



**Université Louis Pasteur
Strasbourg I
Ecole Nationale de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg**

**MEMOIRE de DEA
« Mécanique et Ingénierie Option Sciences de l'eau »**

Paula PORRAS

**Protocoles de fractionnement de la DCO des eaux résiduaires
urbaines et impact sur les résultats de simulation d'une station à
boues activées par le modèle ASM1.**

présenté le 3 Juillet 2003

Laboratoire d'accueil : Systèmes Hydrauliques Urbains à l'ENGEES.

Maître de stage :

BECK Christian, Maître de conférences au SHU

SADOWSKY Antoine - Responsable du SHU (Systèmes Hydrauliques Urbaines)

REMERCIEMENTS

Je remercie grandement Messieurs Antoine SADOWSKY et Christian BECK, mes directeurs de stage, pour leur confiance et leurs conseils avisés lors de l'analyse de mon travail.

J'ai réalisé la partie analytique de mon stage de DEA au sein du laboratoire d'études des eaux. (LEE) de l'ENGEES. J'exprime ma profonde reconnaissance à Monsieur Patrick MEIER, chef du laboratoire LEE, pour son appui dans la mise en place de ce projet.

Les expérimentations n'auraient pu être réalisées sans l'aide précieuse de Mademoiselle Yolaine Gourbard, technicienne formation recherche au LEE. Je lui exprime ma reconnaissance pour la qualité et les quantités phénoménales d'analyses effectuées, toutes les indications et les conseils techniques qu'elle m'a prodigué au cours du stage et pour m'avoir accueillie sur le LEE.

J'adresse ensuite toute ma reconnaissance à Geneviève Prades, pour la transmission de son savoir en matière de modélisation. J'ai aussi apprécié sa gentillesse et sa disponibilité.

Je remercie enfin toutes les personnes qui d'une façon ou d'une autre ont collaboré pour la bonne réalisation et la finalisation de mon DEA.

RESUME

Le but principal de ce travail a été l'amélioration d'un protocole de fractionnement de la DCO (Demande chimique d'oxygène), afin de caractériser des eaux résiduaires urbaines dans un objectif de simulation de leur traitement (modèle ASM1). Le test de ce protocole a été mis en œuvre dans le cas d'effluents de temps sec arrivant à la station du Syndicat de Rosenmeer (Rosheim, Bas-Rhin), ceci pour différents jours de la semaine. Pour la majeure partie des essais, le protocole employé a été celui proposé par STRICKER (2000), qui repose sur des essais en réacteurs fermés, après ou non filtration de l'effluent brut.

Une autre méthode, basée sur une séparation des fractions solubles, colloïdales et particulaires a également été testée sur quelques essais.

Une étude de sensibilité sur l'influence des valeurs prises par les différentes fractions de la DCO de l'effluent brut sur les concentrations prévues en sortie de station par le modèle ASM1 a été également effectuée. Pour cette partie du travail, nous avons utilisé le logiciel GPS-X afin de simuler le fonctionnement de la station de Rosheim et prévoir les concentrations au niveau du rejet.

Mots clés :

Boues activées, modèle ASM1, GPS-X, caractérisation des eaux usées, fractionnement de la DCO, simulation.

Abstract

The aim of the present research work was to improve a COD (Chemical Oxygen Demand) fractionation protocol, used to characterize residual wastewater, that is a necessary first step before using a wastewater treatment plant simulation tool, GPS-X, based on ASM1. The fractionation protocol was tested for different dry weather influents, sampled at “Syndicat de Rosenmeer” wastewater treatment plant, in Alsace, during different days of a week.

For most of samples, the protocol used was the one suggested by STRICKER (2000), that is based on batch reactor tests, with or without a filtration pretreatment step.

An other method, based on separation of soluble, colloidal and particular fractions was also tested.

A sensibility study on the impact of COD fractions values, taking experimental errors into account, was also conducted, with a view to evaluate final influence on ASM1 predicted effluent concentrations. For this part of work, we used the GPS-X software in order to simulate Rosheim wastewater treatment plant performance and to predict effluent COD concentrations.

Key words:

Activated sludge, ASM1 model, GPS-X, Wastewater characterization, COD fractionation, Simulation.

Resumen

El principal objetivo de esta investigación fue el mejoramiento de un protocolo de fraccionamiento de la DCO (Demanda química de oxígeno). Este protocolo fue probado en tiempo seco para el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Sindicato de Resenmeer (Rosheim, Bas-Rhin), los ensayos fueron realizados par diferentes dias de la semana. Para la realizacion de los ensayos es implementado el protocolo propuesto por STRICKER, 2000; este protocolo esta basado en reactores Batch filtrado llenos de agua residual doméstica sea filtrada o no filtrada.

Tambien fue implementado otro metodo para determinar las fracciones solubles, coloidales y particuladas.

Hemos trabajado sobre la sencibilidad de la influencia de las fracciones determinadas con el metodo de la DCO aplicadas con el modelo ASMn°1. Para esta parte del trabajo hemos utilizado, el programa GPS-X para simular el funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de Rosheim y predecir sus concentraciones en el efuente de la planta.

Palabras clave:

Lodos activados, modelo ASM 1, GPS-X, caracterizacion de aguas residuales, fraccionamiento de la DCO, simulation.

Sommaire

Remerciements	2
Résumé	3
Sommaire	6
Introduction générale.....	11
I. Présentation du modèle ASM1 et des méthodes de fractionnement.....	12
I-1. Modèle ASM N°1 proposé par l'IAWQ (International Association Water Quality) en 1987	12
I-1.1. Unité utilisée	12
I-2.1. Processus.....	12
I-3.1. Variables d'état prises en compte dans le modèle ASM1	13
I-4.1. Les paramètres stœchiométriques et cinétiques.....	16
I-5.1. Matrice de calcul et outil de simulation dynamique	17
I-2. Caractéristiques des eaux usées urbaines.....	18
I-3. Généralités sur les méthodes de fractionnement.....	18
II. Présentation du site d'étude et du logiciel de simulation.....	20
II-1. Présentation de la Station d'épuration Rosenmeer	20
II-1.1. Situation de l'installation.....	20
II-2.1. Description de la station	20
II-2. Logiciel utilisé	23
II-1.2. Description.....	23
II-2.2. Objectifs d'une simulation	23
III. Méthode d'étude et matériels utilisés	25
III-1. Préparation.....	25
III-1.1. Echantillon, prélèvement, matériel utilisé.....	25
III-2.1. Préparation du contenu des réacteurs	28
III-3.1. Installation des réacteurs.....	28
III-2. Suivi du test	31
III-3. Prélèvements pour la réalisation des analyses.....	31
III-4. Evolution de la DCO dans les réacteurs et calculs des fractions.....	32

III-5. Hypothèses prises en compte.....	34
IV. Résultats et analyse des résultats	35
IV-1. Résultats sur le fractionnement.....	35
<i>IV-1.1. Suivi du test</i>	<i>35</i>
<i>IV-2.1. Evolution de la DCO dans les réacteurs et fractionnement.....</i>	<i>36</i>
<i>IV-3.1. Méthode de coagulation floculation.....</i>	<i>40</i>
IV-2. Résultats des simulations.....	42
CONCLUSION.....	44
ANNEXES.....	50

Listes des tableaux

Tableau 1 : Valeurs fréquentes dans la littérature du fractionnement de la DCO sur l'effluent brut.	15
Tableau 2 : Prélèvements des échantillons à la station d'épuration Rosenmeer.	27
Tableau 3 : Ecart de température, de pH et de mgO_2/L au cours du suivi de réacteurs.	36
Tableau 4 : résultats du fractionnement de chaque réacteur.	40
Tableau 5 : Valeurs de DCO provenant de la méthode physico-chimique.	41
Tableau 6 : Résultats de la DCO par la méthode physico-chimique contenant de l'effluent brut de la station d'épuration du Syndicat de Rosenmeer.	41
Tableau 7 : coefficients utilisées pour fractionner la DCO totale de l'effluent brut pendant les simulations.	42
Tableau 8 : Grandeurs simulées dans le logiciel GPS-X et son analyse de sensibilité.	43

Listes des figures

Figure 1 : Décomposition de la DCO en variables du modèle IAWQ N°1	15
Figure 2 : Décomposition de l'Azote en variables du modèle IAWQ N°1	16
Figure 3 : Schéma de la station d'épuration de Rosenmeer	21
Figure 4 : Schéma de la filière eau de la station du Syndicat de Rosenmeer dans GPS-X.	24
Figure 5 : Installation des réacteurs.	28
Figure 6 : Situation réelle de l'installation des réacteurs brut et filtré.	30
Figure 7 : Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut entre le prélèvement initial et final.	32
Figure 8 : Evolutions de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut filtre entre le prélèvement initial et final.	33
Figure 9 : Evolution de la Température, du pH et de l'oxygène dans le réacteur 1	36
Figure 10 : Evolution de la DCO dans le réacteur 4	37
Figure 11 : Pourcentage expérimental d'incertitude analytique sur la DCO en fonction de sa concentration.	38
Figure 12 : Pourcentage de fractionnement de la DCO dans le réacteur 1	39

 Liste des abréviations et symboles

ASM	:	Activated Sludge Model	
b	:	biomasse	
BA	:	Bassin d'Aération	
BR	:	Boues Recirculées	
BO	:	Bassin d'Orage DBO ₅	: Demande Biologique en
DCO	:	Demande Chimique en Oxygène	(mgO ₂ /l)
DCOad	:	Demande Chimique en Oxygène depuis 2 heures de décantation	
ENGEES	:	Ecole National Génie de l'Eau et de l'Environnement	
GPS-X	:	Global Purpose System	
IWAQ	:	International Association Water Quality	
IWA	:	International Wastewater Association	
MES	:	Matières en Suspension	(mg/l)
mgO ₂ /L	:	milligrammes d'oxygène par litre.	
MVS	:	Matières Volatiles en Suspension	(mg/l)
N-NH ₄	:	concentration en azote ammoniacal	(mgN/l)
NTK	:	Azote Kjeldahl (= Organique + N-NH ₄)	(mgN/l)
O	:	Oxygène	
P _T	:	Phosphore total	(mgP/l)
S	:	constituants solubles	
Sio	:	Fraction soluble inerte de la DCO	
SDEA	:	Syndicat des eaux et d'assainissement	
Sno	:	Nitrites et nitrates	
Sp	:	produits microbiens solubles inertes	
Snd	:	azote organique biodégradable soluble	
Sni	:	azote soluble réfractaire	
Sso	:	Fraction substrat soluble de la DCO	
STEP	:	Station d'Épuration.	
t ₀	:	temps zéro	
t _f	:	temps final	
Xso	:	Fraction substrat lentement biodégradable de la DCO	
Xio	:	Fraction particulaire inerte de la DCO	

X	:	constituants insolubles (ou particulières)
Xbh	:	biomasse hétérotrophe
Xba	:	biomasse autotrophe
Xnd	:	azote organique biodégradable particulaire
Xni	:	azote particulaire réfractaire
Xp	:	produits bactériens inertes particulières

Introduction générale

L'étude entreprise au cours de mon stage concerne l'amélioration du protocole existant pour caractériser les eaux usées urbaines et enrichir le modèle numérique ASM n°1, proposé par l'IAWQ. Ce modèle est utilisé sur le plan international pour la conception et la modélisation des stations d'épuration. Nos sources d'information reposent sur des travaux antérieurs réalisés sur le modèle ASM n°1 mis en œuvre avec le logiciel GPS-X, sur des publications citées dans des revues relatives à l'environnement, et quelques données tirées du WEB.

Notre travail est ciblé sur le fractionnement d'un effluent brut urbain en période de temps sec (étude des tests de biodégradabilité en réacteurs fermés). Ensuite nous cherchons à établir des simulations avec logiciel GPS-X (Global Purpose Simulateur) d'Hydromantis.

Les différents objectifs du travail sont :

- une évaluation de l'influence du protocole de fractionnement choisi sur les valeurs finales des différentes fractions de la DCO évaluées dans l'effluent brut,
- une étude de l'influence des incertitudes liées au protocole de fractionnement sur les valeurs obtenues pour les paramètres spécifiques de l'effluent brut,
- une évaluation de la sensibilité des paramètres analysés avec le protocole de fractionnement des eaux usées sur les concentrations prévues en sortie de station par le modèle ASM1.

Cette caractérisation est importante car elle détermine les fractions de la DCO de l'effluent brut, fractions qui sont utilisées pour la simulation des ouvrages de traitement, avec comme application pratique la conception ou l'optimisation de stations à boues activées ainsi que leur conduite (élaboration et test de stratégies de gestion).

Le mémoire est présenté selon les rubriques suivantes :

- le chapitre I consiste en une étude bibliographique sur le modèle ASM1 et sur les méthodes de fractionnement nécessaires pour déterminer les paramètres de ce modèle,
- le chapitre II présente le site d'étude et le logiciel de simulation choisi,
- le chapitre III décrit les méthodes et les matériels utilisés pour le fractionnement de la DCO au cours de nos essais,
- le traitement des résultats et l'interprétation des mesures seront exposés dans le chapitre IV.
- En conclusion générale, nous examinerons la concordance entre les objectifs et les résultats, et les possibles développements ultérieurs.

I. Présentation du modèle ASM1 et des méthodes de fractionnement

I-1. Modèle ASM N°1 proposé par l'IAWQ (International Association Water Quality) en 1987

Il s'agit d'un outil utilisé pour la conception et la gestion de systèmes de traitement biologique des eaux usées. Il concerne en particulier l'oxydation du carbone, la nitrification et la dénitrification. La simulation du comportement des stations à boues activées fait appel à de nombreuses réactions entre un grand nombre de composants. Pour être mathématiquement exploitables, tout en fournissant des prévisions réalistes, les réactions doivent représenter les processus fondamentaux du système.

En outre, le modèle doit prendre en compte la cinétique (vitesse de réaction) et la stœchiométrie (rapport qu'un composant a sur les autres dans une réaction chimique) de chaque processus. Les principales tâches conceptuelles dans le développement du modèle mathématique sont l'identification des réactions, le choix de leurs expressions cinétiques et stœchiométriques appropriées. Associant une description simple des phénomènes biologiques et une représentation conforme de la réalité, elles expriment les vitesses de dégradation des substrats carbonés et azotés en fonction de l'état de pollution (nommé par des variables) et des caractéristiques de la biomasse assurant le traitement (nommé par des paramètres).

Le modèle ASM1 fait appel à différentes notions que nous allons essayer de décrire.

I-1.1. Unité utilisée

Dans le modèle, la DCO a été choisie comme paramètre pour définir la quantité de matière carbonée. En effet, la DCO fournit un lien entre les équivalents électrons dans le substrat organique, la biomasse et l'utilisation de l'oxygène. Ainsi, les concentrations de toutes les formes organiques, y compris la biomasse, sont dans des unités de DCO dans le modèle.

I-2.1. Processus

Le modèle décrit différents processus dynamiques comme :

- Croissance en présence d'oxygène des hétérotrophes (aérobic growth of heterotrophs).
- Croissance en anoxie des hétérotrophes (anoxic growth of heterotrophs).
- Décroissance des hétérotrophes (Decay of heterotrophs).

-
- Décroissance des autotrophes (Decay of autotrophs).
 - Ammonification de l'azote organique (Ammonification of soluble organic nitrogen).
 - Hydrolyse des produits organiques enfermés dans le biofloc (Hydrolysis of entrapped organics).

Le modèle ASM n°1 est basé sur le concept de mort - régénération en présence d'un bisubstrat. Mais c'est le concept de respiration endogène qui est réellement utilisé. Celui-ci est décrit comme si une fraction de la biomasse était transformée en énergie servant pour l'entretien des cellules (de la biomasse). Cependant, certaines expériences réalisées en conditions aérobies et anoxies ont montré que le concept de respiration endogène est insuffisant (JEPPSSON). Le concept de mort - régénération a été présenté afin de tester les réactions pouvant avoir lieu dans un organisme mort. Dans ce concept, on trouve que la mort de la biomasse est due à la lyse bactérienne : une fraction reste inerte et l'autre est considérée comme lentement biodégradable. Cette dernière pourrait devenir inerte à partir de l'hydrolyse. L'hydrolyse est un processus qui joue un rôle très important dans le fractionnement car il détermine la vitesse de conversion d'une partie du substrat de l'effluent en partie soluble rapidement biodégradable.

Orthon n'as pas déterminé la nature de l'hydrolyse ou la dépolymérisation, il a présenté un support expérimental dans le concept de l'hydrolyse total dans lequel il a pris en compte des profils de taux de consommation d'oxygène en utilisant des réacteurs (batch) alimentés avec des eaux résiduelles domestiques maintenues à une température de 20°C. Il arrive à la conclusion que l'hydrolyse est un processus limitant de l'utilisation du substrat dans sa partie lentement biodégradable, de la demande d'électrons en conditions aérobies et anoxies, de la croissance des bactéries hétérotrophes, de la composition des boues et de la génération d'excès de boues. (Orthon, 1999).

I-3.1. Variables d'état prises en compte dans le modèle ASM1

Tout en restant conforme aux nomenclatures utilisées dans les précédents modèles, ASM1 utilise toutefois un vocabulaire particulier. Les constituants insolubles (ou particulaires) portent le symbole **X**, les constituants solubles portent le symbole **S**, la biomasse est représentée par **b**, le substrat par **s** et l'oxygène par **O**.

La matière organique dans les eaux résiduaires peut être subdivisée en un certain nombre de catégories. Le principe de fractionnement proposés par l'IAWQ est basé par rapport à la vitesse de biodégradabilité du substrat. Le substrat est divisé en trois parties : la DCO biodégradable, la DCO non biodégradable (matériel inerte) et la biomasse (bactéries hétérotrophes et autotrophes).

La DCO biodégradable comporte une DCO rapidement biodégradable (S_s) et une DCO lentement biodégradable (X_s).

- La fraction de DCO rapidement biodégradable (S_s) est constituée sous forme soluble, de molécules facilement assimilables, rapidement absorbées par les micro-organismes et métabolisées en énergie de synthèse ; par exemple les carbohydrates (glucose, fructose), les amino-acides, les vitamines, quelques acides gras, etc. (STRICKER, 2000 ; SPERANDIO, 1998).
- La fraction lentement biodégradable ou fraction particulaire organique, (X_s) est constituée par des cellules plus complexes (plus difficiles à assimiler), et qui ont besoin de l'hydrolyse pour être absorbées et assimilées par les organismes.

D'autre part, la partie non biodégradable est divisée en DCO soluble inerte (S_i) et DCO particulaire inerte (X_i). Il est admis qu'aucune de ces fractions n'est affectée par l'action biologique dans le système de traitement.

- La fraction de DCO soluble inerte (S_i) arrive jusqu'au clarificateur. Elle évacuée dans l'effluent traité. Elle peut être éliminée du système dans le processus d'extraction des boues.

En fin, la biomasse active est divisée en biomasse hétérotrophe (X_{bh}) et en biomasse autotrophe (X_{ba}). Cette biomasse est perdue par décomposition et devient à son tour une fraction de substrat lentement biodégradable (X_p). Cette fraction (X_p) pourra être prise en compte pour modéliser les produits particuliers inertes qui proviennent de la décroissance (mort) de la biomasse. DROLKA, a fait des expériences pour déterminer la quantité des hétérotrophes et autotrophes (DROLKA, 2001).

La matière organique est ainsi fractionnée en différentes parties dont les définitions se distinguent selon leur rôle dans la croissance de la biomasse. Elles interviennent dans le modèle sous forme de **variables** et caractérisent l'état de pollution de l'effluent brut, de la boue des bassins et de l'effluent traité. Ce qui s'illustre pour la DCO totale sous trois formes : la forme substrat, la forme inerte et la biomasse vivante (hétérotrophe et autotrophe). Ces trois

formes se subdivisent à leur tour et nous pouvons distinguer sept fractions dont la hiérarchie est présentée dans l'organigramme ci dessous:

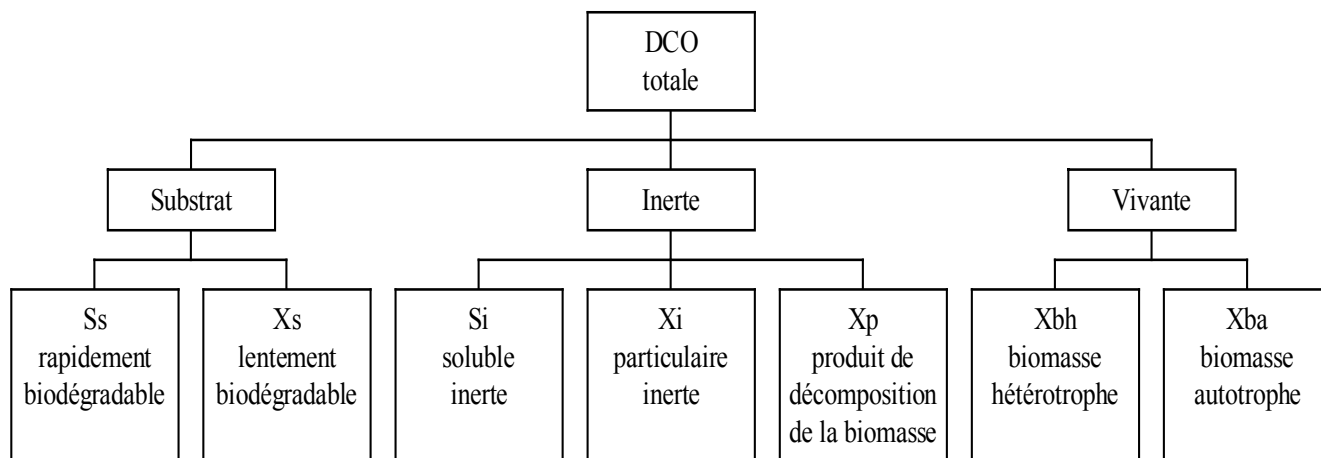


Figure 1 : Décomposition de la DCO en variables du modèle IAWQ N°1

Selon la littérature, nous retrouvons différentes valeurs concernant le fractionnement de la DCO pour un effluent domestique :

Auteurs	Si %	Ss %	Xs %	Xi %	Xbh %
SPERANDIO, 1998	10	25	45	10	10
HENZE, 1992	Xi+Si = 20-25	20	-	-	15-20
JEPPSSON,	-	9	81	-	-
STRICKER, 2000	10	25	55	10	-
ROELEVELD,2002	8	11	47	34	-
KAPPELER, 1992, 13°C	10	7	60	8	15
KAPPELER, 1992, 15°C	12	8	55	10	15
KAPPELER, 1992(22°C)	20	11	53	9	7
IAWQ	10	25	45	15	-

Tableau 1 : Valeurs fréquentes dans la littérature du fractionnement de la DCO sur l'effluent brut.

Pour l'azote, nous retrouvons la même démarche de fractionnement. Il consiste à déterminer les fractions minérales (**Snh** : azote ammoniacal et **Sno** : nitrates), organique biodégradable (soluble : **Snd** et particulaire : **Xnd**) et réfractaires au traitement (soluble : **Sni** et particulaire : **Xni**).

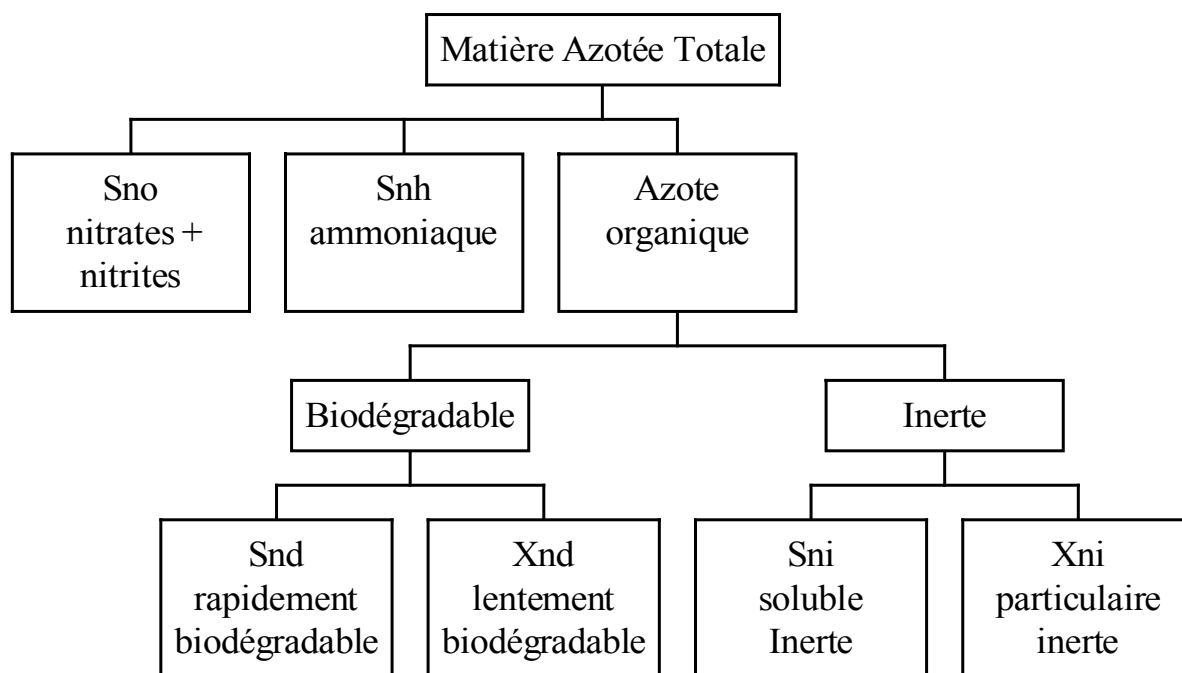


Figure 2 : Décomposition de l'Azote en variables du modèle IAWQ N°1

L'effluent est ainsi caractérisé par un ensemble de variables auxquelles le modèle ajoute la concentration d'oxygène dissous (S_o), exprimé en DCO négative, et l'alkalinité (S_{ALK}).

I-4.1. Les paramètres stœchiométriques et cinétiques

Les réactions qui régissent le devenir des différentes variables constitutives de l'effluent mettent en œuvre des paramètres stœchiométriques et cinétiques. Selon les processus, nous retrouvons des paramètres stœchiométriques qui illustrent le rendement des bactéries hétérotrophes et autotrophes, la fraction de biomasse qui se transforme en produit particulaire, la proportion d'azote contenue dans la biomasse et dans les produits de sa décomposition. De même, les paramètres cinétiques illustrent la croissance et le décès des bactéries, l'ammonification, l'hydrolyse, et les facteurs de correction en condition anoxique de la

croissance hétérotrophe et de l'hydrolyse. Au total nous avons à notre disposition **5 paramètres stœchiométriques et 14 paramètres cinétiques**. Dont ils sont représentés en annexe I.

I-5.1. Matrice de calcul et outil de simulation dynamique

Les premiers modèles décrivaient des systèmes complexes et il était souvent difficile de repérer toutes les interactions des composants du système. Pour surmonter cette difficulté tout en donnant une quantité d'information maximum, le groupe de travail a préconisé un format de matrice, basé sur le travail de Peterson (1965).

La matrice associée au modèle ASM1 est présentée en annexe n° 1.

Cette matrice se compose d'un tableau à trois entrées :

- la première entrée est constituée par la première colonne qui énumère les **processus utilisés dans le modèle**,
- la deuxième entrée se fait par la première ligne qui représente les **variables caractéristiques** de l'effluent. Nous pouvons remarquer que les fractions (Si) et (Xi) ne sont concernées par aucune équation, cependant elles figurent dans la matrice car leur présence est importante. La fraction (Si) contribue à la quantité de DCO en sortie de station et la fraction (Xi) se transforme en une partie des Matières Volatiles en Suspension (MVS dure). Les autres colonnes de la matrice font intervenir les autres variables qui elles, participent à diverses équations. La dernière colonne représente l'alcalinité du milieu. Ce composant n'est pas essentiel pour le modèle mais il permet d'avoir des informations lors de son évolution quant à la capacité de nitrification. Un pH bas ($\text{pH} < 7$) diminue le taux de nitrification et peut causer d'autres problèmes comme la corrosion due à l'agressivité de l'effluent et le gonflement des boues (bulking),
- la troisième entrée est matérialisée dans la dernière colonne par l'ensemble des **équations cinétiques** mettant en relation les processus et les variables.

Les "cases intérieures" de la matrice sont complétées par les différents paramètres stœchiométriques.

Cette matrice permet de mettre en jeu toutes les relations ayant lieu dans les processus biologiques dont le modèle le plus simple consiste à considérer trois composants : la biomasse, le substrat et l'oxygène dissous (IWA TASKGROUP, 2000). Les équations de Monod et Herbert sont utilisées. L'équation de Monod, indique que la croissance de la biomasse est proportionnelle à la concentration de biomasse dans une relation de premier ordre et à la concentration en substrat par une relation d'ordre mixte. L'expression d'Herbert, précise que la décomposition de biomasse est de premier ordre par rapport à la concentration de biomasse.

La lecture de la matrice peut s'illustrer avec les vitesses de réactions concernant la fraction rapidement biodégradable (S_s). Elle est éliminée par la croissance des bactéries hétérotrophes dans des conditions aérobie et anoxie et elle est formée par hydrolyse des particules de matière organique immobilisées dans le floc biologique.

I-2. Caractéristiques des eaux usées urbaines

Les caractéristiques d'eaux résiduaires urbaines peuvent être très différentes selon :

1. leur origine : réseau, eau résiduaire, industriel, vendange, etc.
2. le temps : journée, jour, nuit, week-end, semaine, saison, temps sec, temps pluie, etc.

En général les eaux usées sont composées de gros débris, de particules décantables, de matières organiques, azotées, et phosphorées, de matières minérales contenues dans la phase dissoute est particulière. Il peut y avoir aussi des bactéries, des organismes pathogènes, des micropolluants apportés principalement pour les industries etc.

En forte concentration, la matière organique est reconnue pour entraîner des altérations du milieu.

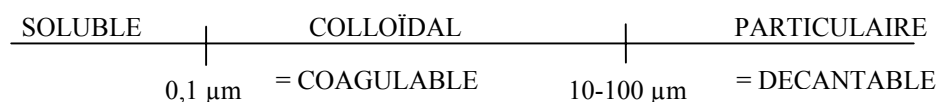
I-3. Généralités sur les méthodes de fractionnement

Hormis la fraction inerte soluble (S_i), et éventuellement la fraction substrat soluble (S_s), les autres fractions (X_s , X_i) sont mesurées par des techniques complexes car aucune analyse chimique simple ne permet d'y accéder (CHOUBERT J.M., 2002). Différents protocoles existent pour déterminer le fractionnement de la DCO des eaux usées, mais aucun n'est reconnu comme une méthode normalisée.

Selon le concept utilisé, nous pouvons regrouper 3 grandes catégories de méthode de fractionnement.

- **Le fractionnement physico-chimique** pour déterminer la fraction soluble totale (S_i et S_s). Le principe suppose que les fractions solubles totales (S_i et S_s) soient différentiables des fractions particulières totales (X_i et X_s) selon leurs propriétés physiques, elles mêmes liées à leur taille.

Levine et al (1985) s'accordent sur les seuils suivants :



Les techniques utilisées en pratique consiste :

- soit à réaliser une filtration sur membrane à 0,45 μm . Le filtrat contient certes une part de X_s (10-30%) à cette porosité mais il y a moins de colmatage qu'à 0,1 μm . (STRICKER, 2000)
- soit à réaliser une phase de coagulation floculation suivie d'une séparation de phase physique. Cependant ces deux techniques physico-chimiques permettent de déterminer seulement la fraction soluble de la DCO.

- **Les tests respirométriques** : la demande en oxygène est mesurée à des intervalles très courts sur un mélange proportionné d'eau usée et de boue pendant plusieurs heures. La comparaison des mesures obtenues permet de déduire le fractionnement de la matière organique carbonée. Cette technique nécessite un équipement automatisé pour contrôler et réguler les conditions expérimentales. Elle a l'avantage d'être rapide (quelques heures) et de ne nécessiter que peu d'analyses chimiques (CHOUBERT J.M., 2002).
- **Le test de biodégradation en réacteur fermé**. Un échantillon d'effluent brut est soumis à une aération continue au sein d'un réacteur. La matière organique est transformée en CO_2 , en biomasse et en matière organique inerte. Les fractions de DCO de l'effluent brut sont calculées à partir des DCO totale et DCO filtrée mesurées au début et en fin de test. La dissociation des fractions solubles et particulières est obtenue moyennant une hypothèse entre biodégradabilité et taille des particules. Une filtration à 0,45 μm permet une séparation acceptable entre ces fractions (STRICKER, 2000).

La technique de dégradation de la DCO n'exige pas un matériel expérimental complexe. Cependant, le délai de l'expérimentation (de l'ordre d'une vingtaine de jours) et le nombre d'analyses chimiques nécessaires sont importants.

II. Présentation du site d'étude et du logiciel de simulation

II-1. Présentation de la Station d'épuration Rosenmeer

II-1.1. Situation de l'installation

La station, mise en œuvre en 1995, est située sur le territoire de la commune de Rosheim. A une trentaine de kilomètres au sud-ouest de Strasbourg. Elle fait partie du Syndicat de Rosenmeer, dans le département du Bas-Rhin. Elle a été conçue pour traiter les eaux usées de trois communes : Bischoffsheim, Rosheim et Rosenwiller, soit un total d'environ 7500 habitants. Le réseau de collecte est de type unitaire. Le rejet de la station aboutit dans le ruisseau du Rosenmeer.

II-2.1. Description de la station

Le traitement des eaux usées est de type boues activées à très faible charge, nitrification, dénitrification avec zone d'anoxie en tête, et traitement physico-chimique du phosphore. La capacité de l'installation est proche de sa charge nominale de 11000 eq-hab.

Elle a été mise en service en 1995. Le maître d'ouvrage est le Syndicat du Rosenmeer. Le maître d'œuvre est le bureau d'études BEREST. Les constructeurs sont la Société France assainissement et l'entreprise Muller pour le génie civil. L'exploitation a été confiée au SDEA.

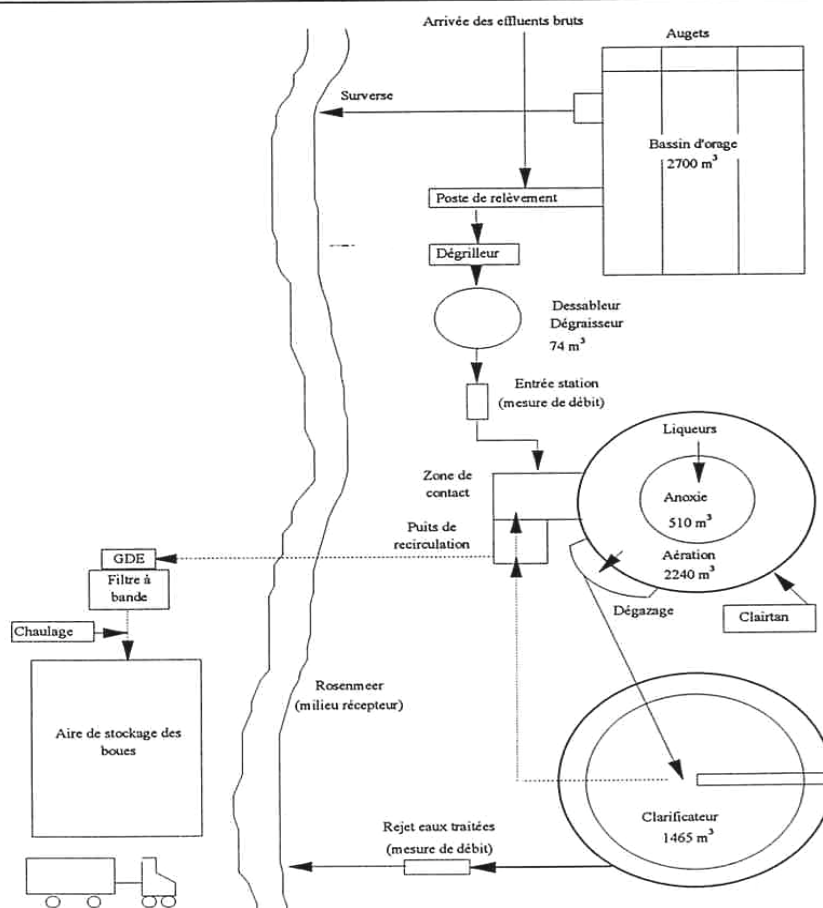


Figure 3 : Schéma de la station d'épuration de Rosenmeer

Le débitmètre d'entrée ne fonctionne pas.

La station comprend :

- Un déversoir d'orage équipé d'une vanne murale et de deux clapets à battants,
- Un poste de relèvement vers le bassin d'orage et vers le réacteur biologique. Le poste de relèvement est circulaire, de diamètre intérieur de 5,50 m et une hauteur latérale de 4,05 m, l'ouvrage est conçu pour recevoir 6 pompes et 1 panier de dégrillage.

-
- Un bassin d'orage rectangulaire d'une capacité totale de stockage de 3000 m³ avec une alimentation par 3 conduites de refoulement séparées
 - Le prétraitement des effluents comprend :
 - Un dégrilleur courbe rotatif avec grille statique de by-pass, l'évacuation des refus se fait par container.
 - Un dégraisseur dessableur combiné, aération fines bulles, raclage automatique des graisses et évacuation vers un container.
 - Une extraction des sables par air-lift, égouttage sur vis sans fin et évacuation vers un container.
 - Une filière de traitement des eaux avec :
 - Une zone de contact, de 83 m³, équipée d'un agitateur à vitesse rapide,
 - Une zone d'anoxie, de 510 m³, équipée d'un agitateur à vitesse rapide,
 - Un bassin d'aération de 2240 m³, équipé d'un dispositif d'insufflation d'air par membrane caoutchouc. L'alimentation en air est réalisée par deux surpresseurs. Ce bassin est équipé d'agitateurs à vitesse lente.
 - Un regard de dégazage des effluents aérés en sortie du bassin d'aération.
 - Un clarificateur muni d'un pont sucé de 26 m de diamètre entre les parois (24,6 m au plan d'eau), de 463 m² de surface et de 2,6 m de hauteur droite, avec raclage des flottants, caniveau de mesure de débit des effluents traités, puits de recirculation des boues secondaires vers la zone de contact par l'intermédiaire de trois pompes.
 - Un poste de recirculation des liqueurs mixtes depuis le bassin d'aération vers la zone d'anoxie par l'intermédiaire de trois pompes.
 - Un poste de déphosphatation physico-chimique par ajout de sel de fer en coprécipitation dans le traitement biologique.
 - Une filière de traitement des boues :
 - Epaissement et déshydratation des boues, sur un ensemble GDE (grille d'épaississement des boues) et filtre à bande, pour obtenir une siccité de 18 ± 2 % hors période de vendanges.
 - Stockage des boues déshydratées sur une aire avec durée de stockage de 10 mois.
 - Epaissement des boues complémentaires par unité de chaulage pour obtenir une siccité de 25 % ± 2 % après 30 minutes.
-

II-2. Logiciel utilisé

II-1.2. Description

Plusieurs logiciels de simulation de STEP existent sur le marché. Il y a WEST (Belge), EFOR (Scandinave), STOAT (Anglais), BLOWIN (Canadien), ASIM (Suisse), SIMBA (Allemand), SIMBA (Français).

Le logiciel GPS-X (Global Purpose System) a comme avantages d'être très puissant et d'une utilisation très conviviale, à condition de maîtriser les différentes possibilités de son fonctionnement. Toutefois, il est en constante évolution selon les besoins du marché. Par ailleurs, son efficacité est liée à l'utilisation d'une grande quantité de données.

Les simulations peuvent être réalisées tant en régime permanent qu'en régime dynamique. A titre d'exemple Makinia a effectué des simulations en régime permanent à partir d'un ensemble de fractionnement d'eaux usées urbaines du nord de la Pologne et les coefficients acquis ont été validés en régime dynamique. (Makinia, 2002).

Dans chaque régime, il est possible de faire des calages, des ajustements, des analyses de sensibilité et de la personnalisation des processus. Le rendement de la nitrification et de la dénitrification sont obtenus pour différentes stations. Le langage de programmation du logiciel utilisé est le fortran et ACSL, Advance Control Simulation (interface java).

Ce logiciel, disponible à l'ENGEES, est utilisé pour des simulations au niveau des travaux de recherche et peut évidemment être appliqué à des études de fractionnement issu des prélèvements recueillis à la station de Rosenmeer. Son fonctionnement en réseau permet une utilisation concertée sur le développement et ajustement des modèles.

II-2.2. Objectifs d'une simulation

- L'anticipation et la prévision devant différents phénomènes possibles : soit naturels, soit artificiels,
- faire des études comparatives pour une aide à la décision ,
- l'analyse et la critique des mesures, la détermination de variables impossibles à mesurer,
- Dans l'étude actuelle on se propose d'évaluer l'impact de la sensibilité des paramètres d'entrée (le fractionnement de la DCO à l'entrée) et observer leurs effets.

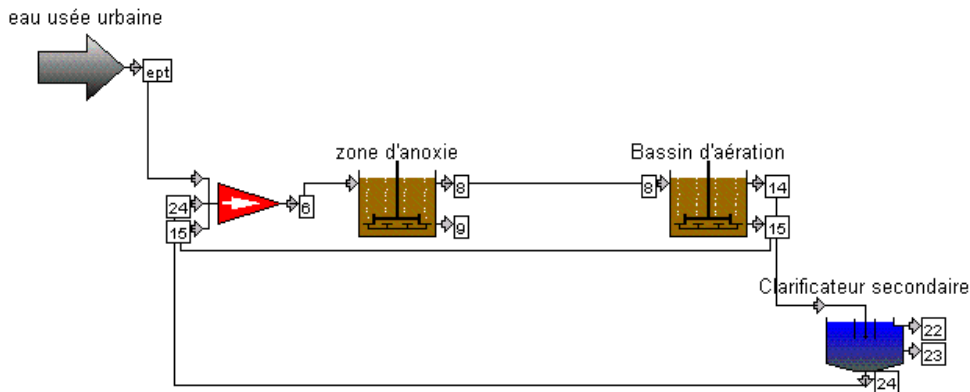


Figure 4 : Schéma de la filière eau de la station du Syndicat de Rosenmeer dans GPS-X.

III. Méthode d'étude et matériels utilisés

III-1. Préparation

III-1.1. Echantillon, prélèvement, matériel utilisé

Le travail antérieur réalisé sur les eaux usées urbaines de la STEP de Rosenmeer par STRICKER est fondé sur deux fractionnements. Nous avons poursuivi cette étude en augmentant le nombre de fractionnements (de 2 à 5). Dans ces conditions, la vérification de la fiabilité et de la robustesse du protocole sont mieux établies.

Les prélèvements sont réalisés à intervalles réguliers dans le préleveur positionné avant le prétraitement, quelques données de l'autosurveillance (débit de sortie) ont complété ces prélèvements.

L'idée est de faire un fractionnement tous les jours de la semaine. Ceci est réalisable, sauf pour le vendredi car cet échantillon est non récupérable le samedi. Donc l'échantillon du vendredi a été remplacé par un autre prélevé le lundi.

Le protocole de fractionnement de la DCO proposé antérieurement (STRICKER, 2000) est référencé sur deux campagnes de 48 heures dans la même station.

Dans notre travail, nous cherchons à améliorer ce protocole de fractionnement établi sur de mesures (dans la même station) :

- Trois campagnes de mesures de 24 heures (lundi, mardi, jeudi) définissant une première série ;
- Deux campagnes des mesures de 24 heures (mercredi, lundi) définissant une deuxième série.

La première série concerne des prélèvements introduits dans 4 réacteurs (tableau 2) Nous avons défini :

- Un brut réalisé du jeudi 10/03/03 de 10h00 au vendredi 11/03/03 à 9h48, échantillon gardé au réfrigérateur et récupéré le lundi 14/03/03 ; il a commencé à pleuvoir au cours de l'après midi du 10/03/03 mais avec une quantité de pluie d'environ 497 à 560 m³/24 h non significative, ce qui permet de considérer le prélèvement comme valable. L'influence de la pluie n'est significative qu'à partir de 600 m³/24h (STRCKER, 2000).
- 1 brut + 1 filtré réalisé du lundi 14/03/03 10h00 au mardi 15/03/03 9h48.

-
- 1 brut réalisé du mardi 15/03/03 10h00 au mercredi 16/03/03 9h48. Pour un total de 3 bruts et un filtré.

Ne disposant que de quatre réacteurs, un seul filtré est disponible et utilisable pour déterminer le rendement apparent, (ρ_a).

$$\rho_a = Y_h * f^r \quad (2)$$

Y_h étant le rendement des hétérotrophes

f^r étant la fraction inerte de la biomasse selon le concept de respiration endogène.

Toutefois il est plus pratique d'utiliser un filtré pour tous les bruts car on peut admettre qu'en période normale l'eau domestique présente des caractéristiques qui conduisent à un filtré présentant un rendement apparent satisfaisant. Ce rendement a été pris comme référence pour calculer les fractions des autres jours et est d'une utilisation plus aisée au moment du fractionnement.

La deuxième série est utilisée pour tester la reproductibilité du protocole prenant en compte le réacteur brut et filtré des deux journées différentes :

Soit du mercredi 21/05/03 à 10h00 au jeudi 22/05/03 à 9h48/ et de lundi 26/05/03 à 10h00 au mardi 27/05/03 à 9h48.

Chaque échantillon a été testé pendant une période de 21 jours. Le prélèvement est réalisé pendant une journée de 24 heures pour tous les réacteurs (R1, R2, R3, ..., R8), à partir de 10h00 jusqu'à 9h48 le lendemain (tableau 2). L'échantillon est préparé au laboratoire en fonction du débit moyen horaire (données acquises de l'autosurveillance). Ces valeurs ont été fournies par la station d'épuration qui est munie d'un débitmètre à la sortie de l'effluent.

Série	Réacteur	Type d'échantillon	Prélèvement Début	Prélèvement Fin
1	R1	Brut	10/04/03. jeudi.	11/04/03. vendredi.
1	R2	Brut	14/04/03. Lundi	15/04/03. mardi
1	R3	Filtré	14/04/03. Lundi	15/04/03. mardi
1	R4	Brut	15/04/03. Mardi	16/04/03. mercredi
2	R5	Brut	21/05/03.mercred i.	22/05/03. jeudi
2	R6	Filtré	21/05/03.mercred i.	22/05/03. jeudi
2	R7	Brut	26/05/03. Lundi.	27/05/03. mardi
2	R8	Filtré	26/05/03. Lundi.	27/05/03. mardi

Tableau 2 : Prélèvements des échantillons à la station d'épuration Rosenmeer.

Comme le débitmètre de la station à l'entrée n'est pas fonctionnel, les prélèvements ont été réalisés avec le préleveur de l'ENGEES avec en mode de temps un intervalle de 12 minutes, c'est-à-dire à 10h00 ; 10h12, 10h24, 10h36, 10h48, soit un total de 5 prélèvements par heure et par flacon, pour un total de 24 flacons ; pendant 24 heures. Ces prélèvements sont apportés au laboratoire pour faire un échantillon de volume global V_g (L) proportionnel au débit. V_g est défini par la relation :

$$V_g = (Q_{1/2 \text{ horaire}} / \sum [Q_{1/2 \text{ horaire}}]) * 14L * 1000mL / 1L \quad (1)$$

avec V_g = Volume global en mL

$$Q_{1/2 \text{ horaire}} = \text{Débit moyenne horaire en m}^3/\text{h}$$

En général V_g est défini pour 14 litres mais il peut être réalisé pour un volume global de 16 L, 18 L, etc, selon les nécessités des analyses.

III-2.1. Préparation du contenu des réacteurs

Cette préparation est effectuée pour déterminer, au temps zéro, les grandeurs physicochimiques suivantes : DBO_5 , NTK, P_T , NH_4 , MES, MVS.

A partir du volume global (V_g), une quantité de 5 litres est prélevée sous vide après agitation et transvasée dans un réacteur d'une capacité de 6L. Il s'agit du réacteur brut.

L'excédent du volume global est laissé au repos pendant 10 minutes, le surnageant est filtré jusqu'à obtenir une quantité de 5 litres placé dans un nouveau réacteur. Ceci constitue le réacteur filtré. Cette filtration est mise en œuvre en utilisant d'abord des filtres en fibres de verre de porosité grossières d'environ $2\ \mu m$ puis des filtres en fibres de verre Whatmann GF/C (pores de $1,2\ \mu m$ de diamètre).

Tous les filtres sont prélevés par de l'eau ultrafiltrée puis par l'échantillon à filtrer pour minimiser le risque de contamination des échantillons par relargage de DCO, en conformité avec le protocole. En effet, en l'absence de pré lavage, la cascade de filtrations peut ajouter jusqu'à $30\ mg/l$ de DCO lors de filtration finale effectuée avec des filtres de porosité $1,2\ \mu m$ (STRICKER, 2000).

Des prises d'essai de 300 ml tirés de chaque réacteur sont utilisées pour l'analyse au temps zéro de la DCO, DCO totale, DCO filtrée ($1,2\ \mu m$), DCO filtrée ($0,45\ \mu m$).

Nous avons utilisé les mêmes protocoles de pré lavage que ceux décrits par STRICKER dans la référence (STRICKER, 2000).

III-3.1. Installation des réacteurs

Le schéma de l'installation expérimentale pour un couple de réacteurs est indiqué en figure 5.

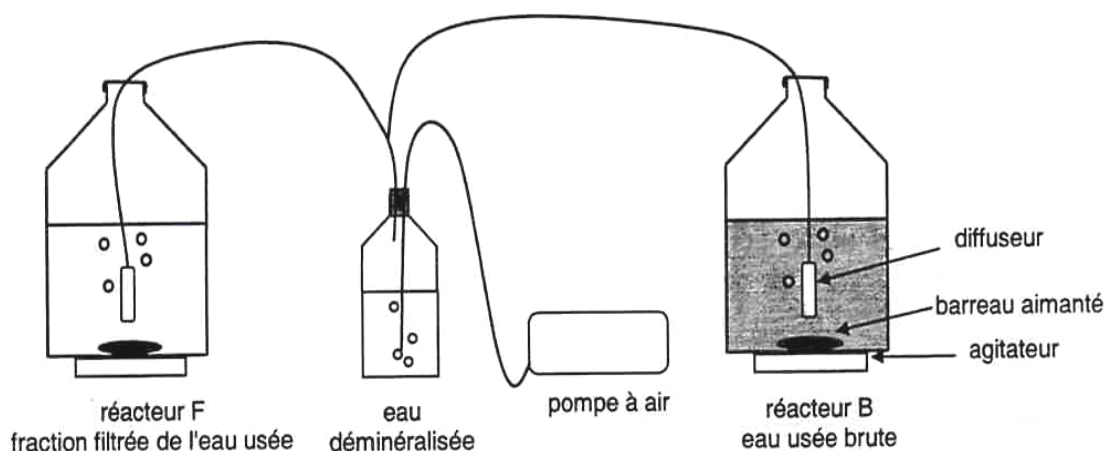


Figure 5 : Installation des réacteurs



Figure 6 : Situation réelle de l'installation des réacteurs brut et filtré.

Chaque réacteur a été placé sur un agitateur magnétique (Sartorius). La vitesse de rotation n'a pas été constante pendant les 21 jours, et parfois insuffisante pour éviter que de la matière organique ne se colle sur les parois. Cependant l'agitation pour éviter la formation et des dépôts de particules supérieures à quelques mm (débits de biomasse enchevêtrés), reste insuffisante pour provoquer la déstabilisation du barreau aimanté.

Tous les réacteurs ont étéensemencés avec 5 mL de boue activée provenant du bassin d'aération de la station. La DCO ainsi ajoutée est négligeable devant la DCO de l'affluent :

$$\Delta DCO = \frac{DCO \text{ boue} \times V \text{ boue}}{V_{\text{réacteur}}} = \frac{3355 \times 5 \cdot 10^{-3}}{5} = 3,4 \text{ mg/L} \quad (3).$$

Avec $DCO_{\text{boue}} = DCO \text{ de la boue}$

$V_{\text{réacteur}} = \text{Volume du réacteur}$

$V_{\text{boue}} = \text{Volume de la boue}$

De l'air est injecté dans chaque réacteur à travers des diffuseurs en céramique à l'aide de compresseurs d'aquarium. Le circuit comporte une étape de bullage dans l'eau ultrapure afin de charger l'air en humidité et de limiter l'évaporation provoquée dans les réacteurs. Le débit d'air est régulé par des pinces à vis placées sur des tuyaux souples (pinces de Mohr).

L'aération doit être suffisante pour éviter que l'oxygène ne devienne un facteur limitant d'une part, mais pas trop importante pour éviter d'élever le pH au-dessus de 8,5. En effet, le bullage provoque un dégazage du CO₂ dissous, ce qui déplace l'équilibre calco-carbonique dans le sens d'une diminution de l'acidité. Au cours de l'expérience, des contrôles du pH, de la quantité de O₂ sont effectués permettant de maintenir un état stationnaire.

De même, les réacteurs sont recouverts de parafilm pour éviter des pertes dues à l'évaporation. Le niveau du liquide dans chaque réacteur est repéré par un trait de marqueur (agitation arrêtée) afin de détecter une éventuelle évaporation.

L'auteur de la référence (STRICKER, 2000) propose en cas d'évaporation significative, de compléter le volume avec de l'eau ultrafiltrée avant le prélèvement suivant. Néanmoins, cette procédure pourrait produire une diffusion significative au moment de la mesure de la DCO des jours suivants. Ce cas n'a pas été observé dans notre étude.

III-2. Suivi du test

Le protocole propose de vérifier en continu les valeurs de la température, du pH et de l'oxygène.

La régulation de la température est importante uniquement lorsque nous cherchons à évaluer des mesures cinétiques (nitrification).

Selon le protocole le pH peut varier entre 6 et 8 . si le pH diminue il faut ajouter du Na₂CO₃ à 0,5 mol/L. Si le pH augmente, il suffit de diminuer l'aération.

Concernant l'oxygène, le protocole prévoit un minimum de 4 mg/L d'oxygène.

III-3. Prélèvements pour la réalisation des analyses.

En vue de calculer les fractions de l'affluent, des échantillons sont prélevés dans les réacteurs en début de test (jour 0), au cours de la période intermédiaire (j6, j8, j10, j14) pour suivre l'évolution de certains paramètres. Puis, plusieurs fois en fin de test (jours 15 et 21).

Des prélèvements d'environ 300 mL ont été opérés dans les réacteurs par siphonnage, en agitation constante et après avoir mélangé manuellement les réacteurs pour enlever d'éventuelles quantités de matières en suspension ou/et collées sur les parois. Le tuyau de siphonnage de 1,5 cm de diamètre garantit la représentativité des échantillons en MES.

Sur chaque prélèvement, la DCO totale, et la DCO filtrée à 1,2 μm (également à 0,45 μm les jours 6, 8 et 14) sont analysées. Ces analyses sont réalisées en triplicat. Chaque fois les filtres sont prélevés d'abord avec de l'eau ultrafiltrée et ensuite avec l'échantillon.

Les méthodes analytiques utilisées sont présentées dans l'annexe 2.

III-4. Evolution de la DCO dans les réacteurs et calculs des fractions

Lors du lancement du test à t_0 , l'expression de la DCO dans le réacteur B est présenté sur la figure 7:

Réacteur d'eau brute :

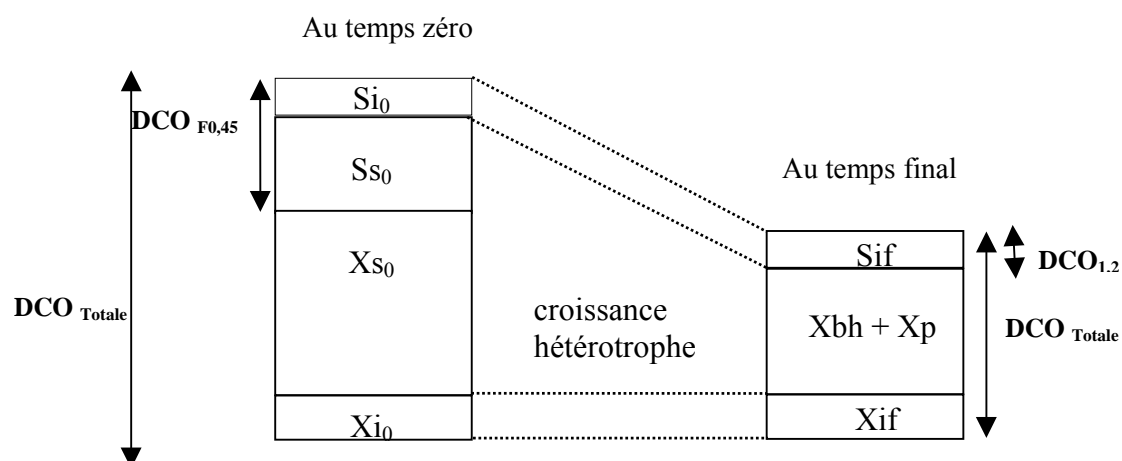


Figure 7 : Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut entre le prélèvement initial et final

On suppose que la fraction X_{i0} est égal à la fraction X_{if}

$$DCO_T(t_0) = S_{s0} + S_{i0} + X_{s0} + X_{i0} \quad (4)$$

$$DCO_{F0,45}(t_0) = S_{s0} + S_{i0} \quad (5)$$

En effet on suppose que la filtration à 0,45 μm permet de séparer les composées solubles (S_{s0} et S_{i0}) (STRICKER, 2000)

A la fin du test à t_f , l'expression de la DCO résiduelle dans le réacteur B est :

$$DCO_{Tt_f} = S_{if} + X_{if} + \rho_a (S_{s0} + X_{s0}) \quad (6)$$

ρ_a = rendement apparent de conversion de DCO dégradable ($S_{so} + X_{so}$) en DCO particulaire composée de biomasse active, bactéries hétérotrophes (X_{bh}) et bactéries mortes (X_p).

Le rendement apparent on l'obtient à partir du réacteur filtré (figure 8).

On rappelle comme une première approximation que S_{io} est égal S_{if} , et comme une deuxième approximation que X_{io} est égal à X_{if} . Cela signifie que l'on néglige la production de fraction inerte (soluble et particulaire) issue de la lyse bactérienne = cellules mortes.

Réacteur d'eau filtrée à 1,2 μm :

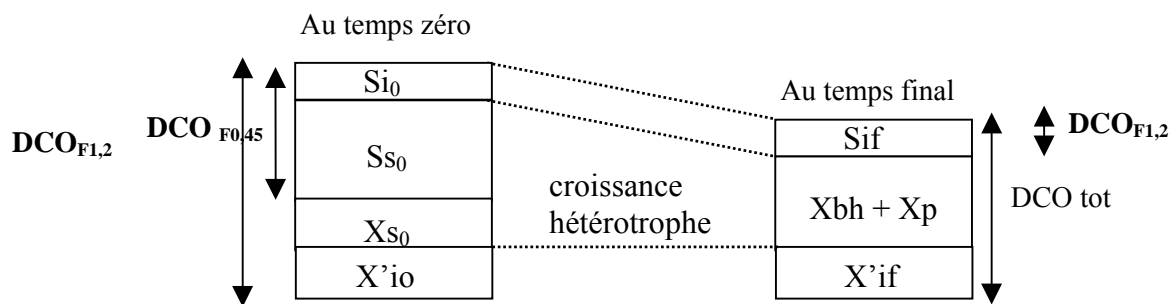


Figure 8 : Evolutions de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut filtre entre le prélèvement initial et final

Donc, pour déterminer les fractions de la DCO à partir des réacteurs nous avons utilisé les suivant relations :

$$S_{io} = DCO_{F0,45}(tf) = DCO_{F1,2}(tf) \quad (7)$$

$$S_{so} = DCO_{F0,45}(to) - S_{if} \quad (8)$$

$$X'_{so} = \{ [DCO_T(to) - DCO_T(tf)] / [1 - \rho_a] \} - S_{so} \quad (9)$$

$$X'_{io} = DCO_T(to) - S_{if} - S_{so} - X'_{so} \quad (10)$$

Le protocole original ne prend pas en compte la fraction particulaire inerte. Cet fraction ne peut pas être négligé car une partie de elle passera le filtre 1,2 μm . En plus il aura de la production de cette partie à l'intérieur du réacteur, donc il faut pas le négliger d'une façon drastique.

On suppose comme une première approximation que S_{io} est égal à S'_{if}

Après 21 jours de test on peut obtenir la valeur du rendement apparent du réacteur F qui contient l'affluent filtré

$$\rho_a = \frac{DCO_T(tf) - DCO_{F1,2}(tf)}{DCO_{F1,2}(to) - S_{io}} \quad (11)$$

III-5. Hypothèses prises en compte

On va suivre les hypothèses proposées pour le protocole pour l'étude en question. Les hypothèses du protocole sont les suivantes:

- La fraction de biomasse vivante de l'affluent peut être incluse dans X_{so}
- Le rendement ρ_a a la même valeur à la fin du test dans les 2 réacteurs (brut et filtré).
- La filtration à 0,45 μm permet une séparation acceptable entre S_{so} et X_{so} .
- La filtration à 1,2 μm permet une séparation acceptable entre S_{if} et X_{if} .
- La production de S_p (produits microbiens solubles inertes) dans les réacteurs est négligeable devant S_{io} , cette dernière hypothèse est valide par Orthon, dont il a étudié l'effet de la production de produits microbiens solubles inertes (S_p) dans les eaux résiduelles. Il a trouvé que la quantité de produits microbiens solubles inertes est importante que pour les eaux résiduelles industrielles. (Orthon, 1999).

IV. Résultats et analyse des résultats

IV-1. Résultats sur le fractionnement

IV-1.1. Suivi du test

Pendant les 21 jours, le relevé des valeurs de pH, de la température et de l'oxygène dissous permet de suivre la bonne marche du test.

- pH : Même si la plage du pH se situe entre 6,0 et 8,0 selon le protocole, certaines valeurs entre 7,2 et 8,5 ont été prises en compte. De même le protocole préconise de réduire le débit d'aération ; dans certains cas le réglage n'a pas permis de baisser le pH en dessous de 8,0. Néanmoins, nous avons considéré comme acceptables les valeurs de pH, inférieures à 8,5.
- Température : Dans les quatre réacteurs de la première série au début du test (à partir du deuxième jour) la température augmente; ensuite elle se stabilise entre 25°C et 35,0°C. Les variations sont similaires pour les quatre réacteurs de la deuxième série. Les agitateurs dégagent de la chaleur. La température dans les réacteurs a été inférieure à la température de la pièce de quelques degrés en cette période estivale où les températures extérieures ont été de 17°C à 38°C.

Les réacteurs ont été agités manuellement au minimum deux fois par jour, afin de remettre en suspension des dépôts formés sur les parois, malgré l'agitation continue.

La figure 9 représente l'évolution des trois paramètres mesurés tous les jours pendant 21 jours. Les graphes correspondant aux mesures effectuées dans les autres réacteurs sont représentés en annexe 3.

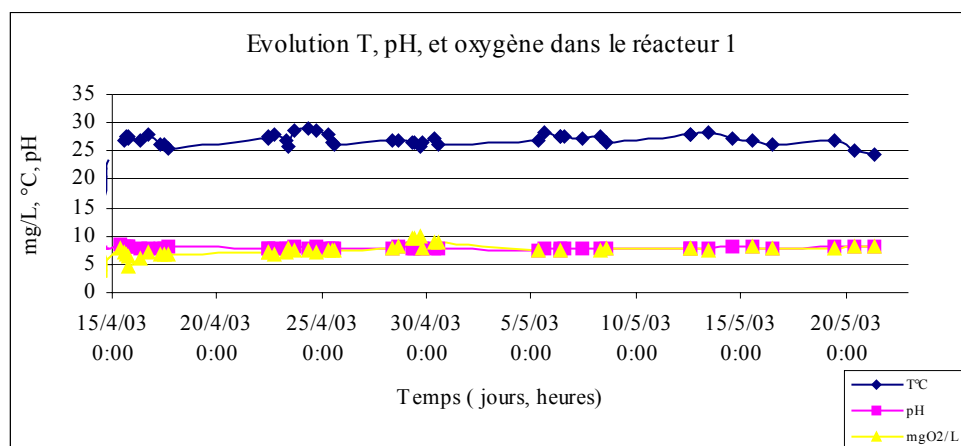


Figure 9 : Evolution de la Température, du pH et de l'oxygène dans le réacteur 1

Nous représentons dans le tableau 3 les écarts mesurés pour les paramètres étudiés lors du suivi de chaque réacteur.

	R1-B	R2-B	R3-F	R4-B	R5-B	R6-F	R7-B	R8-F
T°C	9,70 - 29,00	15,00 - 29,50	20,00 - 30,00	13,90 - 30,60	18,70 - 33,60	18,80 - 31,70	20,40 - 34,00	20,90- 35,00
PH	7,60 - 8,37	7,58 - 8,40	7,77 - 8,50	7,20 - 8,40	7,7- 8,12	7,39 - 8,25	7,35 - 8,29	7,38 - 8,34
mgO ₂ /L	2,72 - 9,98	1,20- 9,38	2,00 - 9,78	0,44 - 9,60	6,72 - 7,70	6,55 - 8,80	3,15 - 8,60	6,79 - 9,16

Tableau 3 : Ecart de température, de pH et de mgO₂/L au cours du suivi de réacteurs.

IV-2.1. Evolution de la DCO dans les réacteurs et fractionnement

Nous avons vérifié qu'à partir du 8^{ème} jour, la DCO_{F1,2} est égale à la DCO_{F0,45} (figure 10). Nous choisissons de le montrer avec la représentation du réacteur 4 où cette égalité est bien représentée. Les autres égalités sont disponibles dans l'annexe 4.

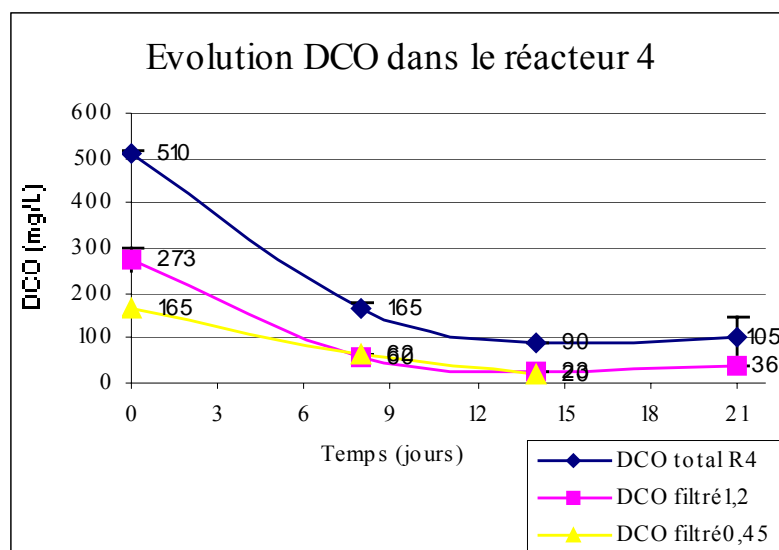


Figure 10 : Evolution de la DCO dans le réacteur 4

Les graphiques d'évolution de la DCO en fonction du temps montrent que les données sont reproductibles et conduisent à une interprétation fiable permettant de valider la représentativité du protocole. Cette affirmation est vérifiée dans les graphiques présentés en annexe 4.

Dans tous les réacteurs étudiés, la DCO se stabilise à partir du 15^{ème} jours, cependant pour obtenir la valeur du rendement apparent nous devons attendre le 21^{ème} jour pour que sa valeur soit acceptable au moment de calculer la fraction lentement biodégradable (X_s) (figure 10). Les figures suivantes qui présentent l'évolution de la DCO sont disponibles au annexe 3.

Nous trouvons que la minéralisation des réacteurs brut et filtré n'est pas la même à la fin du test. Les valeurs de minéralisations obtenues pour les trois couples de réacteurs brut et filtré s'ont minéralisé entre 75% et 85% pour le cas de l'effluent brut, et entre 88% et 97% pour les réacteurs filtrées. L'analyse a été fait avec les résultats obtenues des graphiques présentés dans l'annexe 4.

Les valeurs mesurées de la DCO sont valables parce que les écarts de mesures ne sont pas significatifs. Ces affirmations peuvent être vérifiées en regardant les graphiques de l'annexe 3 qui montrent les écarts de mesure pour chaque point. Dans plusieurs cas l'écart de mesure est nul, ce qui nous emmène à accepter les résultats obtenus pour la DCO.

De plus, nous avons calculé les incertitudes liées à la concentration en DCO mesurée. Nous le présentons dans le graphique suivant :

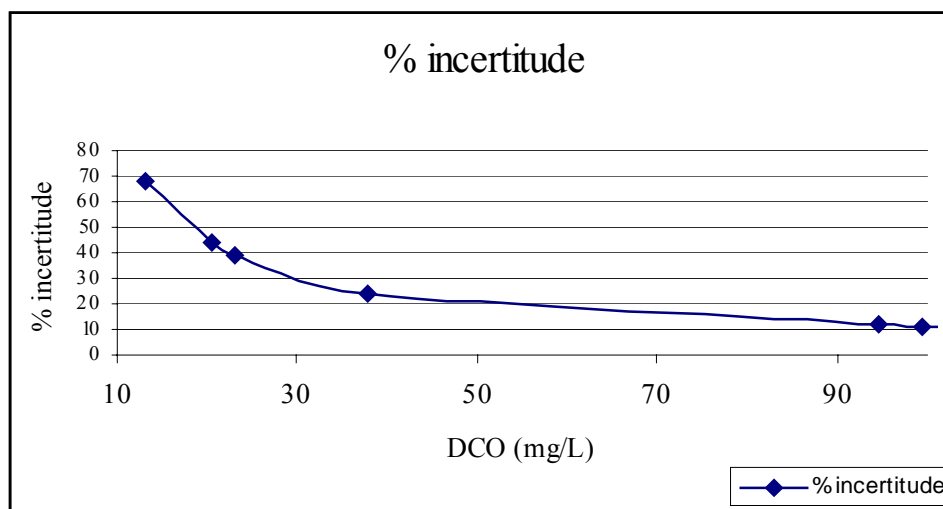


Figure 11 : Pourcentage expérimental d'incertitude analytique sur la DCO en fonction de sa concentration.

Les causes de dispersion dans la mesure de la DCO tiennent essentiellement :

- aux erreurs de manipulation d'une part
- d'autre part à la confection des prises d'essai : la fraction de la DCO due aux matières solubles se retrouve de manière identique dans les différentes prises d'essai, par contre, la fraction de DCO due aux matières en suspension peuvent se répartir différemment d'une prise à l'autre.(ALBERT, 2001).

Notre calcul d'incertitude est adapté au protocole réalisé pendant l'étude, avec les précisions des appareils utilisés.

Dans la figure 11, on trouve pour une concentration de 40 mg/L de DCO, une incertitude de 22 % et pour 110 mg/L de DCO, une incertitude de 11,2 %. De toute façon on a fait les analyses en triple pour lisser les résultats comme c'est conseillé par les différents auteurs. En plus il faut rappeler que la norme avec laquelle on a travaillé (NF T90-101) place le seuil de détection de la méthode à 30 mg/L.

Voir détaillées dans l'annexe 7.

Nous observons que dans les graphiques de fractionnement de la DCO des quatre premiers réacteurs, à partir du j14 les fractions ne varient pas trop. Le test aurait pu être terminé au jour 15 ou même avant. Pour vérifier cette affirmation dans les réacteurs suivants, on a pris une valeur entre les jours 6 et 14 dans les réacteurs 5, 6 7 et 8. Nous avons trouvé effectivement que la variance des résultats du fractionnement n'as pas été trop importante à partir de 12^{ème} jour pour les réacteurs 5 et 6 et à partir du 10^{ème} jour pour les réacteurs 7 et 8. Pour aboutir à cette conclusion on a analysé la figure 12 et les graphiques de l'annexe 6.

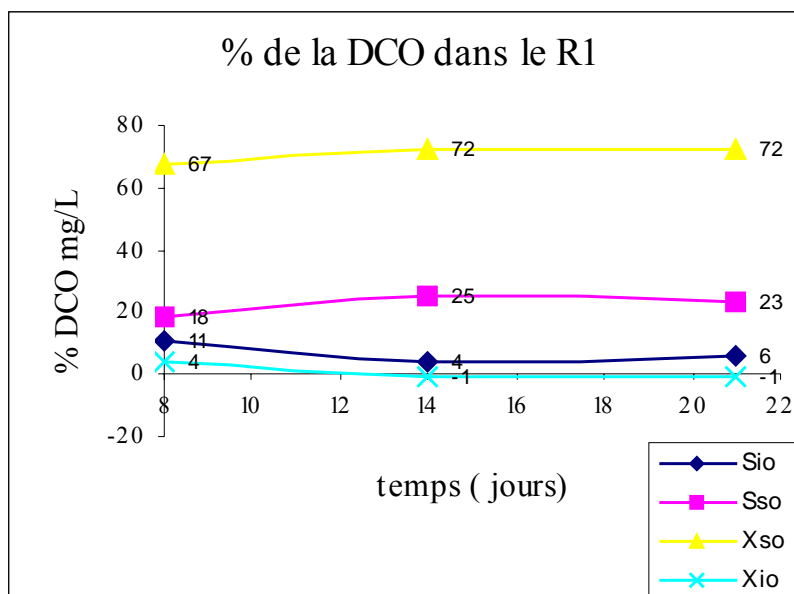


Figure 12 : Pourcentage de fractionnement de la DCO dans le réacteur 1

Les résultats de fractionnement correspondent aux rapports présentés dans la littérature pour les parties rapidement biodégradable (Ss) avec une moyenne de 28%, inerte soluble (Si) avec une moyenne de 5%, particulaire biodégradable (Xs) avec une moyenne de 69% et particulaire inerte (Xi) avec une moyenne de -2 %. Les résultats de fractionnement sont montrés dans le tableau 4. Pour mieux visualiser les fractionnement on peut aller en annexe 6. Lors du fractionnement nous calculons en dernier lieu la fraction Xi et dans notre étude celle-ci présente des résultats négatifs. Ceci n'est pas physiquement acceptable, par conséquent nous avons supposé que cette fraction était nulle. L'effluent étudié serait donc représenté par seulement trois fractions (Ss, Si et Xs). Ce résultat peut provenir d'une valeur excessive donnée à Xs (intervention du rendement ρ_a) et porte à interrogations sur la façon de déterminer Xs à partir du rendement apparent.

	R1	R1	R2/R3*	R2/R3*	R4	R4	R5/R6*	R5/R6*	R7/R8*	R7/R8*
	DCO (mg/L)	%	DCO (mg/L)	%	DCO (mg/L)	%	DCO (mg/L)	%	DCO (mg/L)	%
Si	29	6	19	4	36	7	14	3	22	5
Ss	107	23	149	28	129	25	164	36	123	28
Xs	335	72	374	70	337	66	283	61	312	69
Xi	-6	-1	-7	-1	8	2	0	0	-44	-2

*Echantillon d'une même journée

Tableau 4 : résultats du fractionnement de chaque réacteur.

IV-3.1. Méthode de coagulation floculation

Afin de vérifier la valeur de la fraction soluble, nous proposons d'étudier un nouveau protocole basé sur la méthode de coagulation-floculation.

Le protocole propose de remplacer la filtration pour la méthode de coagulation - floculation au moment de déterminer la DCO. Cela nous permet d'avoir une meilleure séparation des parties soluble et particulaire, une meilleure élimination de la fraction colloïdale de Xs, donc de meilleures estimations de Ss. De plus nous éliminons le risque de relargage de la DCO par les filtres. Mamais a obtenu des valeurs pour la DCO soluble avec la méthode physico-chimique. Il affirme que les particules colloïdales et particulaires sont éliminées par coagulation - floculation, donc il n'y a que de la DCO soluble (Ss + Si) dans le surnageant. Il reste néanmoins une partie colloïdale dans le surnageant. Donc pour séparer totalement la partie colloïdale de la DCO, il a filtré le surnageant à 0,45 μm . Il est remarquable qu'il a validé ses analyses avec une méthode biologique. Ses résultats sont montrés dans le tableau 4 (Mamais, 1993).

Par ailleurs, Carruci ; a travaillé pour la détermination de la fraction soluble avec deux méthodes : respirométrie et la méthode physico-chimique. D'accord a ses résultats (tableau 4), il affirme que dans la fraction soluble déterminé par la méthode physico-chimique peut avoir une petite quantité de la fraction particulaire biodégradable. Ses résultats sont montrés dans le tableau 4. (CARRUCI, 1999)

DCO totale (mg/L)	DCOfloc _{0,45} μ m = Ss + Si (mg/L)	Ss (mg/L)	Si (mg/L)	Auteur
122	98,5	31,5	37,0	Mamais, 1993
105	84,0	32,0	52,0	Mamais, 1993
799	125	97	28	Roeleveld, 2002
520	60	30	30	Okutman, 2001
313	66	47	19	Carruci, 1999

Tableau 5 : Valeurs de DCO provenant de la méthode physico-chimique.

Pour vérifier les valeurs du fractionnement de la DCO nous avons travaillé sur trois échantillons de trois journées différentes de 24 heures. Cependant, il a plu à partir de la nuit de la 2^{ème} journée mais nous avons tout de même considéré les échantillons comme des prélèvements de temps sec. En effet, la quantité de pluie tombée n'a pas été significative. On peut le corroborer en regardant les DCO des autres journées étudiées (toutes les DCO se ressemblent entre elles).

On a suivi la méthode physico-chimique comme l'a fait Mamais, en filtrant le surnageant avec des filtres de 0,45 μ m.

On trouve une différence entre la DCO filtré à 0,45 μ m et la DCO floculé de 11% à 30% ce qui est corroboré par Mamais. En plus on a trouvé de 13% à 21% de partie colloïdale dans la DCO filtré à 0,45 μ m.

Date échantillon	DCO totale (mg/L)	DCO _{F0,45} (mg/L)	DCO _{ad2} (mg/L)	DCO _{floc} (mg/L)	DCO _{flocF0,45} (mg/L)	DCO _{coll} (mg/L)
10/06/03	249	93	241	83	72	158
11/06/03	604	119	306	103	89	203
12/06/03	558	83	186	58	46	128

Tableau 6 : Résultats de la DCO par la méthode physico-chimique contenant de l'effluent brut de la station d'épuration du Syndicat de Rosenmeer.

Pour affiner la mesure sur la fraction soluble, on peut donc soit diminuer de 10% à 30% la DCO filtré à 0,45 μm , soit déterminer la partie soluble avec la méthode physico-chimique qui paraît plus sûre malgré qu'elle soit plus lente que la filtration directe sur les filtres de 0,45 μm .

IV-2. Résultats des simulations

Pour évaluer la sensibilité des données renseignées dans le logiciel, nous avons fixé à l'entrée de la station les paramètres comme la DCO, NTK, N-NH₄, le débit de l'effluent brut, et le débit de recirculation du bassin d'aération au bassin d'anoxie. Ensuite on a mis les résultats du fractionnement réalisé avec le protocole amélioré.

Le logiciel GPS-X travaille avec des coefficients qui font une relation entre les valeurs du fractionnement. Ces relations sont montrées dans le suivant tableau. Dans ce tableau on montre aussi les données rentrées dans le logiciel. Les résultats des simulations sont présentés dans l'annexe .

coefficient	Définition dans GPS-X	R1	R2	R4	R5	R7
Ivt	MVS / MES	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
Frscod	(ss + si) / DCO totale	0,29	0,31	0,32	0,39	0,35
Frsi	Si / (Ss + Si)	0,21	0,11	0,22	0,08	0,15
FrXs	Xs / (Xs + Xi)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Icv	(Xs + Xi) / MVS	2,33	2,61	2,45	2,04	1,50
Frbdo	DBO ₅ / DBO _u	0,31	0,41	0,40	0,38	0,33

Tableau 7 : coefficients utilisées pour fractionner la DCO totale de l'effluent brut pendant les simulations.

	DCO filtré = (Ss + Si) / DCOtotale entré	DCO filtré = (Ss + Si) / DCOtotale sortie	Abattement %	DBO filtré = DBO ₅ /DBO _U	DBO filtré = DBO ₅ /DBO _U	Abattement %
		scod			sbod	
R1	134.85	30.12	77.7	34.09	1.18	97.04
R1 avec fractions de R2	144.15	17.63	87.8	52.60	1.17	97.77
R1 avec fractions de R4	148.8	34.51	76.8	46.42	1.18	97.45
R1 avec fractions de R5	181.35	16.24	91.0	63.40	1.14	98.2
R1 avec fractions de R7	162.75	26.17	83.9	47.03	1.16	97.53

Tableau 8 : Grandeurs simulées dans le logiciel GPS-X et son analyse de sensibilité.

Les fractionnement est sensible à la DCO soluble car si on augmente ses fraction en 34,5% on aura une augmentation de 17% de la performance de la station d'épuration, mais il n'est pas sensible à la fraction biodégradable (DBO₅/DBO_U). Nous avons vérifié l'antérieur affirmation en augmentant cette dernière fraction 22,5% et on a eu que la performance de la station d'épuration à augmente 1,2%.

CONCLUSION

L'étude effectuée sur la station de Rosenmeer a permis de réévaluer le protocole de fractionnement de la DCO proposé par STRICKER.

Le protocole est sensible à l'hypothèse de rendement apparent. Cette hypothèse prend en compte le fait de que le rendement apparent est supposé avoir la même valeur à la fin du test dans les réacteurs brut et filtré. Nous considérons comme non valable cette affirmation car en pratique, sur nos essais, ces deux réacteurs n'atteignent pas le même degré de minéralisation à la fin du test. Les valeurs de minéralisations obtenues pour les trois couples de réacteurs brut filtré sont comprises entre 75% et 85% pour le cas de l'effluent brut, et entre 88% et 97% pour les réacteurs filtrés.

Le protocole fait aussi l'hypothèse que la filtration à 0,45 μm permet une séparation acceptable de la partie soluble, alors qu'au niveau des essais par coagulation nous constatons que 12 à 25% de la DCO du filtrat 0,45 μm correspond en fait à des matières colloïdales ou particulaires qui traversent le filtre.

La procédure de fractionnement proposée par STRICKER a été développée et appliquée sur 5 journées de 24h en période de temps sec. Nous avons alors obtenu des valeurs de la fraction facilement biodégradable (Ss) comprise entre 23% et 36% de la DCO totale de l'effluent brut, avec une moyenne de 28%. La fraction particulaire biodégradable (Xs) comprise entre 61% et 72% de la DCO totale de l'effluent brut, avec une moyenne de 69%. La fraction particulaire soluble inerte (Si) comprise entre 3% et 7% de la DCO totale de l'effluent brut, avec une moyenne de 5%. La fraction particulaire inerte (Xi) comprise entre -44% et 8% de la DCO totale de l'effluent brut, avec une moyenne de -2%. Lors du fractionnement nous calculons en dernier lieu la fraction Xi et dans notre étude celle-ci présente des résultats négatifs. Ceci n'est pas physiquement acceptable, par conséquent nous avons supposé que cette fraction était nulle. L'effluent étudié serait donc représenté par seulement trois fractions (Ss, Si et Xs). Ce résultat peut provenir d'une valeur excessive donnée à Xs (intervention du rendement pa) et porte à interrogations sur la façon de déterminer Xs à partir du rendement apparent.

Les valeurs correspondant aux fractions S_s, S_i et X_s semblent cohérentes avec celles typiques des caractéristiques des eaux usées domestiques trouvées dans la littérature.

La représentativité du fractionnement a été vérifiée sur 5 journées de 24 heures de temps sec. Même si les concentrations dans les eaux résiduaires urbaines varient entre une station et l'autre, le résultats de fractionnement ont tendance à être similaires pour toutes les eaux résiduaires domestiques.

Les résultats du protocole ont été utilisés pour modéliser la station de Rosenmeer, à partir du modèle ASM n°1 et du logiciel GPS-X. Différentes simulations ont été ainsi mises en œuvre afin d'évaluer la sensibilité du fractionnement de la DCO sur la prévision des performances de traitement par le modèle ASM1.

Une autre source d'écart entre résultats de simulation et valeurs mesurées sur site provient des incertitudes liées à la méthode analytique de détermination de la DCO.

La méthode analytique de mesure de la DCO utilisé est en effet sensible à la concentration de DCO présente dans les échantillons à analyser. L'incertitude sur la valeur obtenue augmente avec la diminution de la concentration. Plus les concentrations en DCO seront faibles dans l'effluent brut et plus l'incertitude sur les valeurs obtenues pour le fractionnement sera donc élevée. Ceci est validé avec les résultats obtenus. Nous avons trouvé pour une concentration de 40 mg/L de DCO, une incertitude de 18,5 % et pour 110 mg/L de DCO, une incertitude de 11,2 %.

Perspectives d'approfondissement :

Pour notre étude nous avons considéré uniquement l'effluent brut en temps sec. Il conviendrait donc également de poursuivre la caractérisation des effluents en périodes plus complexes, notamment pour des événements pluvieux et/ou en période de vendange.

Il aurait été également intéressant d'étudier l'évolution du fractionnement de la DCO dans les différents ouvrages d'une station à boues activées, comme les bassins d'anoxie, d'aération, et le clarificateur, ceci afin de comparer les résultats obtenus expérimentalement avec les valeurs prévues par GPS-X dans les mêmes conditions.

Il serait aussi enrichissant de mener une étude du même type sur une autre ou plusieurs autres stations et de comparer les résultats obtenus.

Afin d'aboutir à notre objectif de prévision du fonctionnement de la station dans différentes conditions d'alimentation, il serait également nécessaire de réaliser des études pour déterminer des paramètres cinétiques qui interviennent de manière importante dans le modèle. Une des applications finales prévue sera alors de prévoir, à partir de mesures effectuées à la réception d'une station, quelle seront ses performances quand la charge nominale sera atteinte.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) CARRUCI A., ROLLE E., SMURRA P. **Management optimisation of a large wastewater treatment plant**, Wat. Sci. Tech. vol 39, n°4, 1999, p. 129-136.
- (2) CHOUBERT J. M. **Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température**. Thèse de doctorat, Ecole doctorale : Sciences pour l'ingénieur, discipline : Génie de procédés, Université de Strasbourg I, 2002, 190 p.
- (3) DROLKA M., PLAZL I., KOLOINI T., **The results of mathematical model and pilot plant research of wastewater treatment**, Chem. Biochem. Eng. Q. vol. 15, n°2, 2001. p. 71-74.
- (4) HENZE M., **Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes**, Wat. Sci. Tech. Vol. 25, n° 6, 1992. p. 1-15.
- (5) HYDROMANTIS. **GPS-X Manual de reference**. (GPS-X version 4.02). Hydromantis, Canada, décembre 2001.
- (6) IWA Task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment., **Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3**, Scientific and Technical Report N°9, 2000, 121 p., ISBN 1-900222-24-8.
- (7) KAPPELER J., GUJER D., **Estimation de Kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling**, Wat. Sci. Tech. Vol. 25, n° 6, 1992. p. 125-139.
- (8) MAKINIA J., SWINARSKI M., DOBIEGALA E., **Experiences with computer simulation at two large wastewater treatment plants in northern Poland**, Wat. Sci. And Tech. Vol 45, n° 6, 2002. p. 209-218.

-
- (9) MAMAIS D., JENKINS D., PITT P., **A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater.**, Wat. Res. Vol 27. N° 1. 1993. p. 195-197.
- (10) MINO T. SAN PEDRO D.C., YAMAMOTO S., MATSUO T. **Application of the IAWQ activated sludge model to nutrient removal process.** Wat. Sci. and Tech. Vol. 35, n° 8. 1997. p. 111-118.
- (11) ORTHON D., ÇOKGÖR UBAY E., SÖZEN S., **Experimental basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewater.**, Wat. Sci. and Tech. Vol. 39, n° 1. 1999. p. 87-95.
- (12) ORTHON D., KARAHAN Ö., SÖZEN S., **The effect of residual microbial products on the experimental assessment of the particulate inert COD in wastewater.**, Wat. Res. Vol. 33, n° 14, 1999. p. 3191-3203.
- (13) ORTHON D., OKUTMAN D., **Respirometric assessment of residual organic matter for domestic sewage.**, Enzyme Microbial Technology. vol. 6271. 2003. p. 1-7.
- (14) ROELEVELD P.J., LOOSDRECHT, **Experience with guidelines for wastewater characterisation in Netherlands**, Wat. Sci. Tech., vol 45, n° 45, 2002, p. 77-87
- (15) SPERANDIO M. **Développement d'une procédure de compartimentation d'une eau résiduaire urbaine et application a la modélisation dynamique de procédés à boues activées.** Thèse de doctorat, discipline : Génie de procédés, Institut National des sciences appliquées de Toulouse, 1998, 187 p.
- (16) STRICKER A. E. **Application de la modélisation à l'étude du traitement de l'azote par boues activées en aération prolongée : comparaison des performances en temps sec et en temps du pluie.** Thèse de doctorat, Ecole doctorale : Sciences pour l'ingénieur, discipline : Génie de procédés, Université de Strasbourg I, 2000, 270 p. Trabajado
-

-
- (17) **Cas typique d'application du GPS-X dans Sud-Amerique.**
<<http://www.eppm.com/servicios/Saneamiento/San%20Fernando/sanferna.htm>>
Importante ?
- (18) **JEPPSSON U. A Général description du modèle pour boues activées IAWQ n°1.**
Dept of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology,
Sweden. <<http://www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf>>
- (19) **What's GPS-X ?**
<<http://www.mpassociates.gr/software/environment/gpsx/index.html>> Information de
GPS-X
- (20) **WENZEL MC, MBEWE A., LAKAY MT, EKAMA GA , Batch test for
Characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters , Water SA.**
Vol. 25 N° 3. 1999. p 327-335.

ANNEXES

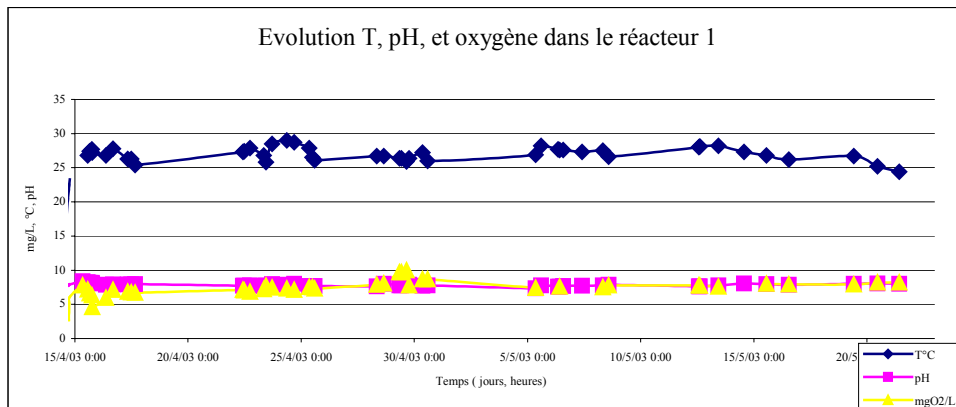
Annexes I Matrice des équations du modèle ASM n°1.	52
Annexes II. Méthodes analytiques utilisées au laboratoire ...	53
Annexes III Evolution de T, pH et oxygène dans les réacteurs au cours du test de fractionnement.	54
Annexes IV Evolution de la DCO dans les réacteurs au cours du test de fractionnement.	57
Annexes V Evolution du fractionnement la DCO au cours du temps.	59
Annexes VI Pourcentage de la DCO au cours du test de fractionnement.	61
Annexes VII Tableau des incertitudes et ses correspondants précisions prises en compte pour la détermination de ces incertitudes.	63
Annexes VIII Résultats de simulations alimentant le logiciel GPS-X avec les fractionnements trouvées avec le protocole amélioré.	65

Annexes I Matrice des équations du modèle ASM n°1.

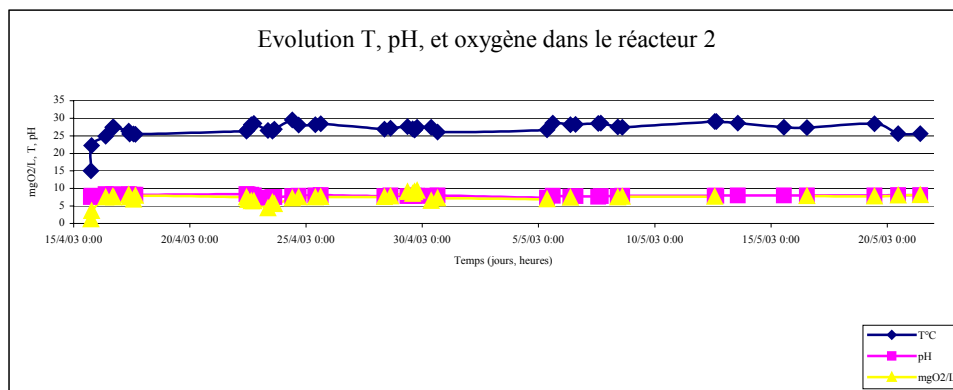
Annexes II. Méthodes analytiques utilisées au laboratoire

Paramètre	Seuil de détection	Référence / Norme
DCO	30-700mg/l	NF T 90-101
DCOad2	30-700mg/l	NF T 90-101
DBO5	-	T 90-103
DBO ₂₁	-	NF T 90-103-1
MES	2 mg/l	T 90-105-1
MVS	-	NF EN 12879
NTK	1 mg/l	T 90-110
NH ₄	-	T 90-015
Pt	1 mg/l	T 90-023

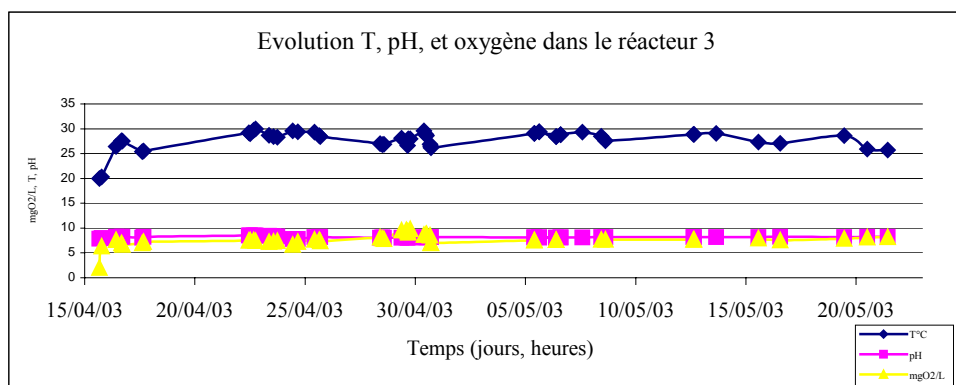
Annexes III Evolution de T, pH et oxygène dans les réacteurs au cours du test de fractionnement.



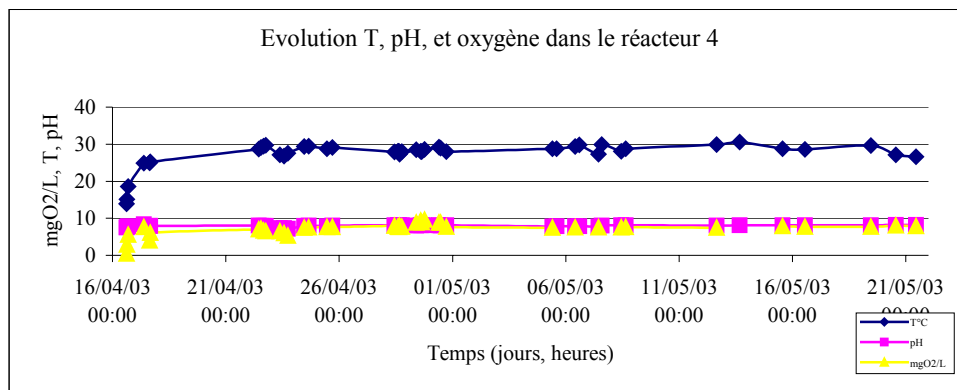
Annexe III.1. Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 1 contenant de l’effluent brut au cours du test de fractionnement.



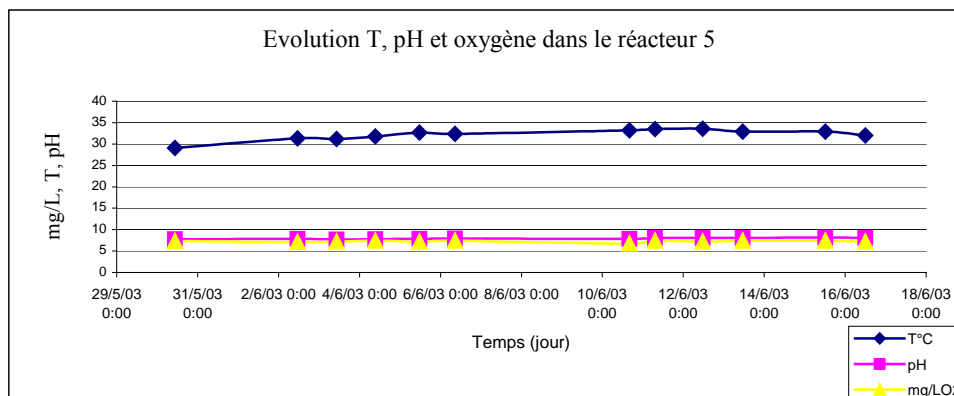
Annexe III.2 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 2 contenant de l’effluent brut au cours du test de fractionnement



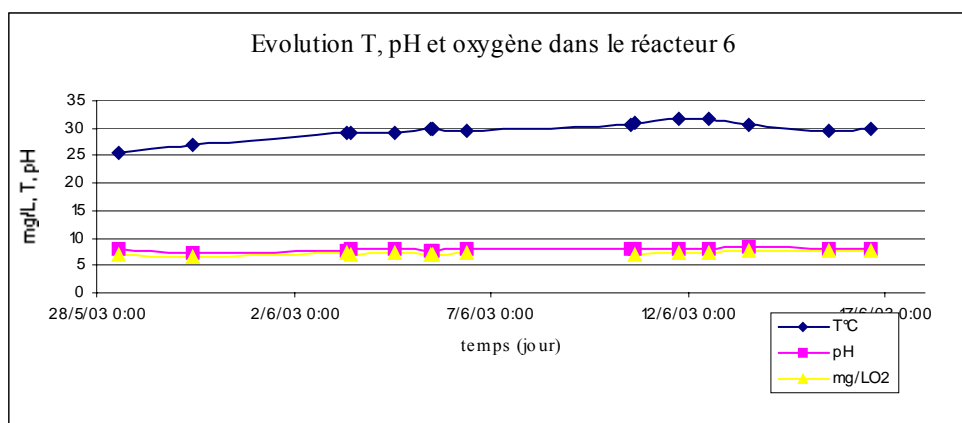
Annexe III.3 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 3 contenant de l’effluent filtre au cours du test de fractionnement



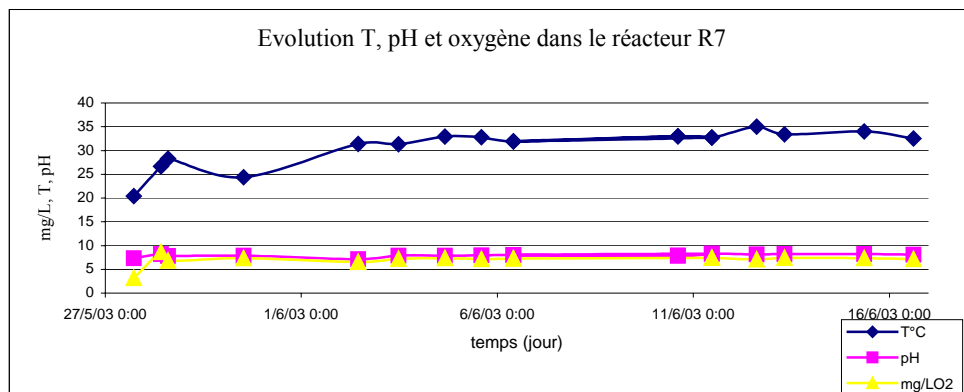
Annexe III.4 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 4 contenant de l’effluent brut au cours du test de fractionnement.



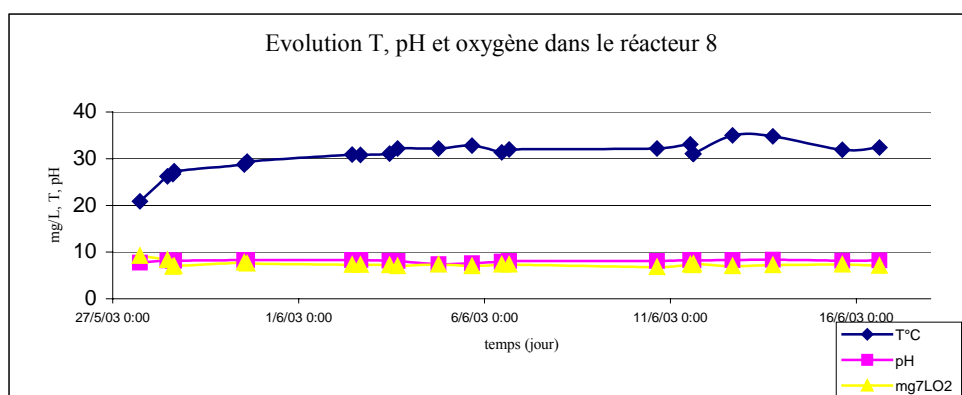
Annexe III.5 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 5 contenant de l’effluent brut au cours du test de fractionnement



Annexe III.6 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 6 contenant de l’effluent filtré au cours du test de fractionnement

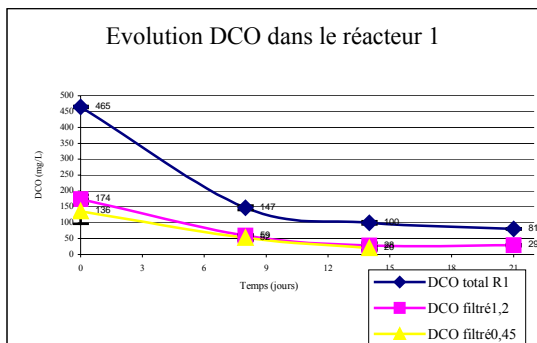


Annexe III.7 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 7 contenant de l’effluent brut au cours du test de fractionnement

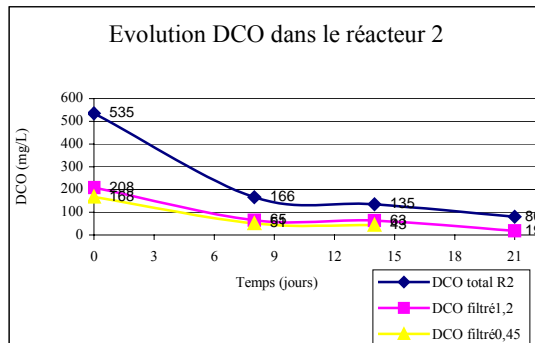


Annexe III.8 Evolution de la température, pH et l’oxygène dissous dans le réacteur 8 contenant de l’effluent filtré au cours du test de fractionnement.

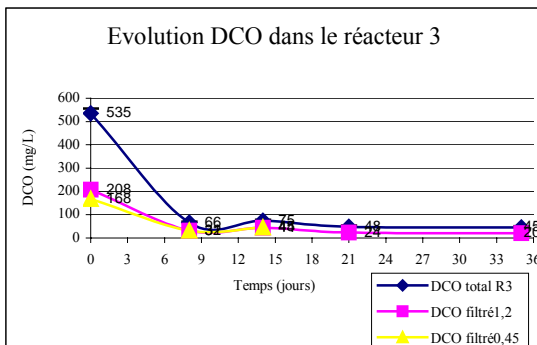
Annexes IV Evolution de la DCO dans les réacteurs au cours du test de fractionnement.



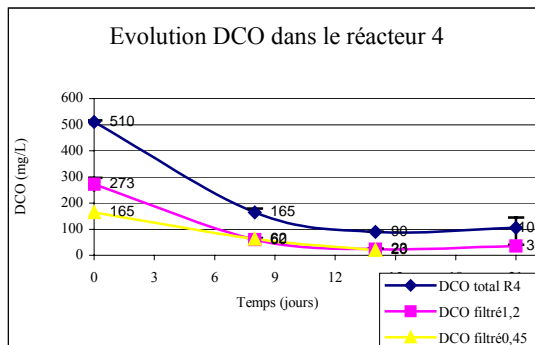
Annexe IV.1 Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut au cours du test de fractionnement



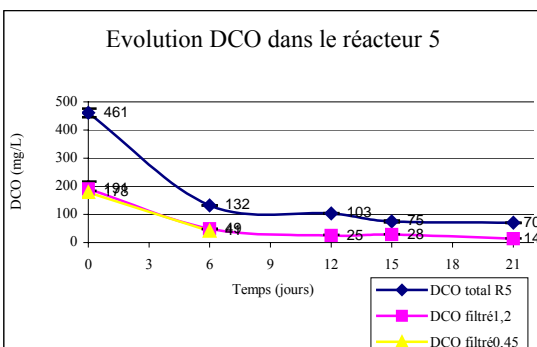
Annexe IV.2 Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut au cours du test de fractionnement



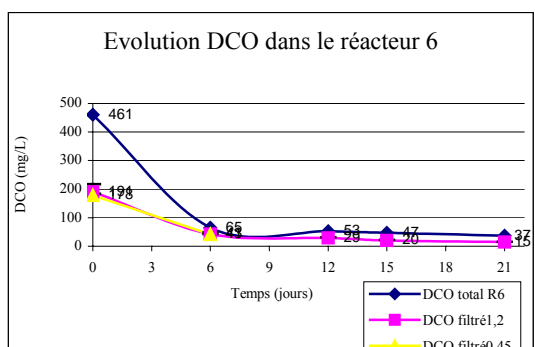
Annexe IV.3 Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent filtré au cours du test de fractionnement



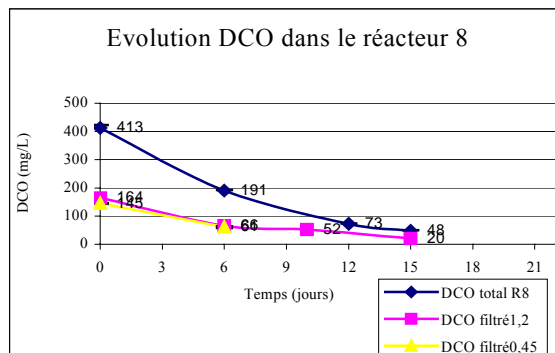
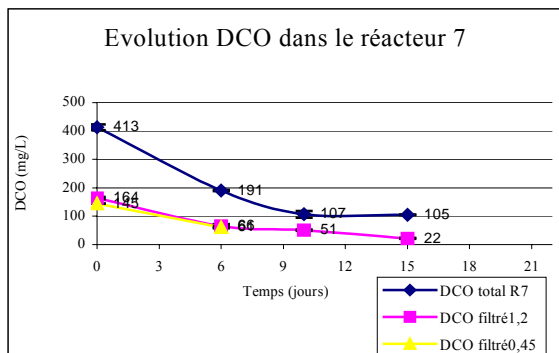
Annexe IV.4 Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut au cours du test de fractionnement



Annexe IV.5 Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent brut au cours du test de fractionnement



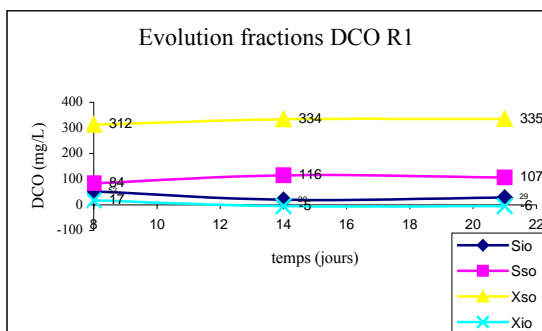
Annexe IV.6 Evolution de la DCO dans le réacteur contenant de l'effluent filtré au cours du test de fractionnement



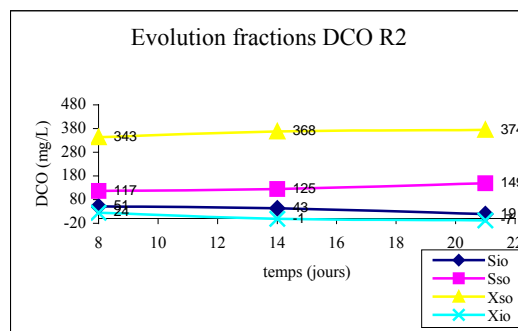
Annexe IV. 7. Evolution de la DCO dans le réacteur contenant l'effluent brut au cours du test de fractionnement.

Annexe IV. 8. Evolution de la DCO dans le réacteur contenant l'effluent filtré au cours du test de fractionnement.

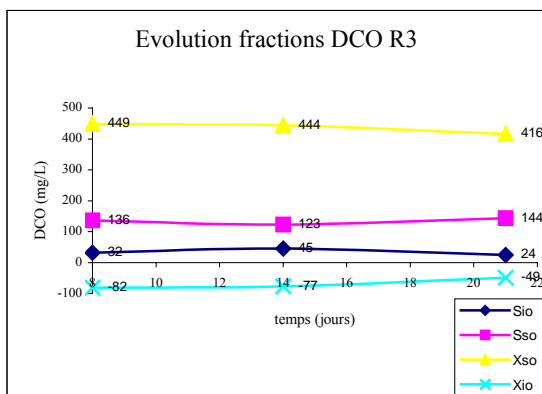
Annexes V Evolution du fractionnement la DCO au cours du temps



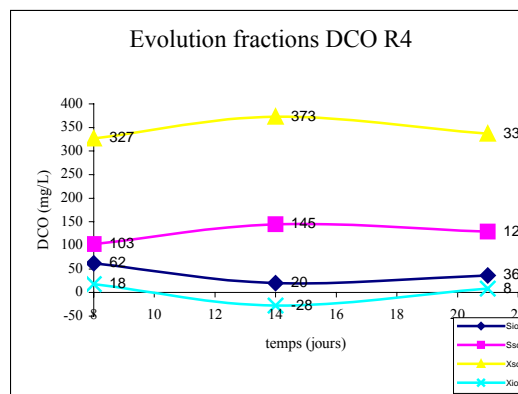
Annexe V.1. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le couple de réacteurs R1brut/R3F filtré.



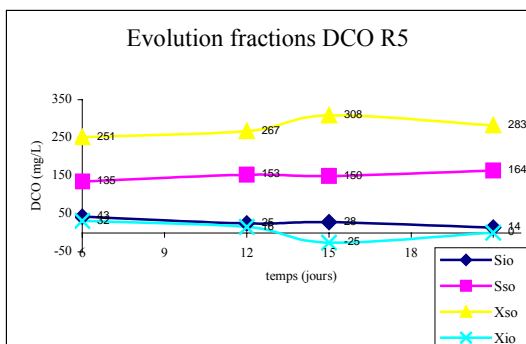
Annexe V.2. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le couple de réacteurs R2brut/R3F filtré



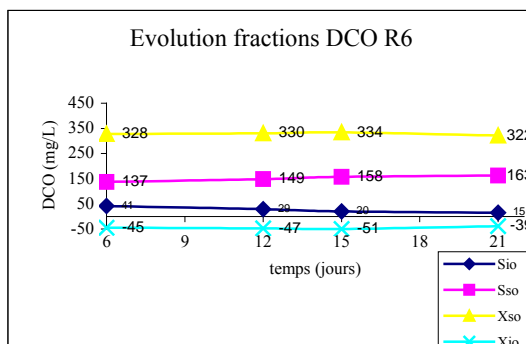
Annexe V.3. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le réacteur 3 filtré.



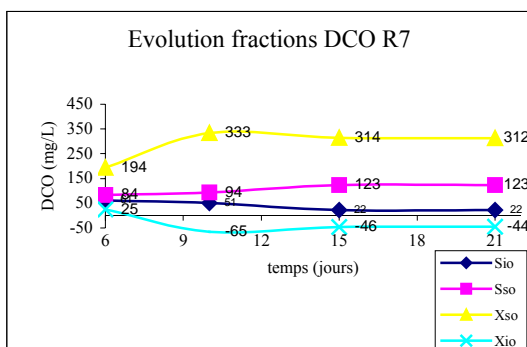
Annexe V.4. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le couple de réacteurs R4brut/R3F filtré.



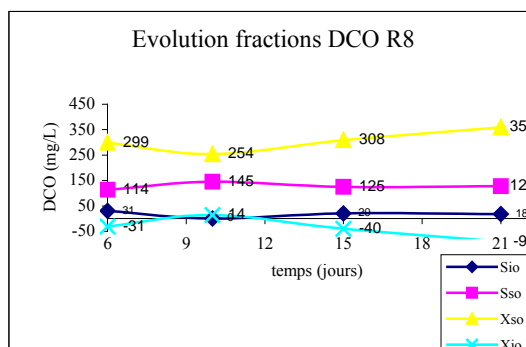
Annexe V.5. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le couple de réacteurs R5brut/R6F filtré.



Annexe V.6. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le réacteur 6 filtré.

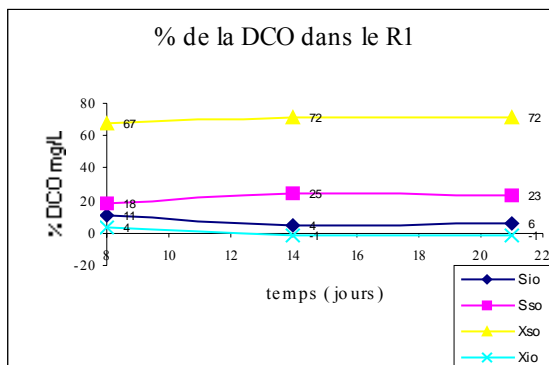


Annexe V.5. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le couple de réacteurs R5brut/R6Ffiltré.

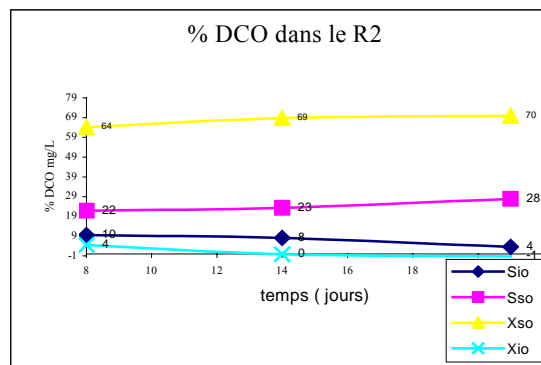


Annexe V.6. Evolution des résultats de fractionnement de la DCO au cours du test d'après les mesures réalisées sur le réacteur 6 filtré.

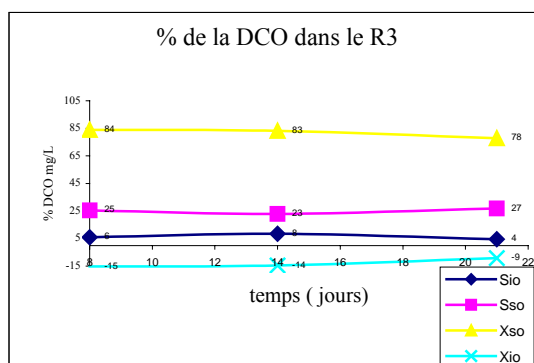
Annexes VI Pourcentage de la DCO au cours du test de fractionnement



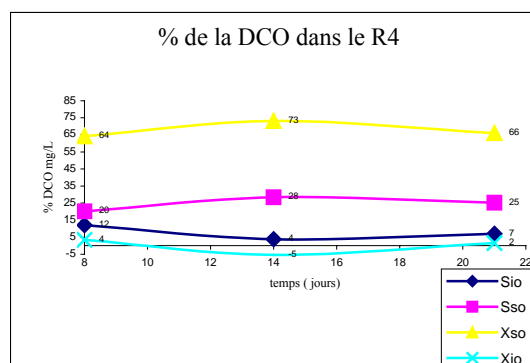
Annexe VI.1 Evolution de % de fractionnement DCO au cours du test d'après les mesures sur le couple réacteurs R1brut/R3F filtré



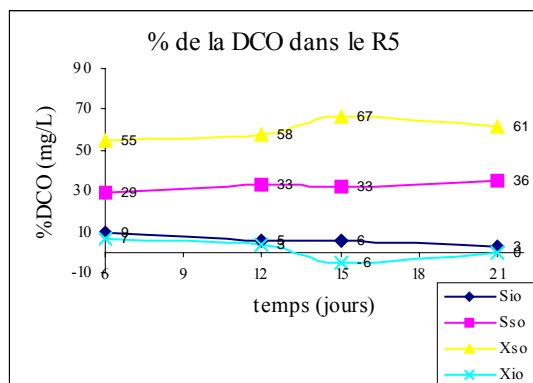
Annexe VI.2 Evolution de % de de la fractionnement de la DCO sur le couple de réacteurs R2brut/R3F filtré



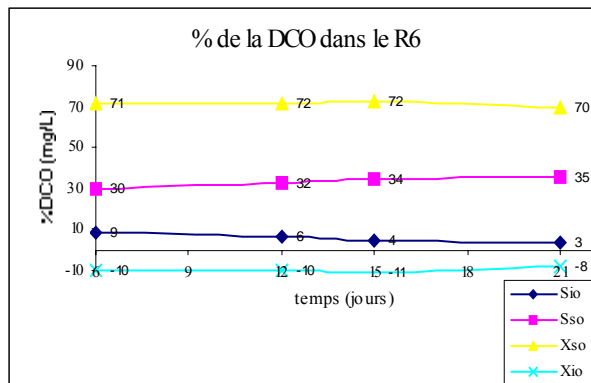
Annexe VI.3 Evolution de % de fractionnement DCO au cours du test d'après les mesures sur le réacteur 3 filtré



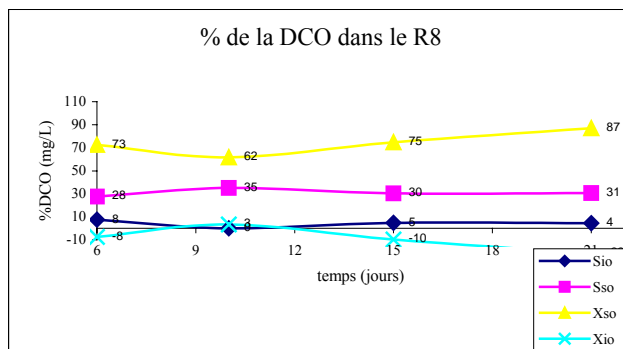
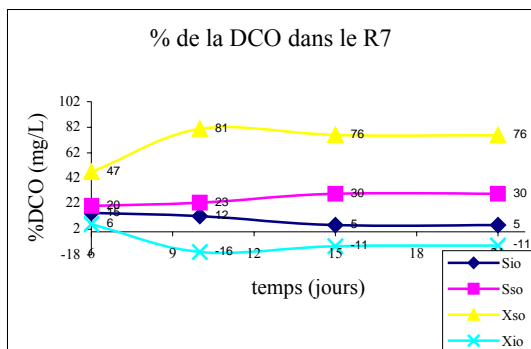
Annexe VI.4 Evolution de % de de la fractionnement de la DCO sur le couple de réacteurs R4brut/R3F filtré



Annexe VI.5 Evolution de % de fractionnement au cours du test d'après les mesures sur le couple de réacteurs R5brut/R6filtré



Annexe VI.6 Evolution de % de la DCO fractionnement de la DCO sur le réacteur 6 filtré.



Annexe VI.7 Evolution de % de fractionnement DCO au cours du test d'après les mesures sur le couple de réacteurs R7brut/R8filtré

Annexe VI.8 Evolution de % de de la fractionnement de la DCO sur le réacteur 8 filtré.

Annexes VII Tableau des incertitudes et ses correspondants précisions prises en compte pour la détermination de ces incertitudes.

	DCO Mg/L	Véchantillon mL	Incertitude %
DCObrute	104	17,40	10,842
DCObrute	100	17,50	11,263
DCObrute	95	17,60	11,729
DCOF1,2	38	18,75	23,956
DCOF1,2	23	19,05	39,049
DCOF1,2	21	19,10	43,678
DCOF0,45	13	19,25	67,978

En général on utilise la suivant relation pour déterminer l'incertitude de la DCO

$$\frac{\delta DCO}{DCO} = \frac{\delta(V_{\text{blanc}} - V_e)}{V_{\text{blanc}} - V_e} + \frac{\delta V_{\text{titre}}}{V_{\text{titre}}} + \frac{\delta V_{\text{essai}}}{V_{\text{essai}}}$$

Donc pour la détermination de l'incertitude sur le dosage du blanc

- Incertitude sur le volume délivré par la dispensette du bichromate = $\pm 0,01$ mL
- Incertitude sur le volume délivré par la burette = $\pm 0,03$ mL
- Incertitude sur l'appréciation du virage de couleur = $\pm 0,05$ mL

Donc pour la détermination de l'incertitude sur le dosage de l'échantillon (avec sel de Mohr)

- Incertitude sur le volume délivré par la dispensette du bichromate = $\pm 0,01$ mL
- Incertitude sur le volume délivré par la burette = $\pm 0,03$ mL
- Incertitude sur l'appréciation du virage de couleur = $\pm 0,05$ mL

Incertaince sur la prise d'essai pour le blanc et l'échantillon :

- Eprouvette (25mL), donc incertitude = $\pm 0,375$ mL pour la prise d'essai de 20mL, échantillon brut.

- Eprouvette (50mL), donc incertitude = $\pm 0,75$ mL pour la prise d'essai de 30mL, échantillon brut.
- Pipette (20mL), donc incertitude = $\pm 0,003$ mL pour la prise d'essai de 20mL, échantillon filtré.
- Pipette (15mL), donc incertitude = $\pm 0,003$ mL pour la prise d'essai de 30mL, échantillon filtré.

Formules qui ont été déterminés pour la détermination de l'incertitude.

Pour mesurer la DCO brut on à utilisé une éprouvette de 25 mL ou 50 mL selon la quantité a prendre d'échantillon (20 mL et 30 mL respectivement). Donc la relation donnant l'incertitude s'exprime alors par :

$$\frac{\delta DCO}{DCO} = \frac{0,18}{Vb - Ve} + \frac{0,09}{Vtitre} + 0,01875$$

Pour mesurer la DCO filtré on a utilisé une pipette de 20 mL, ou 15mL, selon la quantité a prendre d'échantillon (20 mL et 30 mL respectivement). Donc la relation donnant l'incertitude s'exprime alors par :

$$\frac{\delta DCO}{DCO} = \frac{0,18}{Vb - Ve} + \frac{0,09}{Vtitre} + 0,00015$$

Avec $Vb = \text{Volume de blanc} = 19,52$ mL

$Ve = \text{Volume de l'échantillon (mL)}$

$Vtitre = \text{Volume titre sel de Mohr} = 19,45$ mL

Annexes VIII Résultats de simulations alimentant le logiciel GPS-X avec les fractionnements trouvés avec le protocole amélioré.

Données entrée			Sortie clarificateur		
[ept] total suspended solids	: 202.42186	g/m3	[22] total suspended solids	: 6.5851817	g/m3
[ept] total carbonaceous BOD5	: 139.73808	gO2/m3	[22] total carbonaceous BOD5	: 1.9548936	gO2/m3
[ept] total COD	: 465	gCOD/m3	[22] total COD	: 34.634193	gCOD/m3
[ept] filtered carbonaceous BOD5	: 34.090076	gO2/m3	[22] filtered carbonaceous BOD5	: 1.1864721	gO2/m3
[ept] filtered COD	: 134.84999	gCOD/m3	[22] filtered COD	: 30.116179	gCOD/m3

Annexe VIII.1 Résultat de la simulation avec les données du réacteur 1 et fractionnement du réacteur 1.

Données entrée			Sortie clarificateur		
[ept] total suspended solids	: 175.61578	g/m3	[22] total suspended solids	: 6.494422	g/m3
[ept] total carbonaceous BOD5	: 184.14883	gO2/m3	[22] total carbonaceous BOD5	: 1.9977307	gO2/m3
[ept] total COD	: 465	gCOD/m3	[22] total COD	: 22.495731	gCOD/m3
[ept] filtered carbonaceous BOD5	: 52.60033	gO2/m3	[22] filtered carbonaceous BOD5	: 1.1732237	gO2/m3
[ept] filtered COD	: 144.14999	gCOD/m3	[22] filtered COD	: 17.634113	gCOD/m3

Annexe VIII.2 Résultat de la simulation avec les données du réacteur 1 et fractionnement du réacteur 2.

Données entrée			Sortie clarificateur		
[ept] total suspended solids	: 184.3732	g/m3	[22] total suspended solids	: 6.503828	g/m3
[ept] total carbonaceous BOD5	: 172.90561	gO2/m3	[22] total carbonaceous BOD5	: 1.9711083	gO2/m3
[ept] total COD	: 465	gCOD/m3	[22] total COD	: 39.182129	gCOD/m3
[ept] filtered carbonaceous BOD5	: 46.425602	gO2/m3	[22] filtered carbonaceous BOD5	: 1.1768013	gO2/m3
[ept] filtered COD	: 148.8	gCOD/m3	[22] filtered COD	: 34.519028	gCOD/m3

Annexe VIII.3 Résultat de la simulation avec les données du réacteur 1 et fractionnement du réacteur 4.

Données entrée			Sortie clarificateur		
[ept] total suspended solids	: 287.85715	g/m3	[22] total suspended solids	: 6.9074092	g/m3
[ept] total carbonaceous BOD5	: 149.79974	gO2/m3	[22] total carbonaceous BOD5	: 1.8277602	gO2/m3
[ept] total COD	: 465	gCOD/m3	[22] total COD	: 30.061634	gCOD/m3
[ept] filtered carbonaceous BOD5	: 47.034748	gO2/m3	[22] filtered carbonaceous BOD5	: 1.1617347	gO2/m3
[ept] filtered COD	: 162.75	gCOD/m3	[22] filtered COD	: 26.172705	gCOD/m3

Annexe VIII.4 Résultat de la simulation avec les données du réacteur 1 et fractionnement du réacteur 5.

Données entrée			Sortie clarificateur		
[ept] total suspended solids	: 287.85715	g/m3	[22] total suspended solids	: 6.9074092	g/m3
[ept] total carbonaceous BOD5	: 149.79974	gO2/m3	[22] total carbonaceous BOD5	: 1.8277602	gO2/m3
[ept] total COD	: 465	gCOD/m3	[22] total COD	: 30.061634	gCOD/m3
[ept] filtered carbonaceous BOD5	: 47.034748	gO2/m3	[22] filtered carbonaceous BOD5	: 1.1617347	gO2/m3
[ept] filtered COD	: 162.75	gCOD/m3	[22] filtered COD	: 26.172705	gCOD/m3

Annexe VIII 5 Résultat de la simulation avec les données du réacteur 1 et fractionnement du réacteur 7.