant 30 jours.

Par ailleurs pour  $C_{X0}=7, 11, 15$  la concentration de méthane augmente jusqu'à atteindre sa valeur maximale qui est de 2.837g/l durant 30 jours.

Donc on constate à partir de  $C_{X0}=7$  la concentration de méthane atteint son pic de 2.837 g/l.

### 3.3.2 Variation de la concentration initiale du substrat

Dans ce cas, nous avons fait varier la concentration initiale du substrat de 6 à 18 g/L.

#### 3.3.2.1 Concentration des microorganismes

La figure 3.13 présente l'évolution de concentration des microorganismes en fonction du temps, pour la variation des conditions initiales de substrat.

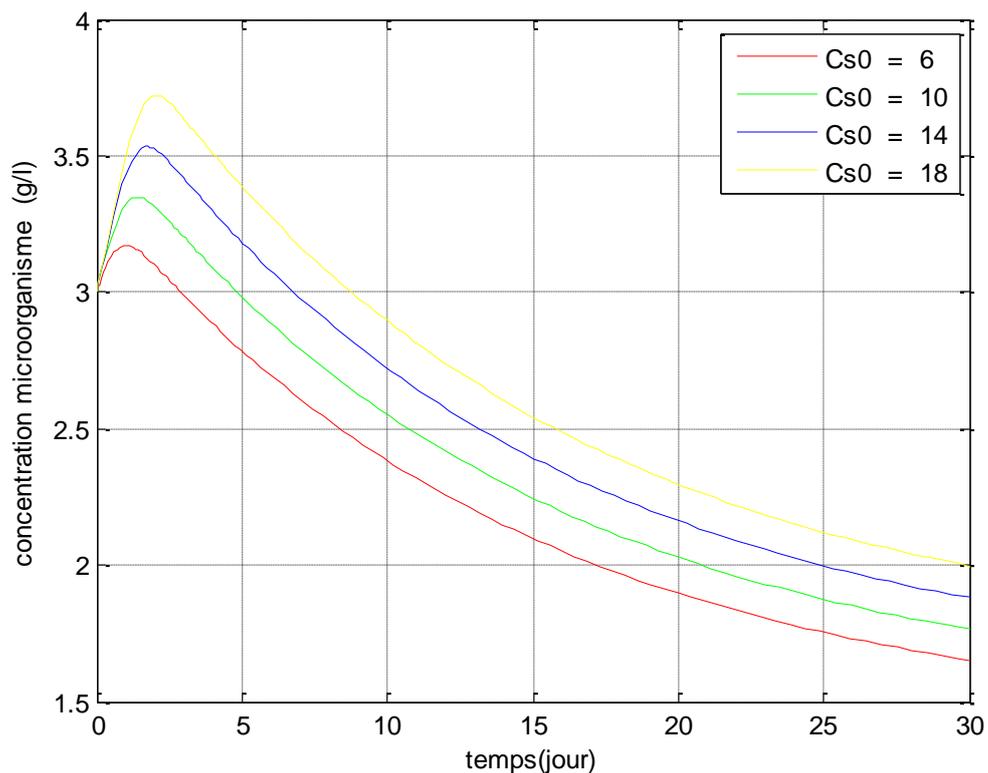


Figure 3.13 Variation de concentration des microorganismes en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs des concentrations initiales du substrat  $C_{S0}$

D'après la figure 3.13 on observe une augmentation de la concentration des microorganismes pour les différentes valeurs de  $C_{S0}$  durant les premiers jours, la concentration des microorganismes augmente avec l'augmentation de  $C_{S0}$ . Ensuite elle diminue, cette diminution est plus significative à des concentrations initiales du substrat relativement élevées de 10g/l à 18 g/l.

On constate à chaque augmentation de la valeur de  $C_{S0}$ , la croissance des microorganismes décline avec des vitesses différentes.

### 3.3.2.1 Concentration du substrat

La figure 3.14 présente l'évolution de concentration du substrat en fonction du temps, pour la variation des conditions initiales du substrat.

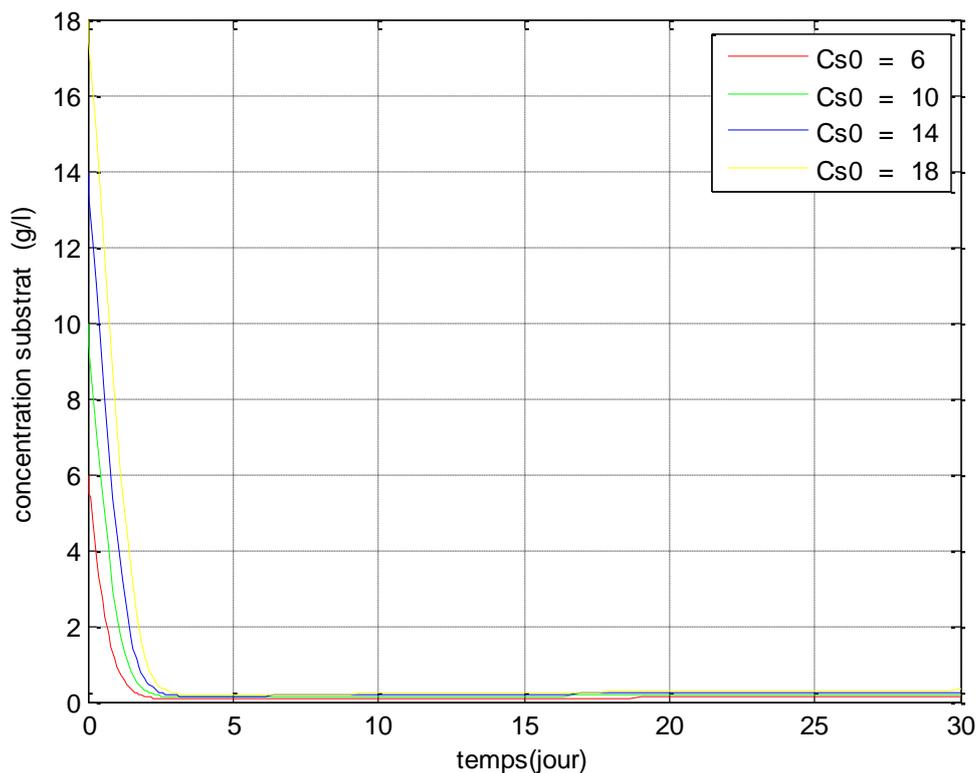


Figure 3.14 Variation de la concentration du substrat en fonction du temps. Pour plusieurs valeurs des concentrations initiales du substrat  $C_{S0}$

D'après la Figure 3.14 la dégradation du substrat augmente durant les 3 premiers jours, puis elle diminue progressivement jusqu'à atteindre une dégradation presque complète du substrat après 30 jours de fermentation.

Ce comportement peut s'expliquer par des phénomènes de décomposition et de détachement de microorganismes suite à réactions de fermentation de la matière organique en présence d'une grande quantité du substrat organique à dégradé, produisant ainsi une dégradation rapide du substrat ainsi qu'une augmentation du biogaz.

### 3.3.2.3 Concentration du méthane

La figure 3.15 présentent l'évolution de concentration de méthane en fonction du temps, pour la variation des conditions initiales de substrat.

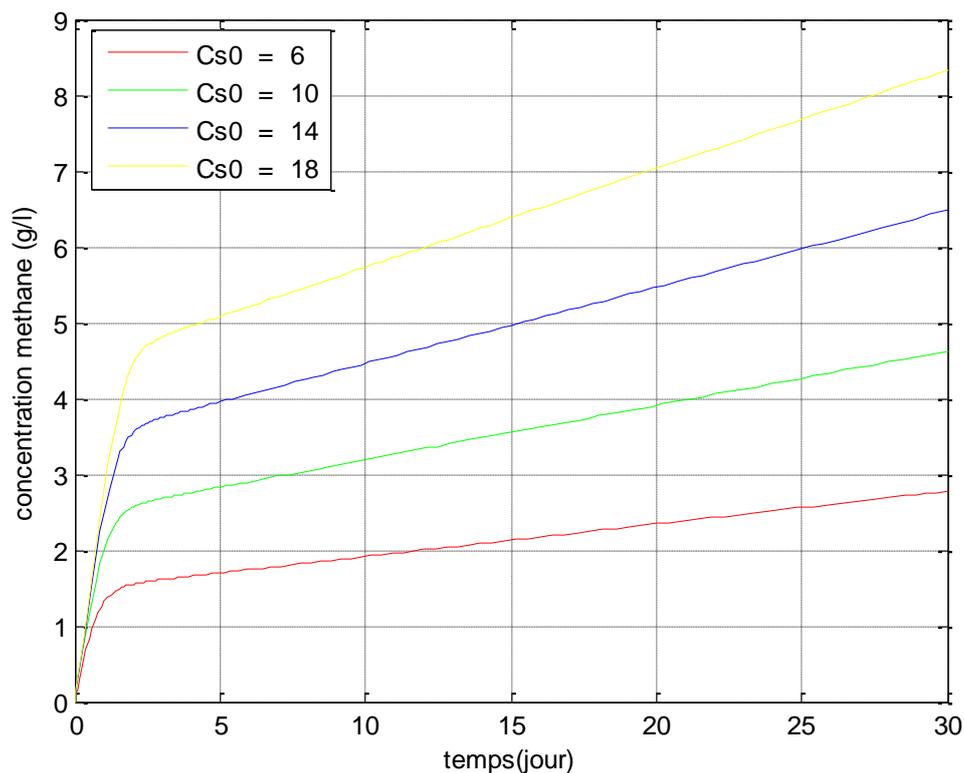


Figure 3.15 Variation de la concentration du méthane en fonction de temps. Pour plusieurs valeurs des concentrations initiales du substrat  $C_{S0}$

D'après la figure 3.15 on constate qu'il y a une augmentation de concentration du méthane avec une vitesse rapide durant la période de (2.484 jours (59h) pour les différentes valeurs de concentration initiales de substrat, qu'elle diminue ensuite jusqu'à une vitesse fixe, et nous donne une meilleure production de méthane 8.328 g/L à  $C_{S0} = 18$ , qui montre que l'augmentation de la concentration initiale est favorable pour la production du méthane, et cela peut être expliqué que à grand quantité de concentration initiale du substrat les microorganismes se nourrissent sur les composants organiques et nous donne une grand production du méthane.

### 3.4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté principalement les résultats de l'étude numérique de la digestion anaérobie des boues résultant de traitement des eaux usées, ces résultats concernent l'évolution des concentrations des microorganismes, de substrat et de méthane en fonction du temps. L'effet des paramètres :  $K_s$ ,  $Y_s$  et  $Y_x$  ainsi que les concentrations initiales

des microorganismes et du substrat sur les performances du procédé a été étudié. Les principaux résultats peuvent être résumés comme suit :

- La concentration des microorganismes augmente avec la diminution de  $K_s$ , en effet pour  $K_s = 7.1$ , on obtient une valeur maximale  $C_x = 3.094\text{g/L}$  durant la période de 0.5358 jours (14 heures), puis elle décline.
- La diminution de  $k_s$ , influence positivement la dégradation du substrat. Cette dernière est plus prononcée pour la valeur de  $K_s = 7.1$ .
- La concentration du méthane augmente avec la diminution de  $K_s$ . Elle atteint la meilleure valeur  $1.53\text{g/l}$  pour  $K_s = 7.1$  après 30 jours.
- L'augmentation de  $Y_s$  influence positivement la croissance des microorganismes pendant les premiers jours de l'opération du traitement.
- la concentration de méthane augmente d'une manière significative à chaque augmentation de  $Y_s$ .
- Le coefficient de rendement des microorganismes  $Y_x$  n'a pas un effet notable sur la concentration des microorganismes et du substrat. Par contre il influence positivement la production de méthane.
- Les concentrations initiales des microorganismes diminuent légèrement au cours des 30 jours avec la diminution de concentration des microorganismes.
- L'augmentation de  $C_{x0}$  influence positivement sur la vitesse de dégradation du substrat.
- Un effet pas notable pour la variation des conditions initiales des microorganismes sur la concentration du méthane.
- L'augmentation de  $c_{s0}$  influence positivement sur la croissance des microorganismes pendant les premiers jours de l'opération.
- A chaque augmentation de  $c_{s0}$  on remarque une dégradation presque totale du substrat. Cela peut être expliqué par le fait que la dégradation du substrat se transforme en biogaz (méthane).
- L'augmentation de  $C_{s0}$  influence positivement sur la production du méthane, qui nous donne une concentration maximale  $8.328\text{ g/L}$  à  $C_{s0} = 18$  durant les 30 jours.

# **CONCLUSION GÉNÉRALE**

## CONCLUSION GENERALE

Ce travail concerne une étude numérique d'un procédé de traitement des eaux usées. A cet égard ce procédé constitué d'un réacteur biologique dans le quelle se déroule la digestion anaérobie d'une boue résultante de traitement des eaux usées.

Cette étude est basée sur un modèle mathématique constitué d'un ensemble des équations différentiels du premier ordre qui représentant l'évolution des concertations des microorganismes, du substrat et du méthane en fonction du temps, le méthane est considéré comme étant le produit désiré.

La résolution numérique des équations susmentionnées a été réalisée avec le logiciel de calcul scientifique MATLAB (R 2012 a) à l'aide du solveur ode 45.

Les principaux résultats obtenus concernent l'évolution des concertations des microorganismes, du substrat et du méthane en fonction du temps. L'effet des paramètres : Constante de demi-saturation  $K_s$ , Coefficient de production du méthane  $Y_s$ , Coefficient de rendement des microorganismes  $Y_x$ , ainsi que les concentrations initiales des microorganismes et de substrat sur les performances du procédé a été étudié, et peuvent être résumés comme suit :

- La concentration des microorganismes augmente avec la diminution de  $K_s$ , en effet pour  $K_s = 7.1$ , on obtient une valeur maximale  $C_X = 3.094\text{g/L}$  durant la période de 0.5358 jours (14 heures), puis elle décline.
- La diminution de  $K_s$ , influence positivement de dégradation du substrat . cette dernier elle est plus prononcée pour la valeur de  $K_s = 7.1$ .
- La concentration du méthane augmente avec la diminution de  $K_s$  . Elle atteint la meilleure valeur 1.53g/l pour  $K_s = 7.1$  après 30 jours.
- L'augmentation de  $Y_s$  influence positivement la croissance des microorganismes pendant les premiers jours de l'opération du traitement.

- la concentration de méthane augmente d'une manière significative à chaque augmentation de  $Y_S$ .
- Le coefficient de rendement des microorganismes  $Y_x$  n'a pas un effet notable sur la concentration des microorganismes et du substrat. Par contre il influence positivement la production de méthane.
- Les concentrations initiales des microorganismes diminuent légèrement au cours des 30 jours avec la diminution de concentration des microorganismes.
- L'augmentation de  $C_{X0}$  influence positivement sur la vitesse de dégradation du substrat.
- Un effet pas notable pour la variation des conditions initiales des microorganismes sur la concentration du méthane.
- L'augmentation de  $c_{S0}$  influence positivement sur la croissance des microorganismes pendant les premiers jours de la fermentation.
- A chaque augmentation de  $C_{S0}$  on remarque une dégradation presque totale du substrat. Cela peut être expliqué par le fait que la dégradation du substrat se transforme en biogaz (méthane).
- L'augmentation de  $C_{S0}$  influence positivement sur la production du méthane, qui nous donne une concentration maximale 8.328 g/L à  $C_{S0} = 18$  durant les 30 jours.

Enfin, nous souhaitent que ce travail soit suivi par une étude expérimentale.

## Références bibliographiques

- [1] C. F. Lindberg, Control and estimation strategies applied to the activated sludge process, Thèse: Department of Materials Science Systems and Control Group, Uppsala University, Sweden, 1997.
- [2] U. Jeppsson, Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes, Thèse: Department of Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Institute of Technology (LTH), Lund University, Sweden. 1996.
- [3] D. Jenkins, M.G. Richard, and G.T. Daigger, Manual on the causes and control of sludge bulking and foaming, -Water Res., Commision, Pretoria, p 165. 1986.
- [4] « Programme de gestion et protection de l'environnement au Maroc » Mai 2014.
- [5] L. KARDACHE, valorisation énergétique des boues de la station d'épuration de BOUMRDAS, thèse université boumrdas, (2016).
- [6] O. THOMAS, météorologie des eaux résiduaires, tec et doc, Lavoisier.
- [7] « Dictionnaire de l'environnement », Dictionnaire Environnement, 2010. [https://www.dictionnaire-environnement.com/eau\\_usee\\_non\\_traitee\\_ID5307.html](https://www.dictionnaire-environnement.com/eau_usee_non_traitee_ID5307.html) (consulté le juin 14, 2020).
- [8] « Etude et suivi des effluents liquides dans l'unité de traitement du complexe GL1/Z ».2013.
- [9] G. GROSCLAUDE, L'eau : Tome 2 : Usages et polluants, - 1999.
- [10] « Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017 Les eaux usées une ressource inexploitée », 2018. <https://unesdoc.unesco.org> (consulté le juin 13, 2020).
- [11] S. Zekri, L. Ghazel, T. Aloui et K. Djebbi, Les extrémités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture, Séminaire Méditerranéen 2002.
- [12] M. METAHRI, Elimination « simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes » Cas de STEP Est de ville de Tizi-Ouzou, Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, pp 172. 2012.
- [13] « Les différents paramètres physiques et chimiques des eaux et commentaires. \* - CPEPESC - Commission de Protection des Eaux », CPEPESC, 2017. <https://www.cpepesc.org/Les-principaux-parametres.html> (consulté le juin 14, 2020).

- 
- [14] J. F. Brissaud et A. Faby, l'utilisation des eaux usées épurées en agriculture, Ed. Office nationale de l'eau de Montpellier, 1997.
- [15] A. Zbalah, Recyclage des eaux de la station d'épuration zone 27 vers zone " RA1Z, 2019.
- [16] F. Cherki et H. Hesses, Etude de l'abattement de la charge polluante azotée en station d'épuration à boues activées, mémoire pour l'obtention de diplôme de DEUA. Option traitement et épuration de l'eau, département hydraulique université Tlemcen. 2015.
- [17] A. Gaid, Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I, édition OPU, Alger, 1984.
- [18] J. RODIER, B. LEGUBE, N. MERLET, et R. BRUNET, L'analyse de l'eau - 9e éd. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, Dunod. France : Dunod, 2009.
- [19] Z. Hadj-Sadok, Modélisation et estimation dans les bioréacteurs ; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau, -Thèse : Faculté des sciences de l'ingénieur, Université de Nice – Sophia Antipolis, France. 1999.
- [20] O. Alexandre, C. Boutin, Ph. Duchène, C. Lagrange, A. Lakel, A. Liénard and D. Orditz, Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités, -Technique et documentation Lavoisier (FNDAE N22) Paris, France. 1998.
- [21] A. Iwema, D. Raby, J. Lesavre, and C. Boutin, Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantes de macrophytes : recommandations techniques pour la conception et la réalisation, 2005.
- [22] R. Bürger and W. Wendland, Sedimentation and suspension flows: Historical perspective and some recent developments, -Journal of Engineering Mathematics Vol 41, pp 101-116. 2001.
- [23] A. Norström, Treatment of domestic wastewater using microbiological processes and hydroponics in Sweden, 2005.
- [24] N. BARKA, L'élimination des colorants de synthèse par adsorption sur un phosphate naturel et par dégradation photo catalytique sur TiO<sub>2</sub> supporté, thèse doctorat, université Ibn zohr Agadir, 2018.
- [25] J. TAYLOR and JACOBS, water treatment membrane processes, McGraw-Hill, New York, p. 9.1-9.70. 1996.
- [26] J. M. Berland, C. Boutin, P. Molle and P. Cooper, Procédés extensifs d'épuration des eaux usées, -Office des publications des communautés européennes, Luxembourg. 2001

- 
- [27] J. Pronost, R. Pronost, L. Deplat, J. Malrieu and J. Berland, Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation.
- [28] H. Dhaouadi, Traitement des eaux usées urbaines, les procédés biologiques d'épuration, Thèse, Université Virtuelle de Tunis, 34 p. 2008.
- [29] P. Josep, Station d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation, 2002.
- [30] WERTHER et OGADA, sewage sludge combustion. Progress in energy and combustion science, 25, 55-116. 1999.
- [31] BOUSSELHAJ, Reuse of wastewater treated by infiltration percolation, volume 33, numéro 10-11. 1996
- [32] CL. Mao et al, Examen des réalisations de la recherche sur le biogaz issu de la digestion anaérobie, Revues des énergies renouvelables et durables, 45, 540-555. 2015.
- [33] D. Robescu, Modeling and Simulation of Biological Anaerobic Treatment of Sludge Resulted from Wastewater Treatment, 22-24 Călărași Str., 900590 Constanța ROMANIA.
- [34] D. Robescu, S. Lanyi and A. Verestoy, Modeling and simulation of wastewater processes (in Romanian), Technical Publishing House, Bucharest, 2004.
- [35] M. Gerber, R. Span, An Analysis of Available Mathematical Models for Anaerobic Digestion of Organic Substances for Production of Biogas, International Gas Research Conference, Paris, 2008.
- [36] Metcalf and Eddy, Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Fourth edition, 2003.
- [37] M.C. Tomei, C.M. Braguglia, G. Cento, G. Manini, Modeling of Anaerobic Digestion of Sludge, Critical Reviews. Environmental Science and Technology, pp. 1003-1051. 2009.
- [38] U. Weismann, I. Su Choi et E.M. Dombrowski, Fundamentals of biological wastewater Treatment, Wiley-VCH, 2007.
- [39] Y. Al- JAJAN, modélisation de bioréacteur pour le traitement des eaux usées par boues actives, université al furat, 2018.

## SCRIPT

```
function dydt=biogaz0(t,C)
%C(1)=x
%C(2)=s
%C(3)=z
%I=1+(ks/C(2))+C(2)/ki
%L=C(2)/(ks+C(2))
global kd ks ksx ki kmx D mumax ys yx yp
kd=0.04; ks=7.1; ksx=0.983; ki=60; kmx=0.4; D=0.0292; mumax=0.35; ys=0.15;
yx=0.4; yp=4.35;
I=1+(ks/C(2))+C(2)/ki;
L=C(2)/(ks+C(2));
r1=(mumax/I)*C(1)/yx;
r2=(ksx*C(1)*(mumax/I))-(kmx*C(1)*L);
r3=(1/ys)*(yp*(mumax/I)*C(1));
dydt(1)=D*(3-C(1))+mumax/I*C(1)-kd*C(1);
dydt(2)=D*(6-C(2))-r1-r2-r3;
dydt(3)=yp*(mumax/I)*C(1);
dydt=dydt';
end
```

## COMMAND WINDOW

```
tspan=[0 30];
C0=[3 6 0];
[t,c]=ode45('biogaz0',tspan,C0);
figure(1)
plot(t,c(:,1),'r')
hold on
[t,c]=ode45('biogaz01',tspan,C0);
figure(1)
plot(t,c(:,1),'g')
hold on
[t,c]=ode45('biogaz02',tspan,C0);
figure(1)
plot(t,c(:,1),'b')
hold on
[t,c]=ode45('biogaz03',tspan,C0);
```

```
figure(1)
plot(t,c(:,1),'k')
grid on
xlabel('temps(jour)')
ylabel('concentration des microorganismes (g/l)')
legend('ks = 7.1','ks = 90','ks = 190','ks = 360')
[t,c]=ode45('biogaz0',tspan,C0);
```

**Résumé**

Grâce à la digestion anaérobie des boues des stations d'épuration des eaux usées, il est possible de produire un combustible à haute valeur énergétique, appelé : biogaz. La méthanisation est une fermentation anaérobie ou plus exactement un processus biologique où la matière organique est dégradée par les microorganismes en absence d'oxygène pour être transformée à la fin en bio méthane. L'objectif principal de notre travail est donc de faire une étude numérique de procédé de la digestion anaérobie d'une boue résultant des eaux usées, cette étude est basée sur des équations différentielles présentant la concentration des microorganismes et la dégradation du substrat ainsi que la production de méthane. La résolution numérique de ces équations a été réalisée avec le logiciel de calcul scientifique Matlab (R2012a). Les principaux résultats obtenus concernent l'évolution des concentrations des microorganismes, du substrat et de méthane en fonction du temps. L'effet des paramètres : Constante de demi-saturation  $K_s$ , Coefficient de production du méthane  $Y_s$ , Coefficient de rendement des microorganismes  $Y_x$ , ainsi que les concentrations initiales des microorganismes et du substrat sur les performances a été étudié.

**Mots-clés** : digestion anaérobie, les boues, les eaux usées, biogaz, étude numérique et Matlab.