

الجمهورية
الجزائرية الديمقراطية
الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم
العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة
تلمسان -

Université Aboubakr Belkaïd- Tlemcen -

Faculté de TECHNOLOGIE



MEMOIRE

Présenté pour l'obtention du **diplôme de MASTER**

En : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique Urbaine

Par : Azzi Halima

Sujet

*L'utilisation d'un logiciel pour la simulation et la
prédiction de la qualité de l'eau usée épurée.*

Soutenu publiquement, le 18/ 06/2023 , devant le jury composé de :

Mr ROUISSAT Bouchrit	Université de Tlemcen	Président
Mr HADJ-Abdelkader Mohammed Amine	Université de Tlemcen	Examineur
Mr BESSEDIK Madani	Université de Tlemcen	Encadreur
Mr Sidi Mohammed Tiar	Université de Tlemcen	Co-Encadreur

Année universitaire :2022-2023



Remerciements

Au nom de **Dieu**, le Bienveillant, le Miséricordieux, la paix et la bénédiction soient sur le prophète Mohammad, sur sa famille et tous ses compagnons.

A l'occasion de la fin de ce travail, Nous exprimons d'abord nos profonds remerciements à Allah, de nous avoir accordé la santé, l'engagement et le courage, la foi et la volonté d'achever ce travail.

Je tiens à remercier :

Monsieur **BESSEDIK Madani** pour m'avoir encadré, fait partager ses connaissances scientifiques, et m'avoir prodigué ses conseils avisés.

Monsieur **Sidi Mohamed Tiar** d'avoir accepté de Co-encadrer ce travail et pour ses conseils judicieux.

Au Président du Jury, **ROUISSAT Bouchrit**, pour l'honneur de présider ce jury.

Je remercie également **HADJ ABDELKADER Amine** d'avoir accepté de réviser ce modeste travail.

Je tiens à exprimer ma gratitude à **I'ONA** à travers son Directeur Général et ses Directeurs Techniques. Merci à tous ceux qui dirigent cette entreprise.

J'exprime mes reconnaissances particulières à **Mme Slimani Amaria**, Chef de département d'exploitation et de maintenance à l'ONA unité de Tlemcen.

Sans l'assistance d'**ALLAH** et de toutes ces personnes, ce travail, n'aurait pu voir le jour.

Merci



dédicaces

Je dédie ce travail à :

*À mes chers parents **Mehdi & Houria.***

«« Pour leur patience, leur amour, leur soutien et leurs encouragements, qui ont toujours été là pour moi, que Allah les protèges»»

*À mes chères sœurs **Wafa et kawter & Bouchra,** je vous aime les filles.*

*La famille : **AZZI,** La famille : **HACHEMI**
Proche et lointaine.*

*A la mémoire de mes grands-pères
Ibrahim .H et Lkhedar .A*

*A la mémoire de ma grand-mère et ma tante paternelle,
Halima. A et Rachida .A.*

*À mes Collègues de promotion Hydraulique (**HU**).*

A tous mes enseignants, qui m'ont suivie depuis mes premières années d'école jusqu'ici.

À toutes les personnes que je porte dans le cœur et qui se reconnaîtront car elles en font autant, mon respect et ma gratitude.

Et à tous ceux qui m'aiment...♥

Sommaire

Remerciements

Dédicaces

Résumé

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction générale

CHAPITRE I : PROCÉDES D'ÉPURATION PAR LES BOUES ACTIVEES.

I.1.Introduction.....	1
I.2.Procédé de traitement des eaux usées	1
I.2.1. Définition d'une station d'épuration	1
I.2.2. Les systèmes d'épuration des eaux usées	1
I.2.3. Les étapes de traitement.....	2
I.2.4. Traitement de clarification.....	12
I.2.5. Traitement tertiaires ou complémentaire.....	13
I.2.6. Traitement des boues	13
I.3. Difficultés rencontrées par les stations d'épuration	18
I.3.1. La nature des eaux usées.....	18
I.3.2. Le non-respect des normes des rejets	18
I.3.3. Débit d'alimentation	19
I.3.4. Problèmes d'entretien	20
I.3.5. Problèmes mécaniques	20
I.3.6. Problèmes biologiques	22
I.4. La prédiction de la qualité de l'eau épurée	24
I.5. Conclusion	25

Chapitre II : Modélisation du procédé à boue activée.

II.1. Introduction.....	26
II.2. Historique de la modélisation	26
II.3. Besoin d'un outil informatique	27
II.4. Modélisation biologique dans le traitement des eaux usées	27
4. 1. Bactéries hétérotrophes	27

Sommaire

4. 2. Bactéries autotrophes	28
II.5. Modélisation des procédés biologiques	28
II.5.1. Un outil puissant en évolution	28
II.5.2. Les données d'entrée	28
II.5.3. Le calage et la validation	28
II.6. Bilan de matière	29
II.7. Schéma réactionnel	29
II.8. Cinétiques des réactions	31
II.9. Présentation des modèles de station d'épuration Activated Sludge Model ASM1, ASM2, ASM3 et Mantis.....	34
9.1. Activated Sludge Model 1	35
9.1.1. La matrice du modèle ASM1 se compose d'un tableau à trois entrées.....	37
9.1.2. Variables	42
9.2.2. Les paramètres stœchiométriques et cinétiques	44
9.2.3. Contraintes d'utilisation.....	45
9.2.4. Les hypothèses et les restrictions associées au modèle	45
9.3. Activated Sludge Model 2.....	45
9.4. Activated Sludge Model 3.....	46
9.5. Modèle Mantis.....	48
9.6. Autres modèles de simulation.....	49
9.7. Choix et calage du modèle dans notre cas.....	49
II.10. Logiciel de simulation.....	50
II.10.1. Simba / Simbad	51
II.10.2. WEST.....	51
II.10.3. STOAT	52

Sommaire

II.10.4. Le logiciel General Purpose Simulator : GPS-X (version 4.0) de la société canadienne Hydromantis :.....	52
II.10.5. Influent advisor	62
II.10.6. Modèles de sédimentation.....	66
II.11. Critères statistiques pour évaluer les résultats de simulation dans la modélisation du traitement des eaux usées	67
II.12. Conclusion	68
CHAPITRE III:APPLICATION DU LOGICIEL GPS-XPOUR LA PREDICTION DE LA QUALITE DES EAUX USEES EPUREES PAR LA STATION D'AINHOUTZ TLEMCEN.	
III.1. Introduction	69
III.2. Situation géographique.....	69
III.2.1. Description des installations	69
1. partie Eaux Usées	69
2.Partie Boues	73
III.2.2. Données de bases	76
III.2.3. Process de traitement au niveau de la STEP d'Ain El Houtz.....	76
III.3. Choix du Logiciel GPS-X	77
III.4. Prise en main	78
III.5. Vérification en régime permanent (stationnaire).....	81
III.5.1. Caractéristique de l'effluent d'entrée	81
III.5.2. Hypothèses de fonctionnement prises en compte	82
1-calage de modèle	82
III.5.3. Résultats du régime permanent	83
III.5.4. Analyse des résultats	83
III.5.5. l'erreur de notre model.....	85
III.6. Simulation dynamique sur une période de 30jours.....	86
III.6.1. Résultats de la simulation dynamique	86
III.6.2. Analyse des résultats	89
III.6.3. L'erreur.....	89

Sommaire

III.7. Conclusion99

Conclusion générale.

Bibliographie

Annexes

Liste des Abréviations

Liste des Abréviations :

ASM1: Activated Sludge Model 1 .

ASM2: Activated Sludge Model 2 .

ASM3: Activated Sludge Model 3 .

B_H : Coefficient de mortalité de la biomasse hétérotrophe (j^{-1}).

b : Coefficient de mortalité de la biomasse (j^{-1}).

B_A : Taux de décroissance de la bactérie autotrophe (T^{-1}).

C_i et C_e : Concentrations de l'influent et de l'effluent (mg/l) .

C_m : Charge massique (DBO/ Kg.j) .

C_v : Charge volumique (DBO/ $m^3.j$).

DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours ($mgO_2.L^{-1}$).

DBO5 (entrée) : Concentration de l'effluent à l'entrée de la station (mg/l) .

DCO : Demande Chimique en Oxygène ($mgO_2.L^{-1}$) .

DCOP : Demande Chimique particulaire en Oxygène ($mgO_2.L^{-1}$) .

DCOS : Demande Chimique soluble en Oxygène ($mgO_2.L^{-1}$) .

DCOT : Demande Chimique totale en Oxygène ($mgO_2.L^{-1}$) .

f_p : Fraction de biomasse recyclée en produits particuliers (--) .

GPS-X : General Purpose Simulator.

H : Profondeur de la lagune ($1m < H < 3 m$).

IWA : International Water Association.

K_A : Constante de vitesse d'ammonification de SND par les bactéries hétérotrophes ($L^3.M^{-1}.T^{-1}$)
 Kg : Kilogramme

K_h : Constante de vitesse d'hydrolyse de XS par les bactéries hétérotrophes ($L^{-3}.M^{-1}.T^{-1}$)

K_{inh} Constante d'inhibition. (mg / l).

K_{NH} : Constante de demi-saturation pour l'azote ammoniacal (g NH_3-N / l)

K_{NO} : Constante de demi-saturation des bactéries hétérotrophes (g NO_3-N / l)

K_{OA} : Constante de demi saturation des bactéries autotrophes ($L^{-3}.M$)

K_{OH} : Constante de demi saturation des bactéries autotrophes ($L^{-3}.M$)

K_S : Constante de demi-saturation du substrat (g O_2 / l).

k_T : Constante cinétique de premier ordre (j^{-1})

kW : Kilowatt

K_X : Constante de demi saturation des bactéries hétérotrophes pour l'hydrolyse de XS
($M.M1$)
MES : Matières En Suspension ($mg.l^{-1}$) .

Liste des Abréviations

mn : Minute.

MS : Matière sèche

MVS :Matières Volatiles Sèches (mg.l^{-1}) .

NH_4^+ : Ammonium (mgN/l).

NO_2^- : Nitrites (mgN/l).

NO_3^- : Nitrates (mgN/l)

NTK : Azote Kjeldahl (mgN/l).

ONA : Office National d'Assainissement.

P : poids sec (g).

pH : Potentiel Hydrogène

STEP : Station de Traitement des Eaux et Epuration.

Q: Apport d'eau par habitant et par jour (litres /j/hab)

Qa : Débit d'alimentation (m^3/j).

S : Concentration en substrat ($\text{L}^{-3}.\text{M}$)

S : Superficie de la lagune (hectare)

S : Superficie de la lagune (hectare)

S0 : Concentration en oxygène dissous ($\text{mg O}_2/\text{l}$)

Sa : La concentration des MES dans les réacteurs (g/l)

SND : Concentration en azote organique soluble ($\text{L}^{-3}.\text{M}$)

SNH : Concentration en azote ammoniacal ($\text{mg N} / \text{l}$)

SNO : Concentration en nitrate ($\text{L}^{-3}.\text{M}$)

SO : Concentration en oxygène dissous ($\text{L}^{-3}.\text{M}$)

SO_4^{-2} : l'ion Sulfate

Sr : La concentration des MES recirculées (g/l)

SS : Concentration en substrat rapidement biodégradable ($\text{mg O}_2/\text{l}$)

T : Température ($^{\circ}\text{C}$)

t : Temps de séjour

XAH : Concentration en bactéries autotrophes ($\text{L}^{-3}.\text{M}$)

XB : Concentration en biomasse (mgO_2/l).

XBA : Concentration en bactéries autotrophes ($\text{L}^{-3}.\text{M}$)

XBH : Concentration en bactéries hétérotrophe active (mgO_2/l)

XND : Concentration en azote organique biodégradable particulaire ($\text{mg N}/\text{l}$)

XP : Concentration en particule de biomasse morte (mgO_2/l)

XS : Concentration en substrat lentement biodégradable (mgO_2/l)

Liste des Abréviations

YA : Le taux de rendement (mg O / mg N- NH₄⁺).

ηG : Facteur de correction pour la croissance en milieu anoxie.

ηH : Facteur de correction de la vitesse d'hydrolyse en anoxie (-)

ηNO: Facteur correctif de la croissance des bactéries hétérotrophes en anoxie (-)

μ H : Taux de croissance spécifique maximal (j⁻¹)

μ : Taux spécifique de croissance (j⁻¹)

ρ : La cinétique de la réaction.

μ H : Taux de croissance maximal de la biomasse hétérotrophe (j⁻¹)

μHmax : Taux de croissance maximale des bactéries hétérotrophes (T⁻¹)

μmax : Taux de croissance maximal (T⁻¹)

Liste des figures

Liste des figures :

Figure I.1: Les procédés de traitement des eaux usées.....	2
Figure I.2 : dégrilleurs.....	3
Figure I.3 : Schéma de dégrilleurs.....	3
Figure I.4 : Principe de dessablage et de dégraissage / déshuilage.....	5
Figure I.5 : Un lit bactérien.....	5
Figure I.6 : Disque biologique.....	6
Figure I.7 : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.....	8
Figure I.8: Configuration du procédé de traitement par boues activées.....	9
Figure I.9: schéma de bassin d'aération.....	10
Figure I.10 : Un clarificateur.....	13
Figure I.11 : Schéma général des traitements des boues.....	14
Figure I.12 : séchages des boues.....	15
Figure I.13 : incinération des boues.....	16
Figure I.14 : Canalisation bouchée.....	22
Figure II.1 : Evolution de la concentration des bactéries.	36
Figure II.2 : Représentation graphique des lois de Monod et de Haldane.....	34
Figure II.3 : La biodégradation de la matière organique dissoute et particulaire dans ASM 1.....	36
Figure II.4 : Fractionnement de la DCO.....	44
Figure II.5 : Fractionnement de l'azote.....	44
Figure II.6: Concept décrivant la biodégradation de la matière organique dans ASM3.....	47
Figure II.7: Etapes de calage et validation.....	50
FigureII.8 : Nomenclature des diagrammes.....	57
Figure II.9 : Bibliothèque de carbone et d'azote (CNLIB) ; variables composites de la DBO, de la DCO et des solides en suspension et leur relation avec les variables d'état.....	58
Figure II.10 : Bibliothèque carbone – azote : variables composites et leurs relations avec les variables d'état.....	60
Figure II.11 : Entrées du modèle influent basé sur la DBO de la bibliothèque MANTIS2.....	64
Figure II.12: Entrées influentes du modèle COD states.....	56

Liste des figures

Figure III.1 : Vue générale de la Station d'épuration ONA – Tlemcen.....	69
Figure III.2 : Déversoir d'orage.....	70
Figure III.3 : Grille grossière manuelle (1 unité).....	70
Figure III.4 : Grille mécanisée (2 unités).....	71
Figure III.5 : Déssableur- déshuileur.....	71
Figure III.6 : Bassins d'aérations.....	72
Figure III.7 : Clarificateurs.....	73
Figure III.8 : bassin de chloration.....	73
Figure III.9 :Vis de recirculation.....	74
Figure III.10 : Epaississeur.....	74
Figure III.11 : Pompe à boue.....	74
Figure III.13 : Aire de stockage.....	75
Figure III.14 : Schéma explicatif d'un traitement des eaux usées.....	76
Figure III.15 : schéma de la station d'Ain El Houtez dans GPS-x.....	78
Figure III.16 : Barre d'outils principale du logiciel GPS-X.....	79
Figure III.17 :le modèle BOD based pour effluente d'entrée du logiciel GPS-X.....	79
Figure III.18 : le modèle mantis pour le bassin d'aération du logiciel GPS-X.....	80
Figure III.19 : le modèle simole1d pour le clarificateur du logiciel GPS-X.....	80
Figure III.20 :graphe de rendement de « MES-DBO ₅ -DCO » de notre période.....	81
Figure III.21 : Estimation des variables d'entrée dans GPS-X.....	82
Figure III.22 :Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du DCO.....	84
Figure III.23 : Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du DBO ₅	84
Figure III.24 :Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du MES.....	85
Figure III.25 : Régime dynamique établi sur GPS-X.....	86
Figure III.26 : Régime dynamique établi sur GPS-X avec deux entrées.....	87
Figure III.27 : Evolution de la DBO ₅ en sortie de la station sur 30 jours.....	87
Figure III.28 : Evolution de la DCO en sortie de la station sur 30 jours.....	88
Figure III.29 :Evolution de la MES en sortie de la station sur 30 jours.....	88

Liste des tableaux

Liste des tableaux :

Tableau I.1 : Les différents types de dégrillages.....	4
Tableau I.2 : Comparaison entre les types du traitement biologique.....	11
Tableau I.3 : Les différents types des boues selon leur origine et leur composition.....	17
Tableau I.4 : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (Journal Officiel De La République Algérienne N°26, 23 Avril 2006).....	19
Tableau II.1: Matrice des équations du modèle boues activées ASM1.....	39
Tableau II. 2 : Valeurs des paramètres d'ASM1.....	42
Tableau II.3: Quelques différences entre les modèles ASMs.....	47
Tableau II.4: Comparaison ASM 1 / ASM 3.....	48
Tableau II.5 : Variables d'état de la bibliothèque de carbone et d'azote (CNLIB).....	55
Tableau II.6 : Variables d'état de la bibliothèque de carbone -azote -phosphore (CNPLIB).....	56
Tableau II.7 : Variables composites BOD, COD et TSS du CNLIB (tous les modèles).....	61
Tableau II.8 : Variables composites de l'azote du CNLIB – Modèle MANTIS.....	61
Tableau II. 9 : Variables composites de l'azote du CNLIB – Modèle ASM1.....	62
Tableau II.10 : Variables composites de l'azote du CNLIB – Modèle ASM3.....	62
Tableau II.11 : Objets influents.....	64
Tableau III.1 : Les caractéristiques des équipements de dégrilleurs manuelle.....	70
Tableau III.2 : Les caractéristiques des équipements de dégrilleurs mécanisée.....	71
Tableau III.3 : Les caractéristiques de bassins d'aération.....	72
Tableau III.4 : Les caractéristiques de clarificateurs.....	72
Tableau III.5: Les données de base de stations d'épuration d'Ain El Houtz.....	76

Liste des tableaux

Tableau III.6 : Valeurs d'entrée en régime permanent.....77

Tableau III.7: Synthèse du calage sur le régime permanent.....83

Résumé

Résumé :

La majorité des stations d'épuration réalisées à ce jour en Algérie sont par boues activées. Le bassin d'aération est l'élément majeur d'une station d'épuration à boue activée. Son fonctionnement conditionne la qualité eaux usées épurées.

Dans la suite de notre mémoire une simulation numérique du régime du fonctionnement et de Performance épuratoire de la STEP par le logiciel GPS-X 8.0 est réalisée par variation des paramètres physiques et opérationnels de la station afin de déterminer le régime optimal de fonctionnement quel que soit les variations des débits et des charges polluantes arrivant à la STEP.

L'objectif principal de ce travail est de modéliser le fonctionnement de la station d'Ain El Houtz. Nous avons d'abord caractérisé les eaux résiduaires pour préparer la simulation. En utilisant le modèle mantis, nous avons essayé d'obtenir des indicateurs de qualité de l'eau : DCO, DBO₅, le MES.

Notre étude montre que la STEP d'Ain el Houtz a un bon fonctionnement.

Mots clés : Eau usée, Simulation, GPS-X, mantis, STEP d'Ain el Houtz, Performance épuratoire, norme de rejet.

Abstract:

The majority of treatment plants built to date in Algeria are by activated sludge. The aeration basin is the major element of an activated sludge treatment plant. Its operation determines the quality of treated wastewater.

In the rest of our thesis, a digital simulation of the operating regime and purification performance of the STEP by the GPS-X 8.0 software is carried out by varying the physical and operational parameters of the station in order to determine the optimal operating regime whatever variations in flow rates and pollutant loads arriving at the WWTP.

The main objective of this work was to model the operation of the Ain El Houtz station. First we have to characterize the waste water to prepare the simulation. Using the mantis model, we tried to obtain water quality indicators: COD, BOD₅, MES.

Our study shows that the STEP of Ain el Houtz has a good functioning.

Résumé

Keywords: Wastewater, Simulation, GPS-X, mantis, Ain el Houtz WWTP, purification performance, discharge standard.

ملخص:

غالبية محطات المعالجة التي تم بناؤها حتى الآن في الجزائر بواسطة الحمأة المنشطة. حوض التهوية هو العنصر الرئيسي لمحطة معالجة الحمأة المنشطة. يحدد تشغيلها جودة مياه الصرف الصحي المعالجة. في بقية أطروحتنا ، يتم إجراء محاكاة رقمية لنظام التشغيل وأداء تنقية STEP بواسطة برنامج GPS-X 8.0 من خلال تغيير المعلمات الفيزيائية والتشغيلية للمحطة من أجل تحديد نظام التشغيل الأمثل مهما كانت الاختلافات في معدلات التدفق وأحمال الملوثات التي تصل إلى محطة معالجة مياه الصرف الصحي. كان الهدف الرئيسي من هذا العمل هو وضع نموذجاً لتشغيل محطة عين الحوت. أولاً علينا تحديد خصائص مياه الصرف لتحضير المحاكاة. باستخدام نموذج mantis ، حاولنا الحصول على مؤشرات جودة المياه: COD ، BOD5 ، MES. تظهر دراستنا أن خطوة عين الحوت تعمل بشكل جيد. **الكلمات الرئيسية:** مياه الصرف الصحي، المحاكاة، GPS-X، mantis، محطة معالجة مياه الصرف الصحي في عين الحوت ، أداء التنقية ، معيار التفريغ

An aerial photograph of a wastewater treatment plant. The image shows several large circular aeration tanks arranged in a semi-circle. A prominent metal structure, likely a central column or part of a clarifier, runs through the center of the tanks. The water in the tanks is dark blue. In the background, there are industrial buildings and greenery. The image is overlaid with a white geometric pattern of triangles and lines.

INTRODUCTION GÉNÉRAL

Introduction générale

Introduction générale :

La protection de l'environnement est actuellement l'un des objectifs prioritaires de notre Pays. Les cours d'eau sont affectés par des pollutions ponctuelles et chroniques. Ces atteintes résultent pour l'essentiel de l'activité des industries, des exploitations agricoles, des eaux usées urbaines. Les conséquences de ces rejets liquides sur les écosystèmes sont parfois très graves. C'est dans ce contexte que l'objectif de notre travail est le suivi des performances épuratoire de la STEP de Tlemcen. Pour l'atteindre nous avons opéré de la manière suivante :

- a. Un suivi des eaux usées épurées est réalisé durant mon stage pratique au sein de la STEP.
- b. Une simulation numérique par le logiciel GPS-X du régime actuel du fonctionnement de la STEP en utilisant le modèle mantis .

La modélisation est utilisée pour mieux comprendre, prédire et prendre des décisions éclairées sur la base de ces prévisions. Les modèles peuvent être utilisés dans de nombreux domaines pour simuler et analyser différents scénarios, ce qui peut aider à optimiser les performances, à réduire les coûts, à évaluer les risques et à améliorer les résultats globaux.

La modélisation des stations d'épuration est une problématique complexe en raison des nombreux facteurs à prendre en compte, tels que la capacité de la station, la demande des usagers, les temps d'attente, la gestion des flux de personnes et les coûts associés.

Le modèle de simulation des stations d'épuration, mantis, est utilisé dans ce projet de fin d'études pour essayer de mieux comprendre les transformations biologiques dans l'usine de dépollution en vue de mieux la gérer sur des bases scientifiques et techniques. Nous avons utilisé le modèle mantis de l'IWQ on y introduisant des modifications rendues nécessaires vue la nature des données mises à notre disposition.

GPS-X est un logiciel de modélisation de procédés de traitement des eaux usées qui permet de simuler et d'optimiser le comportement des différents éléments dans un système de traitement. Par conséquent, la première problématique est de comprendre les paramètres clés et les processus de traitement des eaux usées pour pouvoir les intégrer dans la modélisation GPS-X.

Introduction générale

Notre but principal dans ce mémoire est d'obtenir le fonctionnement optimal de la STEP de Ain El Houtz à l'aide un logiciel GPS-X, et callé les données de la STEP par les résultats obtenu par GPS-X.

Pour y arriver à évaluer et simuler les performances épuratoires de la station d'épuration de Tlemcen en analysant les critères analytiques des eaux usées, nous avons organisé notre mémoire en deux parties, elles-mêmes constituées par trois chapitres :

-Une Partie théorique divisée en deux chapitres :

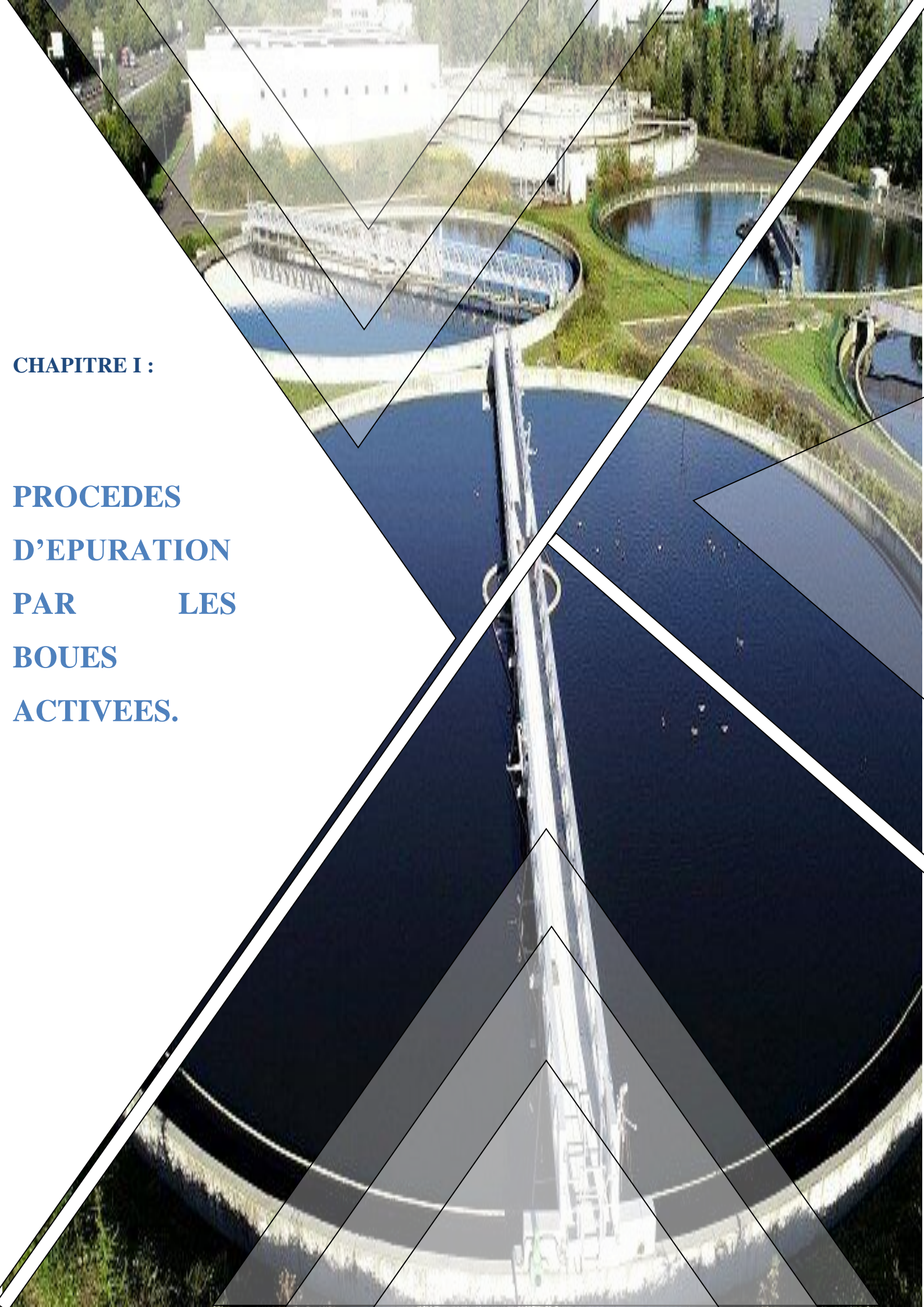
Le premier chapitre a pour objectif de mettre en exergue les différentes difficultés rencontrées par les stations d'épuration, ce chapitre introduit d'abord les connaissances nécessaires à la compréhension de ce travail, puis il aborde la prédiction de la qualité de l'eau épurée par des modèles, et la description technique des différentes étapes de traitement.

Dans Le deuxième chapitre, nous avons donné un aperçu sur la modélisation du procédé à boues activées, et les différents modèles de modélisation et de simulation dynamique de stations de traitement des eaux usées. L'utilisation de modèles mathématiques prend alors tout son intérêt pour aider à l'élaboration de stratégies d'une gestion performante.

-Et une Partie pratique :

Dans le dernier chapitre, nous avons utilisé le logiciel GPS-X afin d'appliquer le modèle ASM1 pour la modélisation du point de fonctionnement de la station d'épuration d'Ain El Houtz.

Enfin, nous donnons une conclusion.



CHAPITRE I :

**PROCEDES
D'EPURATION
PAR LES
BOUES
ACTIVEES.**

I.1.Introduction :

L'épuration consiste à éliminer les matières minérales et organiques en suspension et solution, ainsi qu'un certain nombre de déchets divers afin d'obtenir une eau épurée conforme aux normes de rejets. Une grande majorité de ces polluants est transférée de la phase liquide vers une phase concentrée boueuse. Une station d'épuration comporte donc des installations de traitement des eaux et des dispositifs de traitement des boues produites [1].

Le but de traitement des eaux usées urbaines est de dépolluer et éliminer le maximum de pollution présente dans cette eau (pollution chimique, organique, bactériologique, ...) et de la rejeter dans le milieu naturel (les cours d'eaux), tout en respectant les normes de rejet. Toutefois, les eaux usées épurées peuvent éventuellement constituer une ressource en eau assez conséquente qui peut être utilisée en irrigation, surtout dans les régions qui souffrent de manque d'eau.

Les eaux usées issues des industries et des collectivités ne devraient pas être directement rejetées dans le milieu naturel, car sans traitement elles peuvent engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique. Par conséquent, elles devraient être dirigées vers les stations d'épuration qui ont pour rôle de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous forme d'un résidu, et de rejeter une eau épurée répondant aux normes admises, et cela grâce à des procédés physico-chimiques et biologiques[2]. Les différentes étapes du traitement des eaux usées et les principales tâches effectuées sont les suivantes :

- Prétraitement.
- Traitement biologique.
- Traitement tertiaire.

I.2.Procédé de traitement des eaux usées :

I.2.1. Définition d'une station d'épuration :

C'est une installation destinée à épurer les eaux usées domestiques ou industrielles et les eaux pluviales avant le rejet dans le milieu naturel. Le but du traitement est de séparer l'eau des substances indésirables pour le milieu récepteur.

La première tentative d'épuration des eaux usées a été inventée en 1914 par des scientifiques anglais.

I.2.2. Les systèmes d'épuration des eaux usées :

Au côté de l'assainissement autonome, trois grandes filières de traitement des eaux usées existent [3]:

- Les procédés à cultures libres.
- Les procédés à cultures fixées sur supports grossiers.
- Les procédés à cultures fixées sur supports fins.

I.2.3. Les étapes de traitement :

Selon le degré d'élimination de la pollution et les procédés mis en œuvre, plusieurs niveaux de traitements sont définis : les prétraitements, le traitement primaire et le traitement secondaire. Dans certains cas, des traitements tertiaires sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible [4].

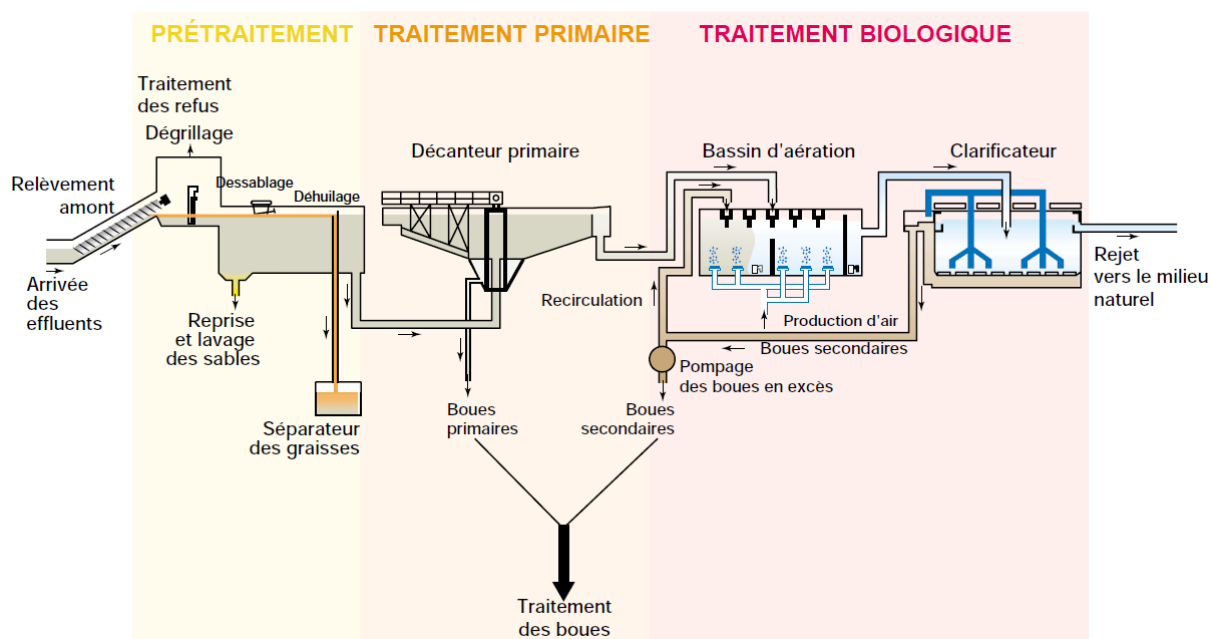


Figure (I.1): Les procédés de traitement des eaux usées [4].

I.2.3.1. Prétraitement :

Les prétraitements physiques constituent une série d'opérations susceptibles d'alléger les eaux brutes des matières les plus grossières d'une part ou celles pouvant gêner le processus du traitement ultérieur. Cette phase nécessite trois principales étapes :

I.2.3.1.1. Dégrillage :

Il est basé sur la séparation des éléments grossiers tels que les déchets plastiques ; cailloux, etc. Ce processus est réalisé à travers des grilles placées à l'entrée de la station d'épuration.



Figure (I.2) : dégrilleurs [5].

Le dégrillage se compose de quatre éléments principaux : un canal ; la grille ; un dérailleur et une benne pour les déchets (figure I.3) [5].

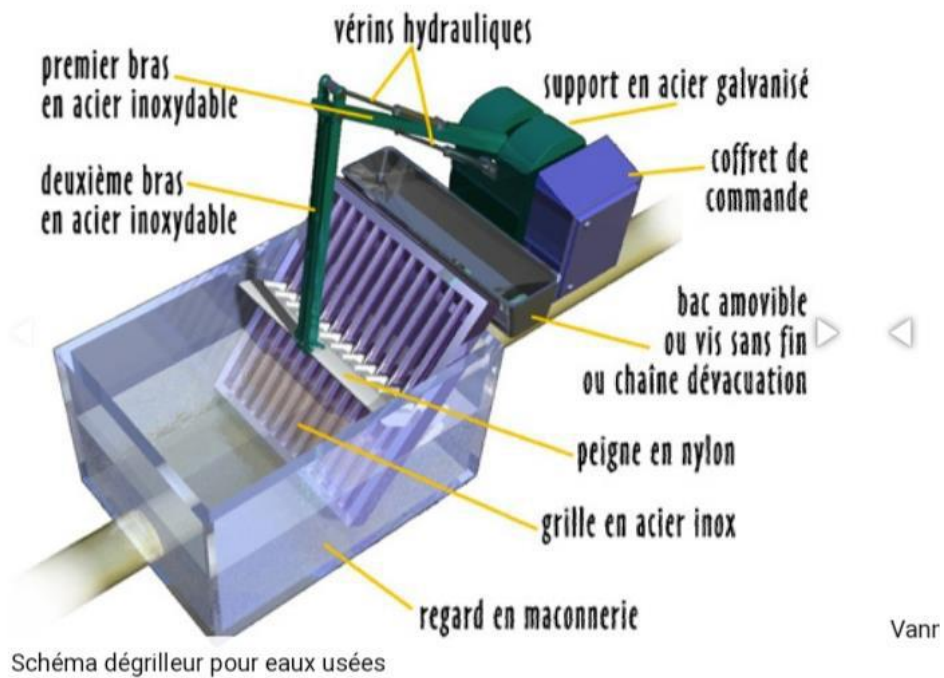


Figure (I.3) : Schéma de dégrilleurs [5].

Le tableau (I.1) : illustre les différents types de dégrillage selon l'espace entre les barreaux : pré-dégrillage ; dégrillage moyen et le dégrillage fin.

Tableau (I.1) : Les différents types de dégrillages [5].

Types de dégrillage	Espacement des barreaux
Le pré-dégrillage grossier dont les barreaux des grilles	30 à 100 mm
Le dégrillage moyen	10 à 30 mm
Le dégrillage fin moins	10 mm.

Les grilles peuvent être verticales, mais sont le plus souvent inclinées de 60° à 80° sur l'horizontale [4].

I.2.3.1.2 Dessablage et dégraissage :

Le but du dessablage est d'éliminer les matières anorganiques lourdes, qui se décantent facilement, des eaux usées afin de prévenir des dégâts à l'installation mécanique ou une sédimentation dans les installations en aval. Le dégraissage est une opération de séparation liquide-solide réalisant un compromis entre une rétention maximale de graisses et un dépôt minimal de boues. Cette séparation des effluents facilitera l'épuration des effluents en aval, en réduisant le colmatage et en évitant une certaine inhibition des processus biologiques. Le sable est enlevé continuellement à moyen de racleurs et émulseurs à l'air ou bien périodiquement en pelletant le sable manuellement. La graisse est évacuée par un racleur de surface [6].

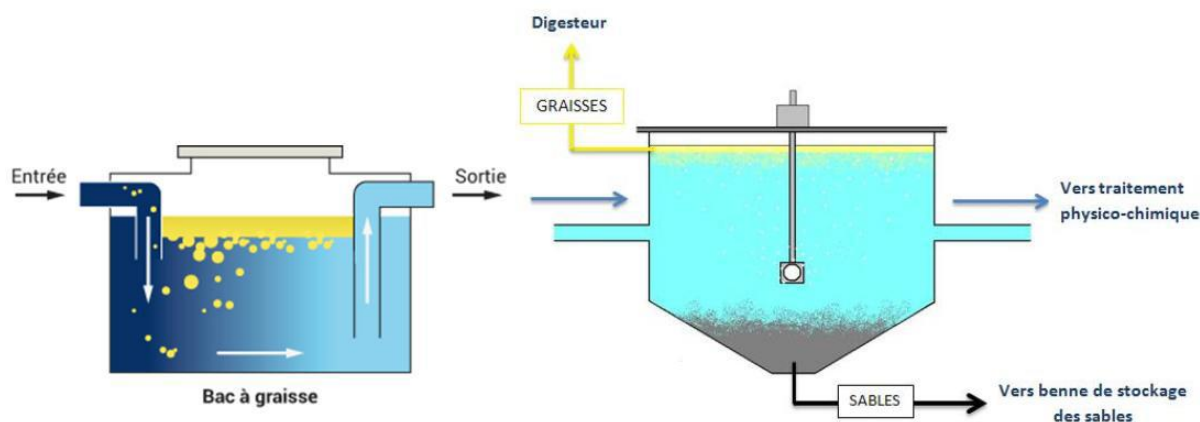


Figure (I.4) : Principe de dessablage et de dégraissage / déshuilage [6].

I.2.3.2 Traitement primaire:

La décantation primaire c'est l'étape qui viennent après la phase de prétraitement ; elle permet d'améliorer la qualité de ce dernier et éliminer les matières solides organique et inorganique sédimentable et flottants. Elle se réalise en un écoulement lent avec un temps de séjour hydraulique de pratiquement 1 heure [7] pour une vitesse extensionnelle de 1.2 m/h, la décantation primaire élimine 40 à 60 % du MES ; soit 40% de matière organique 10 à 30% des virus [8].

I.2.3.3. Traitements biologiques (traitement secondaire) :

Le but de cette opération est d'éliminer le maximum des particules biodégradable et non décantable par l'utilisation des bactéries dans un milieu souvent aérobique qui va se nourrir de la matière organique MO présente dans l'eau usée.

Cette dégradation se fait soit :

- D'une nature aérobie en présence de l'oxygène. Dans ce cas, les bactéries sont nommées « bactéries aérobies ».
- D'une nature anaérobie en absence d'oxygène. Les bactéries dans ce cas sont nommées « Bactéries anaérobies ».

Pour faire ce traitement biologique il existe trois grands types de procédés qui sont :

- Les lits bactériens.
- Les disques biologiques.
- Les boues activées.

I.2.3.3.1. Les lits bactériens :

C'est un procédé de traitement biologique des eaux usées basé sur le principe de la culture fixe [9], le lit bactérien ruisselle les eaux usées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux bactéries épurateurs [10].



Figure (I.5) : Un lit bactérien [11].

I.2.3.3.2. Les disques biologiques (ou bien bio disques) :

C'est un procédé de traitement biologique aérobie à biomasse fixée. Il comprend une série de disques assemblés en parallèle immergés dans l'effluent équipés d'un moteur permettre la rotation et d'un clarificateur ou d'un bac.

La rotation assure le bon contact entre les micro-organismes fixé sur les disques et les eaux usées qui se développent dans la partie immergée. Elle assure aussi à l'aération dans la partie aérienne de ces disques biologiques.

La partie inférieure des disques est immergée dans un bac où circulent les eaux usées, elle permet de prélever les matières organiques et azotées qui contiennent dans les eaux usées puis les digère et les dégrade. Les boues mortes séparées des disques biologiques sont présentes dans l'eau dont elles sont séparées puis récupérées dans l'étape de décantation secondaire [12].

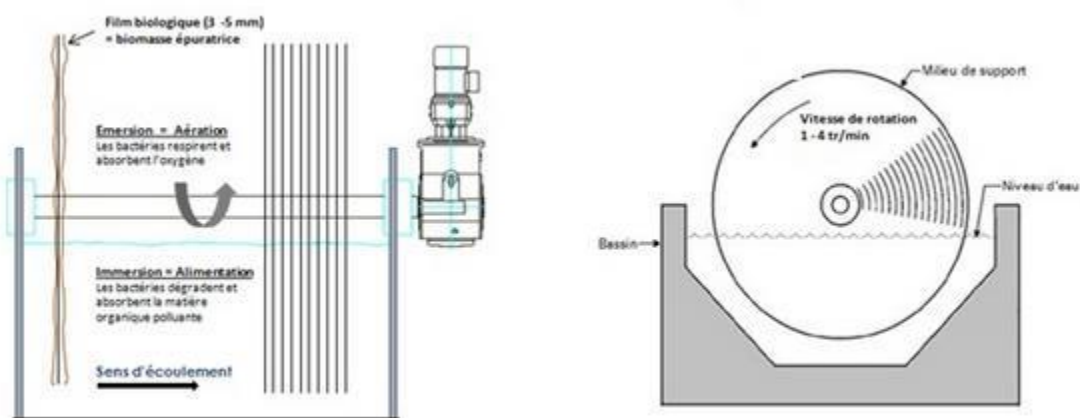


Figure (I.6) : Disque biologique [12].

I.2.3.3. Les boues activées :

1- L'Origine des boues activées :

La boue biologique produite (ou biomasse) provient principalement de la dégradation des matières carbonées, azotées et phosphorées. En effet, tous les procédés biologiques sont basés sur les activités métaboliques naturelles des organismes impliqués. Ces activités, reliées à la croissance et à la survie de ces organismes, se divisent principalement en deux classes: les Activités anaboliques et les activités cataboliques.

- L'anabolisme est cette partie du métabolisme biologique qui est responsable de la Croissance. Son activité consiste à transformer des composés simples et non-viables en des Constituants de cellules actives.

- Le catabolisme fournit l'énergie nécessaire pour les activités anaboliques et pour le Maintien des fonctions vitales. Son mécanisme consiste donc à détruire le substrat pour en Retirer l'énergie et la rendre disponible pour la cellule. Les déchets issus du catabolisme en conditions aérobies sont des substances minérales comme le CO₂, le NH₃ [13].

2- Les boues activées à l'échelle microscopique :

Les boues sont essentiellement composées de bactéries vivantes et mortes, aérobies facultatives de petite taille allant du micromètre au millimètre. Les boues activées forment donc un écosystème très complexe où cohabitent différentes souches bactériennes et une microfaune.

Les bactéries trouvées dans les boues peuvent être :

-de type unicellulaire de forme sphérique ou cylindrique (0.5 et 5 µm).

-de type pluricellulaire dont la taille est souvent comprise entre 10 et 500 µm.

2.1. Flocons de boues activées :

La boue activée est un mélange d'une grande variété de bactéries et autres micro-organismes (protozoaires, etc.) vivant sous des conditions aérobies.

Les bactéries (*Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, etc.) sont le genre de micro-organismes les plus présents dans un système aux boues activées. Elles peuvent être libres, sous forme de cellules non liées ou organisées en flocons de boue. L'aptitude à la formation de flocons est une propriété très importante en vue de garantir une bonne séparation entre la boue et l'eau claire obtenue (RADEEMA, 2011).

Suivant les conditions exactes de procédé, il peut y avoir d'importantes différences de morphologie, structure et taille des flocons. 3 classes peuvent être distinguées :

- Petits flocons : diamètre < 25 micromètres
- Flocons de taille moyenne : diamètre = 25 - 250 micromètres
- Gros flocons : diamètre > 250 micromètres [15].

2.2. Microfaune et microflore :

La faune et la flore bactérienne, appelées encore biomasse, représentent l'ensemble des êtres vivants, animaux et végétaux, qui sont présents dans le milieu considéré. Les bactéries sont les agents principaux du traitement mais les autres formes biologiques gravitant autour d'elles (protozoaires, métazoaires,...) [14].

2.2.1 Protozoaires :

Ce sont des organismes eucaryotes, unicellulaires, mobiles et de taille pouvant aller de 1 à 500 μm . Le rôle principal de ces protozoaires est avant tout la clarification de l'effluent par prédation des bactéries libres.

2.2.2. Métazoaires :

Les métazoaires sont des organismes pluricellulaires dont la taille peut aller de 100 μm à 1mm. Parmi les principaux métazoaires présents dans les boues activées des stations d'épuration, on retrouve essentiellement deux familles : les nématodes et les rotifères.

2.2.3. Les processus métaboliques :

La connaissance de ces processus métaboliques est essentielle car elle permet d'expliquer les phénomènes observés d'un point de vue macroscopique, le métabolisme de la cellule bactérienne se divise en trois processus (figure I.7) :

- Le catabolisme.
- L'anabolisme.
- La respiration [15].

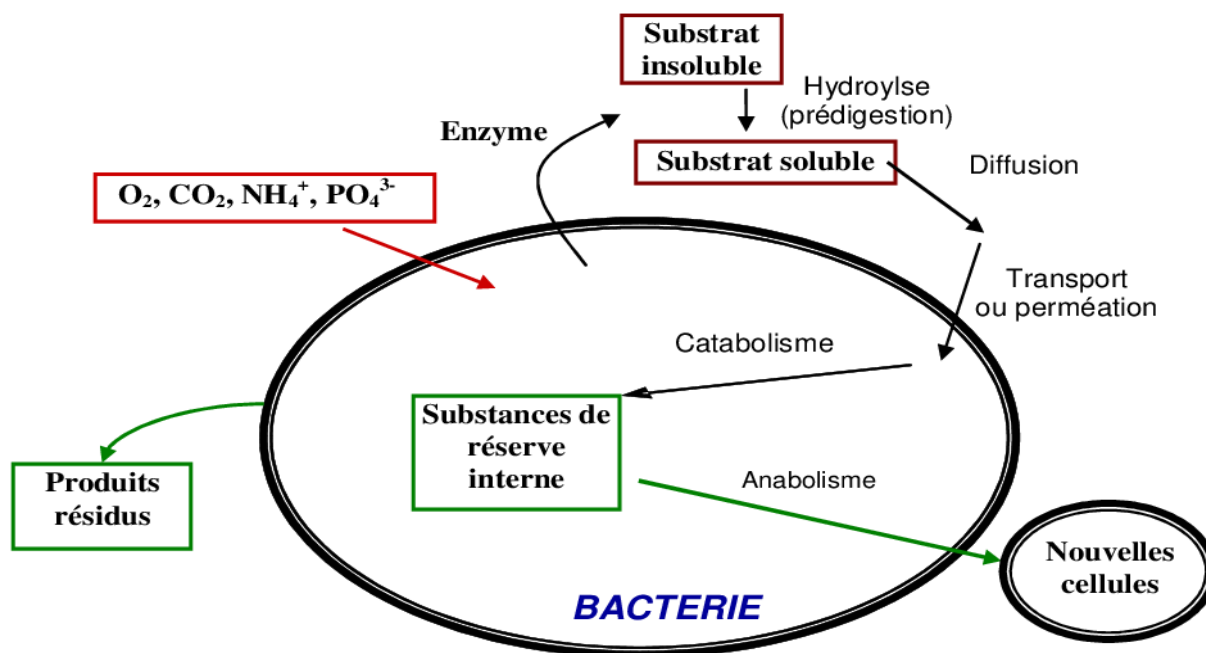


Figure (I.7) : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.

3.Le Procédé de traitement par boues activées :

Le traitement biologique par boues activées permet d'éliminer une grande partie de la Matière organique des eaux résiduaires. Le but des traitements biologiques est d'éliminer la Pollution organique soluble au moyen de micro-organismes, principalement les bactéries. Ce Traitement est généralement mis en œuvre dans un bassin à boues activées qui est un réacteur Biologique, alimenté en continu et aéré. L'aération peut être assurée en surface par des turbines, ou dans le fond par des procédés de rampe de distribution de bulles d'air alimentées par un suppresseur ou par un compresseur d'air. Les rampes de distribution sont complétées par des diffuseurs d'air dites grosses bulles ou fines bulles, suivant l'efficacité recherchée. Le Rendement de transfert d'air dans l'eau peut être amélioré par l'augmentation de la hauteur D'eau (uniquement pour les rampes de distribution). Les besoins journaliers en oxygène sont En rapport avec la charge organique journalière et son mode de dégradation, ainsi que la Quantité d'azote à nitrifier.

Dans le bassin, une culture bactérienne est maintenue au contact de la pollution sous la Forme de floccs en suspension (FigureI.8). Cette culture bactérienne, aussi appelée boue Activée ou biomasse, est ensuite séparée gravitairement du liquide épuré dans un décanteur. La majeure partie des boues épaissies est alors recyclée dans le bioréacteur pour y être Mélangée avec l'eau usée incidente, et seule une faible partie est éliminée du système.

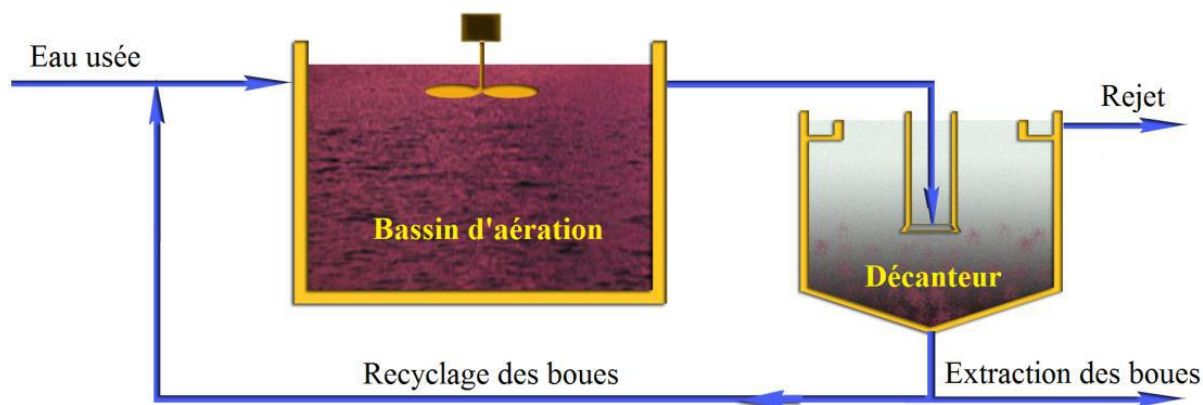


Figure (I.8): Configuration du procédé de traitement par boues activées [16].

Exclusivement destiné à la dégradation des matières organiques des eaux usées dans un premier temps, de nouvelles préoccupations ont nécessité l'extension du procédé à l'élimination des nutriments (composés azotés et phosphorés). Mais si l'oxydation des Matières organiques ne constitue plus, à l'heure actuelle, un élément limitant de la qualité de l'eau épurée pour ce type de filières, l'amélioration de l'efficacité du traitement doit en revanche, passer par un renforcement de la dégradation des pollutions azotées et phosphorées [16].

4. Le Bassin d'aération à boues activées :

Le bassin biologique est l'ouvrage le plus important de part sa fonction. On appelle ce bassin : bassin d'aération, bassin à boues activées ou encore bassin d'oxydation. Il assure les traitements des principaux agents polluants en éliminant les éléments organiques comme les graisses, sucres, protéines, etc... et en réduisant la DBO5, la DCO, l'azote et le phosphore. La dégradation de ces éléments organiques est assurée par des microorganismes (bactéries) qui consomment les matières organiques en présence d'oxygène (méthode aérobie).

On distingue cinq principaux types de bassin d'aération : Bassin à flux piston, Bassin à mélange intégral, Bassins à boucle fermée, Bassin à cascades, Bassin à alimentation étagée et bassin type carrousel [17].

5. Les types d'aération des bassins biologiques :

Il existe différents types d'aération des bassins biologiques utilisés dans le traitement des eaux usées, chacun ayant des avantages et des inconvénients en termes de coûts, d'efficacité et de maintenance.

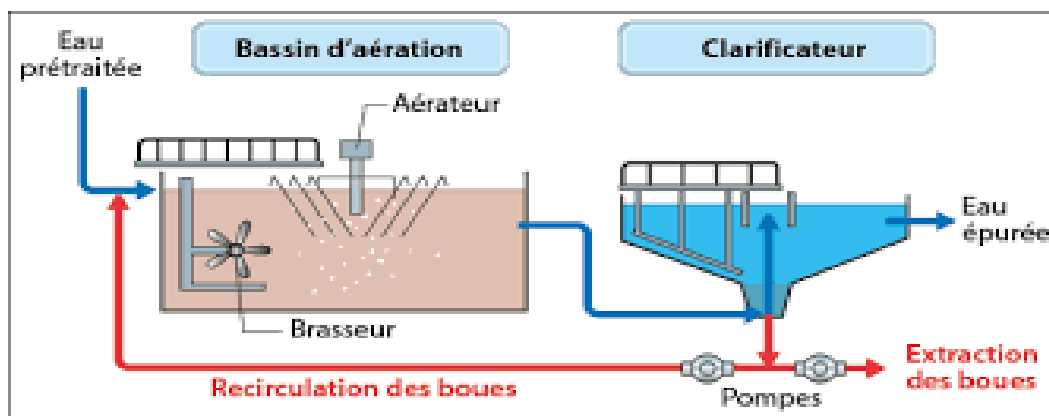


Figure (I.9):schéma de bassin d'aération.

1. Aération par diffuseurs: Les diffuseurs sont des dispositifs situés au fond du bassin qui diffusent de l'air sous forme de petites bulles dans l'eau. Ce type d'aération est très efficace pour fournir de l'oxygène aux micro-organismes et pour maintenir l'eau en agitation, mais il nécessite des systèmes de compression d'air et peut entraîner des coûts d'énergie élevés.
2. Aération mécanique: L'aération mécanique utilise des dispositifs tels que des turbines ou des agitateurs pour mélanger l'eau et fournir de l'oxygène aux micro-organismes. Ce type d'aération est moins coûteux que l'aération par diffuseurs, mais il peut nécessiter davantage d'entretien et de réparations [18].
3. Aération de surface: L'aération de surface est une méthode d'aération passive qui utilise l'air atmosphérique pour fournir de l'oxygène aux micro-organismes. Elle est souvent utilisée dans les bassins peu profonds ou à faible charge organique, mais elle est moins efficace que les méthodes d'aération active.
4. Aération par jet: L'aération par jet utilise des pompes pour projeter de l'eau dans le bassin d'aération et fournir de l'oxygène aux micro-organismes. Elle peut être efficace pour maintenir l'eau en agitation et fournir de l'oxygène, mais elle peut également entraîner des coûts d'énergie élevés et peut nécessiter des systèmes de filtration pour éviter les colmatages [19].

En général, le choix du type d'aération dépend de plusieurs facteurs, tels que la charge organique de l'eau usée, la taille du bassin d'aération et les coûts d'exploitation et d'entretien.

6. La chaîne de traitement à boues activées :

Est composée d'un bioréacteur, d'un clarificateur et d'une boucle de recyclage des boues.

Il existe plusieurs types de thérapie biologique, chacun avec ses propres avantages et inconvénients qui sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau (L.2) : Comparaison entre les types du traitement biologique [20].

Filière	Avantage	Inconvénients
Lit bactérien.	Faible consommation d'énergie.	-Performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées. - Cela tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception - Un dimensionnement plus réaliste qualités d'eau traitée satisfaisantes.
Disque biologique.	- Fonctionnement simples demandant mois d'entretien et de contrôle que la technique des boues activées. - Bonne décantabilité des boues. - Plus faible sensibilité aux variations de charge et au toxique que les boues activées. - Généralement adaptés pour les petites collectivités. - Résistance au froid, les disques sont toujours protégés par des capots ou par un petit bâtiment.	- Coûts d'investissement assez élevés peuvent être supérieurs d'environ 20% par rapport à une boue activée. - Nécessite de prétraitement efficace. - Sensibilité au colmatage. - Ouvrages de taille important si des objectifs d'élimination de l'azote sont imposés.
Boues activées.	- Adaptée pour toute taille de collectivité, sauf les très petites. -Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO5, N par nitrification et dénitrification). - Adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles. -Boues légèrement stabilisées.	Coûts d'investissement assez importants. Consommation énergétique importante. - Nécessite de personnel qualifié et d'une surveillance régulière. - Sensibilité aux surcharges Hydrauliques. -Dilatabilité de boues ne pas toujours

		aisée à maîtriser.
--	--	--------------------

I.2.4. Traitement de clarification :

La clarification est une étape essentielle, et intervient après le traitement biologique. Elle permet de séparer par décantation l'eau épurée des boues dites « secondaires » issues du traitement biologique. Cette décantation se fait dans des ouvrages spéciaux, le plus souvent circulaires, appelés clarificateurs ou décanteurs secondaires. Une partie des boues « secondaires » est évacuée en aval vers le traitement des boues ; l'autre partie est recyclée vers le bassin d'aération pour maintenir la masse biologique nécessaire au fonctionnement de l'installation. Dans la plupart des cas, l'effluent peut être rejeté dans le milieu naturel après la clarification. Le rejet se fait par un canal équipé de capteurs de mesure pour l'auto surveillance de la station [21].



Figure (I.10) : Un clarificateur.

I.2.5. Traitement tertiaires ou complémentaire:

Les étapes que nous avons mentionnée précédemment ne traitent pas complètement les impuretés et n'éliminent pas toutes les matières organiques, d'où l'importance de la phase du traitement tertiaire qui est une phase complémentaire aux autres phases précédentes. Son objectif est d'injecter des produits chimiques (comme l'hypochlorite de sodium) pour éliminer les microorganismes qui restent dans les eaux clarifiées et qui peuvent provoquer des Maladies à Transmission Hydrique[22].

I.2.6. Traitement des boues :

Lors du traitement biologique des eaux usées, basé sur la transformation de la pollution en biomasse (appelée boue), les stations d'épuration produisent différents types de boue en fonction de leurs étapes de traitement aux caractéristiques bien particulières. Les différents types de boues issues du traitement des eaux usées. Les boues en contiennent en général 95% à 98% d'eau. Les traitements imposés aux boues s'effectuent en différentes étapes : épaissement, digestion anaérobie, déshydratation, séchage et valorisation. La valorisation est soit agricole (épandage direct ou compostage), soit énergétique (incinération, digestion anaérobie).

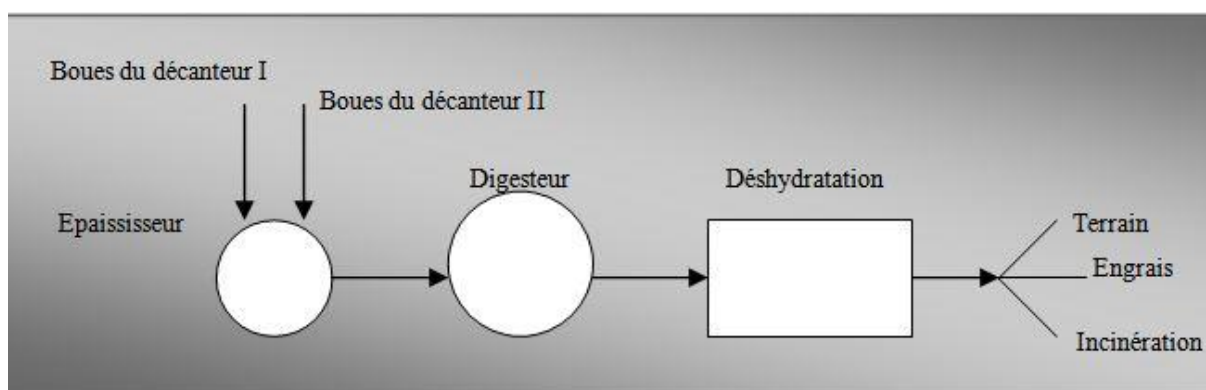


Figure (I.11) : Schéma général des traitements des boues[24].

I.2.6. 1. épaissement :

Il s'agit de la première étape de traitement des boues, qui s'opère en général avant le mélange des boues issues des différentes étapes d'épuration des eaux usées (boues primaires, secondaires, et éventuellement tertiaires). Cette étape peut être précédée de l'ajout de flocculant organiques de synthèse (poly électrolytes) ou minéraux (chaux, sels de fer ou d'aluminium), afin de faciliter la séparation des phases solide et liquide des boues. L'épaissement consiste à laisser s'écouler les boues par gravitation à travers un silo placé au-dessus d'une table d'égouttage ou d'une toile semi-perméable. Autre technique de concentration : la flottation, basée sur l'injection de gaz dans les boues, ce qui sépare les phases liquides et solides par différence de densité. En sortie, les boues sont encore liquides avec une siccité de 4 à 6 % [24].

I.2.6.2. Stabilisation des boues :

La stabilisation des boues est une opération qui consiste à appliquer un traitement aux boues d'épuration afin de limiter la production de mauvaises odeurs. Les odeurs nauséabondes qui émanent des boues sont principalement causées par leur fermentation et la stabilisation consiste à stopper le processus de fermentation [25].

I.2.6.3. Déshydratation des boues :

La déshydratation est nécessaire pour évacuer une partie de l'eau libre contenue dans les boues. Les traitements comprennent généralement en première étape un conditionnement chimique de la boue pour faciliter l'évacuation de l'eau de la boue grâce à un changement de structure. Les principales technologies de déshydratation sont[26] :

- les lits de séchage (procédé de séchage naturel);
- la filtration sur bande pressante (siccité de 15 à 35%);
- la filtration sous pression (siccité de 35 à 55%);
- la centrifugation (siccité de 15 à 40%).

I.2.6.4. Séchage des boues :

Le séchage des boues est une déshydratation quasi-totale des boues par évaporation de l'eau qu'elles contiennent ; la réduction de volume qui en résulte est conséquente [24].

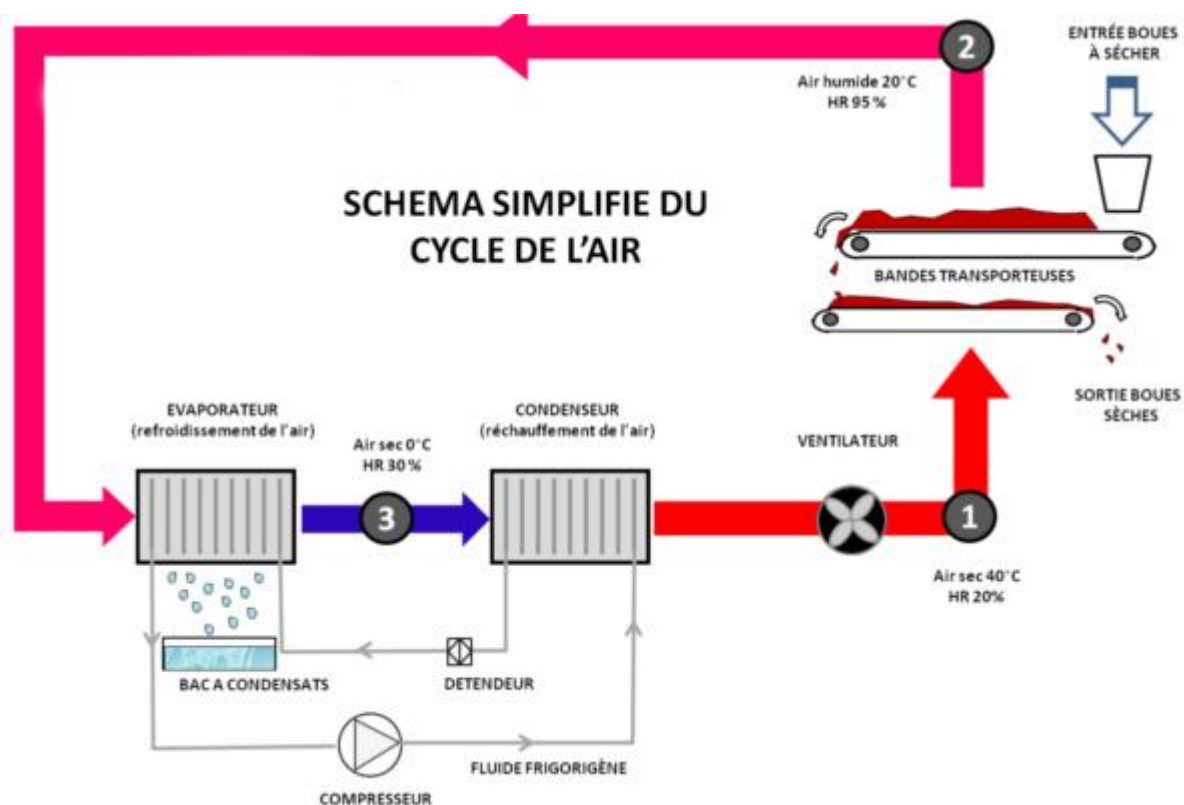


Figure (I.12) : séchages des boues [24].

I.2.6.5. Incinération des boues :

L'incinération des boues est l'un des procédés utilisés pour le traitement des boues d'épuration, qui sont le résidu solide produit lors du traitement des eaux usées. Ce procédé consiste à brûler les boues dans un four à haute température, généralement entre 800 et 1000 degrés Celsius, afin de les réduire en cendres.

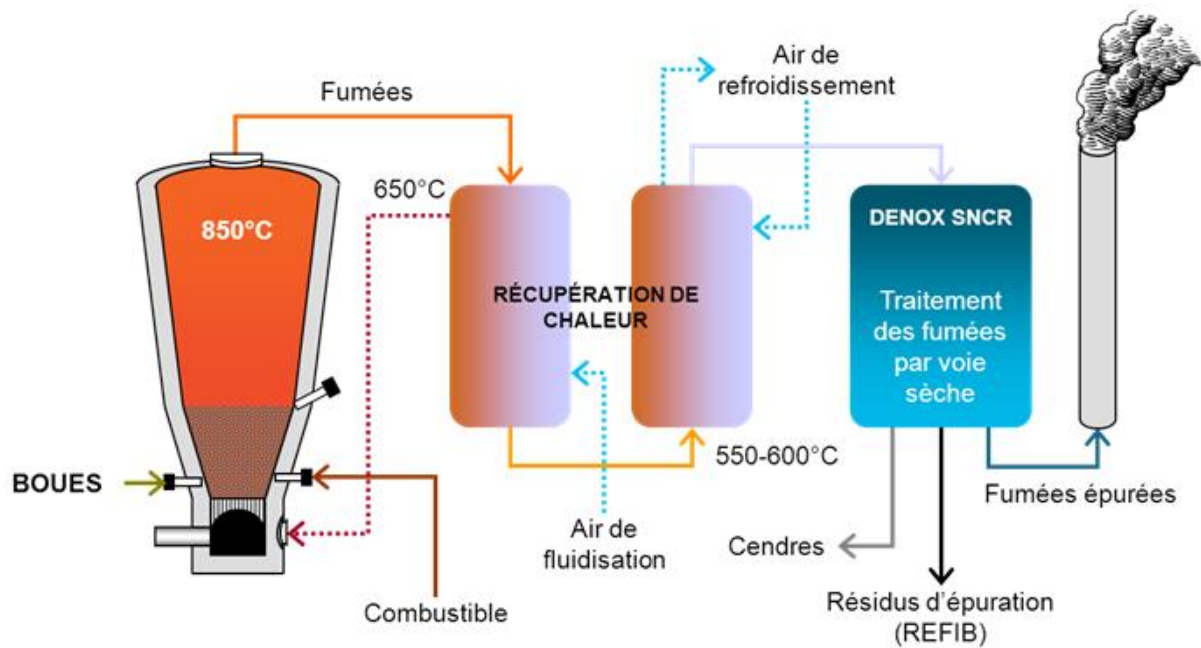


Figure (L.13) : incinération des boues .

Tableau (I.3) : Les différents types des boues selon leur origine et leur composition [27].

Type de boue	Boues primaires	Boues biologiques	Boues mixtes	Boues physico-chimiques
Origine	Traitement primaire par décantation	Traitement biologique secondaire	Traitement primaire et secondaire	Décantation après traitement avec un réactif
Composition	Matière inorganique	Composés organiques avec un petit pourcentage de composés inorganiques	Mélange de boues primaires et de boues biologiques	Mélange des réactifs chimique et des boues
Siccité	Couleur grise siccité 5%	Boue granulaire, de couleur brun-jaunâtre, pulvérulente et de décantation difficile siccité 1-2%	Siccité 5%	Siccité 4-5%

I.3. Difficultés rencontrées par les stations d'épuration :

Comme toutes les stations et les machines inventées et fabriquées par l'homme, les stations d'épuration des eaux usées peuvent rencontrer des problèmes qui affectent le bon fonctionnement de leurs tâches. Ces difficultés peuvent rendre l'épuration de l'eau un défi important pour les opérateurs de traitement des eaux usées.

I.3.1. La nature des eaux usées :

Les eaux usées sont des eaux qui ont été utilisées dans diverses activités humaines, telles que les activités domestiques, industrielles, agricoles ou commerciales. Ces eaux contiennent diverses substances, notamment des matières organiques, des produits chimiques, des bactéries, des virus, des nutriments, des métaux lourds et des matières en suspension. Les eaux usées peuvent également contenir des contaminants tels que des pesticides, des herbicides, des hormones et des médicaments [27].

Les eaux usées sont généralement classées en trois catégories principales :

- Les eaux usées domestiques, qui proviennent des ménages et des établissements publics tels que les écoles, les hôpitaux et les bureaux.
- Les eaux usées industrielles, qui proviennent d'usines et d'autres installations industrielles.
- Les eaux usées municipales, qui proviennent des systèmes de drainage urbains et des eaux de pluie.

Les eaux usées sont souvent traitées dans des stations d'épuration avant d'être rejetées dans l'environnement. Le traitement des eaux usées vise à éliminer les contaminants et à réduire la charge organique afin de minimiser l'impact environnemental des rejets. Le traitement des eaux usées peut inclure des étapes physiques, chimiques et biologiques pour éliminer les contaminants et les matières organiques et pour désinfecter les eaux avant leur rejet dans l'environnement [28].

I.3.2. Le non-respect des normes des rejets :

Le bon fonctionnement de la station d'épuration est attesté par le contrôle quotidien de divers paramètres des eaux usées en fin de traitement et que ces paramètre doivent être conformes aux normes de rejet imposées par la réglementation (Tableau I.4).

Tableau (I.4) : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (Journal Officiel De La République Algérienne N°26, 23 Avril 2006).

Paramètres	Unité	Valeurs limites	Tolérances aux valeurs anciennes installations limites
Température	°C	30	30
PH	-	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5
MES	Mg/l	35	40
Azote kjeldahl	Mg/l	30	40
Phosphore total	Mg/l	10	15
DCO	Mg/l	120	130
DBO ₅	Mg/l	35	40
Aluminium	Mg/l	3	5
Substances toxiques bioaccumulables	Mg/l	0.005	0.01
Cyanures	Mg/l	0.1	0.15
Fluor et composés	Mg/l	15	20
Indice de phénols	Mg/l	0.3	0.5
Hydrocarbures totaux	Mg/l	10	15
Huiles et graisses	Mg/l	20	30
Cadmium	Mg/l	0.2	0.25
Cuivre total	Mg/l	0.5	1
Mercure total	Mg/l	0.01	0.05
Plomb total	Mg/l	0.5	0.75
Chrome total	Mg/l	0.5	0.75
Etain total	Mg/l	2	2.5
Manganèse	Mg/l	1	1.5
Nickel total	Mg/l	0.5	0.75
Zinc total	Mg/l	3	5
Fer	Mg/l	3	5
Composés organiques chlorés	Mg/l	5	7

I.3.3. Débit d'alimentation :

Chaque station d'épuration des eaux usées est développée pour être capable de traiter une certaine quantité de matière organique [21]. Le dimensionnement de chaque STEP est toujours fait par rapport à un débit maximal qu'elle peut recevoir. Le dépassement de ce débit provoque un sous-dimensionnement de la STEP et arrêt de celle-ci. Citons par exemple le cas de la STEP de Ain El Houtz qui est débordée dans la période de l'Aïd El Adha.

I.3.4.Problèmes d'entretien :

Les problèmes d'entretien dans les systèmes de traitement des eaux usées peuvent entraîner des dysfonctionnements, des pannes et des problèmes de qualité de l'eau.

Pour éviter ces problèmes d'entretien, il est important de mettre en place un programme d'entretien préventif régulier et de suivre les recommandations du fabricant pour l'entretien des équipements de traitement des eaux usées. Les opérateurs de systèmes de traitement des eaux usées doivent également être formés pour détecter et résoudre les problèmes d'entretien potentiels avant qu'ils ne deviennent des problèmes majeurs [29].

I.3.5. Problèmes mécaniques :

I.3.5.1.Problèmes d'aération :

La présence de l'oxygène est nécessaire pour l'oxydation de la matière organique et le manque prolongé d'oxygène peut conduire à [30]:

- La diminution de l'efficacité d'abattement.
- La formation d'une biomasse filamenteuse donc une mauvaise décantation.
- La nuisance olfactive due à la formation d'acides volatiles et H₂S dans des conditions anaérobies.
- L'arrêt total des réactions de nitrification (= oxydation de NH₄⁺-N) et donc plus de suppression d'azote.

Des concentrations d'oxygène trop élevées n'influencent pas directement l'efficacité d'abattement. Cependant, les concentrations de DO > 5 mg O₂/L doivent être évitées afin de ne pas :

- Gaspillage d'énergie.
- Plus petits flocons (mauvaise décantation/effluent turbide).
- Peut être à l'origine de la formation de filaments.

La température de l'eau peut affecter la solubilité de l'oxygène et la croissance des micro-organismes. Si la température de l'eau est trop élevée ou trop basse, cela peut affecter l'efficacité du traitement [31].

L'absence de brassage dans la première partie d'aération entraîne la formation de boues sceptiques (dangereuses pour les bactéries) au fond du bassin.

Il est important de surveiller régulièrement les niveaux d'oxygène dissous dans les bassins d'aération, de nettoyer régulièrement les diffuseurs et de maintenir les températures d'eau optimales pour garantir un fonctionnement efficace du système d'aération en station d'épuration. Des équipements de mesure et de contrôle adaptés permettent de surveiller en temps réel l'état de l'aération et d'adapter les réglages en conséquence pour optimiser l'efficacité du traitement.

I.3.5.2. Difficulté liée aux agitateurs de la station d'épuration :

Les agitateurs sont des équipements clés en station d'épuration, utilisés pour mélanger les eaux usées et favoriser le contact entre les micro-organismes et les matières organiques présentes dans l'eau. Cependant, ils peuvent rencontrer des difficultés qui peuvent affecter leur efficacité et leur durée de vie. Voici quelques exemples de difficultés courantes liées aux agitateurs en station d'épuration :

-Usure : Les agitateurs sont soumis à des forces importantes qui peuvent entraîner leur usure au fil du temps. L'usure peut affecter la performance de l'agitation et réduire la durée de vie de l'équipement.

- Encrassement : Les agitateurs peuvent se boucher en raison de l'accumulation de matières en suspension, de graisses et de débris. Cela peut réduire l'efficacité de l'agitation et affecter le traitement biologique des eaux usées.

-Problèmes mécaniques : Les agitateurs sont des équipements mécaniques qui peuvent rencontrer des problèmes tels que des fuites, des bris de pièces, des problèmes de lubrification, etc.

-Problèmes électriques : Les agitateurs sont alimentés par des moteurs électriques qui peuvent rencontrer des problèmes tels que des surcharges, des court-circuits, des problèmes de câblage, etc [32].

I.3.5.3. Bouchage des conduites :

Le bouchage des conduites est provoqué par un manque d'entretien des installations ou un débit très chargé par les matières organiques.



Figure (I.14) : Canalisation bouchée.

I.3.5.4. Problème de colmatage des pompes :

Le colmatage des pompes se produit lorsque les matières en suspension dans l'eau se déposent sur les parois de la pompe et réduisent son débit, entraînant des temps d'arrêt et des coûts de maintenance élevés. Les principales causes du colmatage des pompes en station d'épuration sont (Accumulation de matières solides, Formation de boues, Utilisation de pompes inadaptées, Mauvaise maintenance...)[33].

Pour prévenir le colmatage des pompes, il est important de choisir des pompes adaptées au traitement des eaux usées, de surveiller régulièrement leur fonctionnement et de mettre en place un plan de maintenance régulier. Des dispositifs de prétraitement tels que des grilles, des tamis et des séparateurs de sable peuvent également être utilisés pour éliminer les matières solides en amont des pompes et réduire les risques de colmatage.

I.3.6. Problèmes biologiques :

I.3.6.1. Difficulté des bactéries filamenteuses :

Les bactéries filamenteuses sont un groupe de bactéries qui peuvent causer des problèmes dans les systèmes de traitement des eaux usées. Elles peuvent former des filaments dans les boues activées, les filtres à sable, les bioréacteurs et les systèmes de traitement biologique, ce

qui peut entraîner des problèmes de colmatage, des temps de séjour prolongés, des odeurs désagréables et une qualité d'eau de sortie médiocre.

- a) Colmatage des filtres : Les bactéries filamenteuses peuvent former des filaments qui s'accumulent dans les filtres à sable, réduisant la capacité de traitement et augmentant la charge de travail des opérateurs.
- b) Temps de séjour prolongés : Les filaments peuvent ralentir la vitesse de traitement de l'eau en augmentant le temps de séjour des eaux usées dans le système de traitement, ce qui peut augmenter le risque de formation d'odeurs et de prolifération de micro-organismes.
- c) Qualité de l'eau de sortie médiocre : Les bactéries filamenteuses peuvent réduire la qualité de l'eau de sortie en interférant avec les processus de traitement biologique, ce qui peut augmenter la charge en matières organiques et en nutriments dans l'eau traitée [34].

I.3.6.2. Difficulté des mousses :

Les mousses sont des végétaux acotylédones cellulaires, à tige simple ou composé, à racines ramifiées et composés d'une seule série de cellules allongées, à feuilles insérées horizontalement et disposés en spirales [35].

La présence de mousses dans les stations d'épuration peut causer des problèmes de fonctionnement et de traitement des eaux usées. Les mousses sont des amas de bulles d'air qui se forment à la surface des bassins de traitement, des décanteurs et des lagunes, et qui peuvent réduire l'efficacité du traitement en entravant l'oxygénation et la séparation des matières en suspension.

Ces mousses sont peu déstructurées par une agitation de surface et reforment rapidement un tapis uniforme en absence d'agitation. Les bulles de gaz favorisent la flottation. Ces flottants constituent un milieu favorable au développement privilégié de certaines bactéries filamenteuses responsables de moussage [36].

L'apparition d'une petite quantité de mousse dans une station d'épuration est plutôt normale, même quand le système fonctionne normalement. Cependant, si cette mousse est en abondance à la surface des bassins d'aération et de clarification ce n'est pas normal. Ce moussage extrême peut être expliqué par plusieurs phénomènes :

- Présence de fortes concentrations en détergents et matières grasses

- pH trop haut ou trop bas
- Manque d'oxygène
- Manque de nutriments
- Boue trop vieille.

I.3.6.3. Vieillessement des boues :

Le vieillissement des boues est un phénomène qui se produit dans les stations d'épuration où les boues sont stockées avant d'être éliminées ou valorisées. Ce processus peut avoir des conséquences importantes sur la qualité des boues, leur teneur en matières organiques, leur densité et leur capacité à être épaissies ou digérées.

Le vieillissement des boues est principalement causé par la dégradation biologique des matières organiques contenues dans les boues, qui peut être influencée par divers facteurs tels que la température, la teneur en oxygène, la charge organique et la composition des boues [37].

I.4. La prédiction de la qualité de l'eau épurée :

La prédiction de la qualité de l'eau épurée est importante car elle permet de surveiller et de contrôler la performance des stations d'épuration, ainsi que de garantir la conformité aux normes environnementales en matière de rejet d'eau traitée dans les milieux naturels.

Les modèles de station d'épuration peuvent aider à prédire la qualité de l'eau épurée en simulant le fonctionnement de la station d'épuration et en prenant en compte les paramètres influençant la qualité de l'eau tels que la charge organique, la teneur en nutriments, la température, la concentration en bactéries, etc.[38].

Les résultats de la modélisation peuvent être utilisés pour optimiser la gestion de la station d'épuration en identifiant les paramètres critiques et en évaluant l'efficacité des solutions de traitement. Par exemple, si le modèle prévoit une augmentation de la teneur en nutriments dans l'eau traitée, cela peut indiquer un dysfonctionnement du processus de traitement et permettre de prendre des mesures pour y remédier.

La prédiction de la qualité de l'eau épurée peut également être utilisée pour la planification à long terme de la gestion des ressources en eau, en permettant d'évaluer l'impact des futurs projets sur la qualité de l'eau traitée rejetée dans les milieux naturels [39].

Il est important de prédire la qualité de l'eau épurée par ces modèles pour plusieurs raisons [40]:

- a) Garantir la sécurité de l'eau potable : Les modèles de prédiction de la qualité de l'eau épurée permettent de détecter les contaminants et les niveaux de pollution dans l'eau, ce qui aide à garantir que l'eau potable est sûre pour la consommation humaine.
- b) Réduire les coûts : En prédisant la qualité de l'eau épurée, les opérateurs de traitement des eaux peuvent prendre des mesures préventives pour réduire la quantité de contaminants dans l'eau, ce qui peut réduire les coûts liés au traitement de l'eau.
- c) Respecter les réglementations environnementales : Les modèles de prédiction de la qualité de l'eau épurée sont souvent utilisés pour s'assurer que les installations de traitement des eaux usées respectent les réglementations environnementales en vigueur.
- d) Optimiser les processus de traitement de l'eau : En utilisant les modèles de prédiction de la qualité de l'eau épurée, les opérateurs de traitement des eaux peuvent optimiser les processus de traitement pour garantir une qualité d'eau maximale et minimiser les coûts.

En résumé, la prédiction de la qualité de l'eau épurée par les modèles de station d'épuration est un outil important pour surveiller et optimiser la performance des stations d'épuration, garantir la conformité aux normes environnementales et planifier la gestion des ressources en eau.

I.5.Conclusion :

De par la variété de sa composition, la pollution contenue dans les effluents ne peut être éliminée que par une chaîne de traitement complexe faisant intervenir plusieurs types de procédé. Le bon fonctionnement de chaque étape est primordial notamment la phase de traitement biologique qui est la phase la plus difficile à maîtriser. En effet, son fonctionnement est basé sur le développement de micro-organismes vivants et nécessite des conditions opératoires contraignantes.

La prédiction de la qualité de l'eau épurée par les modèles de station d'épuration est un outil important pour surveiller et optimiser la performance des stations d'épuration, garantir la conformité aux normes environnementales et planifier la gestion des ressources en eau.

An aerial photograph of a wastewater treatment plant. The image shows several large, circular aeration tanks arranged in a semi-circular pattern. A central metal structure, likely a central column or part of a clarifier, extends from the foreground towards the center of the tanks. The water in the tanks is dark blue. In the background, there are green trees and a white building. The image is overlaid with a white geometric pattern consisting of several overlapping triangles and lines.

Chapitre II :

**Modélisation
du procédé à
boue activée.**

II.1. Introduction :

Les stations d'épuration sont des systèmes dynamiques, soumis à d'importantes variations temporelles.

La modélisation de leur fonctionnement, qui consiste à représenter mathématiquement l'évolution dans le temps de variables d'intérêt représentant les phénomènes biologiques, physiques et chimiques qui se déroulent dans les ouvrages, est utilisée pour mieux comprendre les processus mis en jeu et optimiser le traitement des eaux résiduaires.

Aujourd'hui des modèles sont employés dans la conception, le contrôle, la gestion, mais aussi dans la recherche.

L'objectif de ce chapitre est de présenter brièvement les modèles biologiques utilisés pour prédire le rendement épuratoire d'un bassin à boues activées.

Les modèles mathématiques développés pour les systèmes à boues activées se sont intéressés uniquement aux aspects microbiologique et chimique et ont le plus souvent ignoré l'hydrodynamique du système. Ils se basent sur l'hypothèse d'une structure d'écoulement de type parfaitement mélangé et représentent alors le bassin à boues activées comme une série de réacteurs parfaitement mélangés.

II.2. Historique de la modélisation :

En 1982, l'association internationale sur la recherche et le contrôle de la pollution de l'eau (IAWPRC), a créé un groupe de travail sur la modélisation mathématique pour la conception et la mise en œuvre des processus à boues activées. Dès lors, modéliser des stations est devenu une discipline pendant environ 15 années. Les divers modèles développés à cette époque ont cependant été peu utilisés, par manque de confiance et par la complexité de leur présentation sous forme écrite.

Des prévisions réalistes dans le fonctionnement de systèmes simples à boues activées devaient être définies. Ainsi le groupe de travail devait créer une plate-forme commune qui pourrait être employée pour le développement de futurs modèles. Ce modèle devait présenter un minimum de complexités. Le résultat a été le modèle à boues activées N°1, aujourd'hui connu sous différents noms : IAWPRC modèle, Activated Sludge Model ASM1, modèle IAWQ n°1 [41].

Le modèle fut présenté lors d'une conférence à Kollokollo, au Danemark en 1985. Il a été édité en 1987 sous sa forme finale dans le rapport « Scientifique et Technique » Report N°1 de l'IAWPRC. Une base solide fut établie après de nombreuses discussions entre chercheurs et praticiens. Plusieurs autres modèles ont ensuite été développés. Ainsi, en 1995 le modèle n°2 incluant l'élimination de l'azote combinée à l'élimination biologique du phosphore (ASM2) a été édité. Cependant, ce processus était peu clair et a été mal pris en compte. Pour cette raison, le modèle ASM2, devenu obsolète, a été remplacé en 1999 par le modèle ASM2d incluant la dénitrification combinée [55].

En 1998, le groupe de travail a décidé de développer un nouveau processus l'ASM3, afin de créer un outil à l'usage des prochaines générations de modèles. L'ASM3 est basé sur des développements récents dans la compréhension des processus à boues activées. Nous y trouvons les possibilités de suivre le stockage interne de composés, qui ont un rôle important dans le métabolisme des organismes [53].

II. 3. Besoin d'un outil informatique :

Il s'agit de mettre en équivalence un monde réel et un monde virtuel sur l'écran pour que nous puissions faire des expérimentations sur cette représentation, la simulation sert à mieux comprendre les phénomènes observés, à tester des hypothèses et des scénarios pour réaliser des études comparatives. La simulation devient un outil d'aide à la décision.

L'application informatique sert également à prédire, c'est à dire anticiper dans le temps mais aussi prévoir les réactions de la station lorsque celle-ci est soumise à des conditions différentes[1].

II.4. Modélisation biologique dans le traitement des eaux usées :

Dans le traitement des eaux usées, les modèles les plus courants ne décrivent pas les mécanismes de contrôles biochimiques tel que les ratios ADP/ATP « le test adénosine di phosphate (ADP)/adénosine triphosphate (ATP) » ou les comportements d'une espèce de microorganismes en particulier [42]. Mais par simplification, les micro-organismes ayant une même fonction sont regroupés dans une seule entité, un seul groupe de micro-organismes « surrogate organism ». On distingue ainsi :

4. 1. Bactéries hétérotrophes :

Capable de dégrader la matière organique en condition aérée pour la synthèse cellulaire et utilisent l'oxygène comme source d'énergie.

4. 2. Bactéries autotrophes :

Capables de d'oxyder du carbone inorganique (CO_2 dissous, carbonate, bicarbonate) et de l'utiliser comme source d'énergie.

II.5.Modélisation des procédés biologiques :

II.5.1. Un outil puissant en évolution :

La modélisation mathématique consiste à créer une représentation virtuelle d'un système grâce à la résolution par ordinateur d'équations décrivant son fonctionnement, cette représentation se prête ensuite à l'étude et à des expérimentations (appelées simulations) tout comme le système réel, en présentant l'avantage de pouvoir multiplier les expériences avec un gain de temps, de moyens et d'efficacité par rapport à l'expérimentation sur site. Cet outil se développe dans tous les domaines scientifiques et techniques, il est utilisé par les chercheurs, mais aussi par les opérationnels (gestionnaires, ingénieurs...). En effet, en plus d'améliorer la compréhension des phénomènes en interprétant et prolongeant l'expérience, la modélisation est un outil de prévision, de test de scénarios et d'optimisation de procédés. En traitement des effluents liquides, on modélise le fonctionnement dynamique (intégrant les variations dans le temps) d'une station d'épuration grâce à la mise en équation des phénomènes biologiques (croissance de populations microbiennes), physiques (aération, hydraulique, décantation...) et chimiques (précipitation, oxydoréduction...) qui s'y déroulent, le procédé sur lequel les connaissances et les applications sont les plus avancées est la boue activée (eaux usées).[43]

II.5.2.Les données d'entrée :

Pour modéliser le fonctionnement d'une station d'épuration, il est impératif de disposer de données précises et spécifiques : description physique (filière, volume des ouvrages, débits des pompes...), gestion (contrôles et automatisations, alimentation, aération, extractions de boue...), quantité et qualité des eaux à traiter[44].

II.5.3. Le calage et la validation :

Le modèle doit ensuite être adapté au cas étudié en modifiant les paramètres des équations biologiques (taux de croissance, rendements, informations sur la décantation...) de façon à ce que les concentrations mesurées et simulées concordent pour les mêmes données

d'entrée, c'est l'opération de calage dont dépend le domaine de validité et le degré de confiance que l'on accorde aux résultats de simulations ultérieures, adapter la quantité d'information nécessaire aux besoins de modélisation et d'extrapolation est une étape importante, une fois les paramètres obtenus (calage), le modèle doit être validé en confrontant ses prédictions avec des données différentes d'alimentation ou de fonctionnement ou de température...etc[43].

II.6. Bilan de matière :

Les modèles, formés d'un ensemble d'équations différentielles non linéaires, sont obtenus à partir des équations dynamiques de bilan sur le bioréacteur, un bilan de matière définit la variation de la quantité d'un composé comme étant la somme de ce qui est apporté ou produit, diminué de ce qui est soutiré ou consommé[45] :

$$\text{Accumulation} = (\text{Entrée} + \text{Production}) - (\text{Sortie} + \text{Consommation})$$

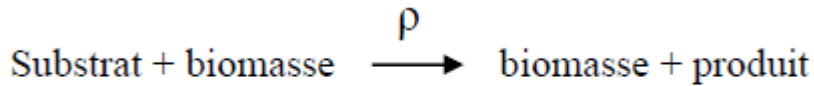
L'écriture d'un bilan pour chaque composé aboutit à la proposition d'un modèle global du procédé, la partie traduisant les réactions biologiques est représentée par les termes Production et Consommation.

II.7.Schéma réactionnel :

En résumant de manière synthétique et d'un point de vue macroscopique l'ensemble des réactions biologiques et chimiques, le schéma réactionnel permet de définir les termes production et consommation du bilan de matière, ce sont ces réactions qui déterminent la dynamique biologique du procédé, leur vitesse correspondant généralement à la vitesse de croissance de la bactérie impliquée [47].

Le schéma réactionnel est donc construit à partir des connaissances phénoménologiques disponibles, de plus, son degré de complexité est fonction de la précision que l'on souhaite obtenir : choix des réactions jugées prépondérantes pour le procédé étudié, des composés présents, son écriture n'est donc pas unique, les réactions principales intervenant dans un procédé de traitement biologique sont schématisées ci-dessous :

La croissance de la biomasse par oxydation de la matière carbonée, nitrification ou dénitrification



Avec :

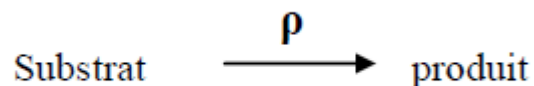
ρ : La cinétique de la réaction.

On peut écrire de manière plus synthétique cette réaction, selon (Bastin et Dochain, 1990)[6], par :

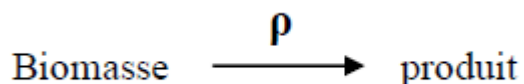


La flèche de retour signifie que la biomasse utilise le substrat pour produire de la nouvelle biomasse (biomasse à la fois produit et catalyseur), en d'autres termes il n'y a pas décroissance de biomasse sans biomasse initiale.

La transformation d'un composé en un autre composé par réaction enzymatique, les Enzymes jouant le rôle de catalyseur (hydrolyse des composés à l'extérieur de la cellule) ou par réaction chimique (ammonification) :



La mort de la biomasse :



Chaque réaction est caractérisée par les concentrations des composés (substrat, biomasse, produits), la cinétique de réaction ρ et les taux de conversion Y .

Le taux de conversion Y représente la quantité théorique de produit formé à partir d'une quantité donnée de réactif, il dépend donc de la nature des composés (substrat, biomasse,...) impliqués dans la réaction. Il existe un taux pour chaque réaction biologique et

composé impliqué, nous trouvons ainsi un taux de conversion de la biomasse morte en produits inertes, un taux de conversion du substrat en produits formés mais le taux de conversion le plus couramment utilisé est celui du substrat en biomasse. Leur valeur peut être déterminée par une expérimentation en mode batch « consiste à exécuter des jobs répétitifs contenant des volumes importants de données. La méthode par lots permet aux utilisateurs de traiter des données lorsque des ressources informatiques sont disponibles, avec peu ou pas d'intervention de leur part »: on laisse évoluer librement les composés de la réaction étudiée dans un réacteur fermé sans ajout ni soutirage, le taux est alors déterminé par la quantité de produits formés (biomasse, produits) divisée par la quantité de réactifs consommés (substrats, biomasse).

Pour chaque réaction biologique, les taux de consommation et de production de composés est donnée par le produit $Y \times \rho$, précédé respectivement d'un signe - et d'un signe +.

L'ensemble des vitesses agissant sur le composé j correspondant au terme consommation-production de l'équilibre matériel est appelé vitesse biologique globale, notée r_j . L'expression de la forme est :

$$R_j = \sum Y_{ij} \times \rho_i \quad (01)$$

Le schéma réactionnel permet donc de définir :

- Les variables d'état sont les composés qui entrent dans les réactions.
- Les cinétiques associées à chacune des variables d'état en fonction des réactions biologiques dans lesquelles elle intervient.

Il peut être également mis sous la forme d'un diagramme fonctionnel qui contient la même information mais qui, visuellement, permet de mieux mettre en évidence les enchaînements de réaction [47].

II.8. Cinétiques des réactions :

Les cinétiques (vitesses de réaction) sont un élément important de la dynamique du système. Cependant, la manière dont chaque composé influe sur la cinétique de réaction est difficile à évaluer, l'écriture de ces cinétiques sous forme d'équation est issue de considérations souvent empiriques et ces formulations ne constituent donc que des relations approximatives. [48]

L'expression d'une cinétique est donnée par la relation :

$$P = \mu \times [\text{biomasse}] \quad (2).$$

μ est un paramètre pouvant être exprimé par une constante ou un paramètre variant dans le temps ou encore un produit des autres variables d'état du système. Dans le cas de la mortalité de la biomasse, un coefficient constant est suffisant :

$$\rho = -b \times X_B \quad (3).$$

Avec :

b : Coefficient de mortalité de la biomasse (j-1) ;

X_B : Concentration en biomasse (mgO_2/l).

Le paramètre « b » a l'avantage de pouvoir être mesuré directement par méthode respirométrique [9], ce qui n'est généralement pas le cas des coefficients cinétiques, cependant, cette écriture (équation (03)) n'est pas suffisante pour décrire les cinétiques complexes (oxydation de la matière organique biodégradable, nitrification, dénitrification, hydrolyses) puisqu'elle ne permet pas la représentation des phénomènes de saturation ou d'inhibition, la mise en équation de cinétiques complexes nécessite donc de déterminer si un composé, suivant sa concentration dans le milieu réactionnel, inhibe, active ou limite la réaction et dans quelle proportion. Les modèles empiriques de Haldane et de Monod [50] apportent des solutions à ce problème, ils s'intéressent principalement à la réaction de croissance de la biomasse qui est l'une des réactions les plus complexes du procédé de traitement.

Afin de déterminer l'action du substrat sur la cinétique de croissance bactérienne, un test expérimental en mode batch peut être réalisé. Des quantités données de substrat et de biomasse sont mises en contact dans un environnement favorable au développement de la biomasse (agité, aéré, à température requise) à un instant t_0 . L'évolution au cours du temps de la concentration en bactéries, notée X_B , est alors enregistrée (figure II.1), cinq phases sont répertoriées :

- Une phase de latence (1) : adaptation des bactéries au nouveau milieu ;
- Une phase de croissance exponentielle (2) : présence d'une quantité importante de substrat entraînant une multiplication cellulaire avec un taux de croissance maximal ;
- Une phase de ralentissement (3) : multiplication ralentie des cellules ;

- Une phase de stabilisation (4) : concentration de substrat nulle ou apparition d'inhibiteurs, maintien des bactéries grâce à leur réserve interne ;
- Une phase de déclin (5) : décroissance par « mort » de la biomasse du fait de l'épuisement du milieu en substrat.

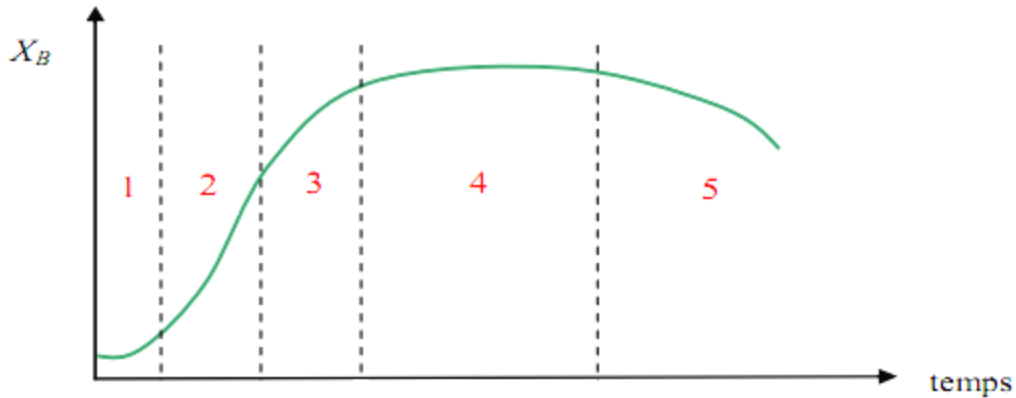


Figure II.1 : Evolution de la concentration des bactéries. [10]

A partir de ces résultats, une loi a été proposée par Monod (1942), inspirée de travaux antérieurs [11], Elle permet de traduire la phase de croissance exponentielle (2) correspondant à la saturation du taux spécifique de croissance :

$$P = \mu \times X_B$$

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{[substrat]}{K_S + [substrat]} \quad (4)$$

Avec :

μ : Taux spécifique de croissance (j-1) ;

μ_{\max} : Taux maximal de croissance (j-1) ;

K_S : Constante de demi-saturation en substrat (mg O₂ / l).

La constante de demi-saturation K_S représente la concentration en substrat lorsque le taux de croissance μ est égal à la moitié de sa valeur maximale (figure II.2), la valeur attribuée au coefficient K_S détermine ainsi le moment auquel la concentration en substrat voit son caractère saturant devenir prépondérant, ce qui influe donc directement sur l'allure de la courbe de la loi de Monod. La connaissance de la valeur de ce paramètre est donc essentielle car elle exprime de quelle manière la concentration en substrat se situe par rapport au niveau de saturation, malheureusement, l'estimation de ce type de paramètre nécessite la mise en œuvre de tests expérimentaux particuliers et reste très sensible aux conditions opératoires.[52]

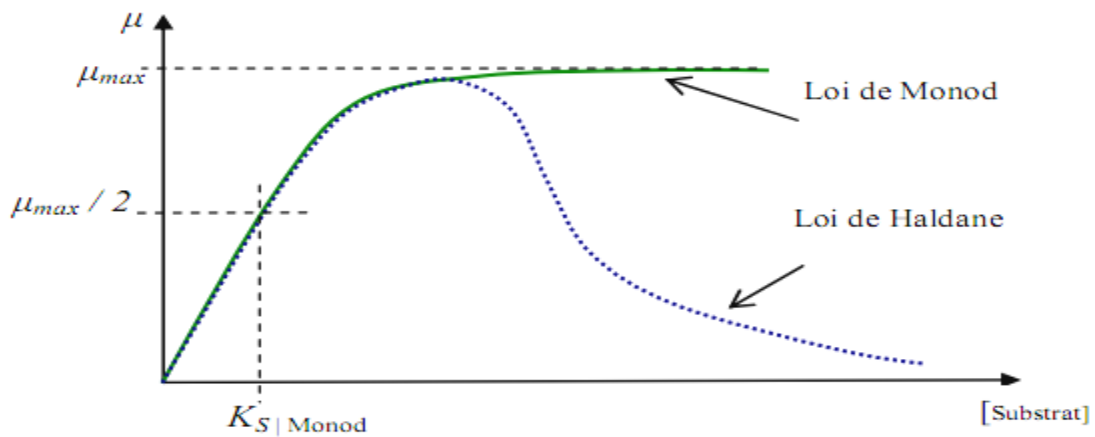


Figure II.2 : Représentation graphique des lois de Monod et de Haldane

Certains composés peuvent également inhiber une réaction lorsque leur concentration est trop élevée, la loi de Monod ne permettant pas de représenter ce phénomène, il est alors préférable d'utiliser la loi de Haldane :

$$u = u_{\max} \times \frac{[substrat]}{K_s + [substrat] + \frac{[substrat]^2}{K_{inhib}}} \quad (5)$$

Où K_{inhib} constante d'inhibition. (Mg /l).

Pour permettre une croissance bactérienne, outre la matière organique biodégradable, Interviennent les éléments nutritifs tels que l'oxygène (dans le cas des réactions en milieu Aérobie), l'azote ammoniacal, les nitrates et nitrites, L'expression du taux spécifique de Croissance doit tenir compte de ces éléments sous forme de facteurs limitant et prend alors la Forme :

$$u = u_{\max} \times \prod_i \frac{[composé i]}{K_i + [composé i]} \quad (6)$$

La formulation des cinétiques de réaction n'est qu'approximative étant donné la complexité des réactions et la difficulté d'identifier avec précision l'action de chaque composé sur la dynamique de la réaction, par conséquent, la formulation des taux de conversion biologiques au sein d'un modèle est relativement fiable tandis que la formulation des cinétiques reste imprécise.

II.9. Présentation des modèles de station d'épuration Activated Sludge Model ASM1, ASM2, ASM3 et mantis :

La modélisation du fonctionnement des stations d'épuration à boues activées à l'aide des modèles de type ASM (Activated Sludge Model) est un outil du génie des procédés, utilisé pour optimiser le traitement des eaux résiduaires, qui s'est développé depuis une vingtaine d'années.

Ces modèles permettent de représenter mathématiquement l'évolution des substrats d'intérêt (carbone, azote et phosphore) au cours de leur dégradation biologique, ainsi que celle des biomasses mises en jeu (hétérotrophe, autotrophe, déphosphorant).

De nombreux travaux portant sur l'optimisation du traitement du carbone et de l'azote ont utilisé l'ASM1 [52] qui constitue la référence en matière de modélisation des boues activées nitrifiantes. Plus récemment, le modèle ASM3 a été mis en avant pour comparer certaines limitations de l'ASM1, comme par exemple le non prise en compte des phénomènes de stockage du carbone facilement assimilable ou des différences de taux de mortalité en anoxie et en aérobie.[53]

9.1. Activated Sludge Model 1 :

De nombreuses études ont été entreprises depuis une vingtaine d'années pour modéliser le procédé de traitement par boues activées. C'est en 1987, avec la publication du modèle ASM1, qu'un consensus dans le milieu scientifique sur la façon de raisonner et de quantifier les phénomènes dans le réacteur biologique a été atteint. Le modèle ASM1 (Activated Sludge Model n°1) [52] permet de simuler le traitement des pollutions carbonées et azotées (nitrification/dénitrification) en fonction du temps. [54]

Un système à boues activées comporte des phénomènes tels que l'oxydation du carbone, la nitrification et la dénitrification. La simulation de son comportement 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 concept est schématisé sur la figure II.3.

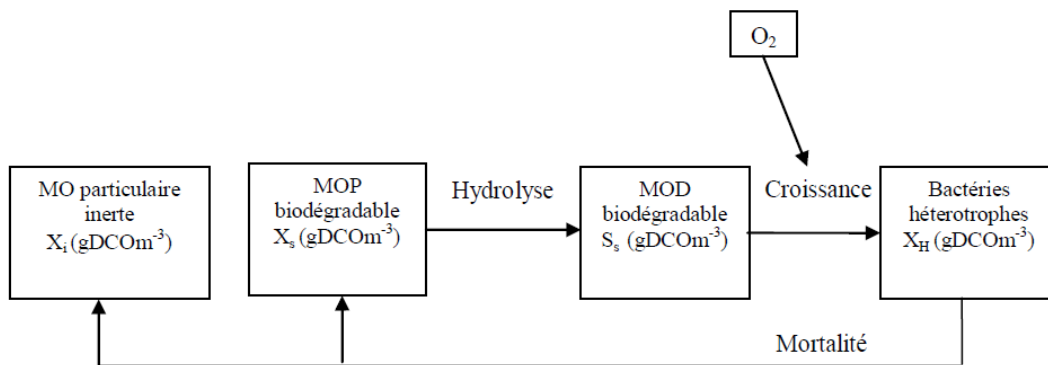


Figure II.3 : La biodégradation de la matière organique dissoute et particulaire dans ASM 1.

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 comporte au total 13 variables d'état permettant de caractériser 8 Processus de dégradation de la pollution.

Dans toutes les matrices suivantes, les indices i sont utilisés pour identifier chaque composante : $X_{B,H}$ pour la biomasse, S_s pour le substrat, j correspond à chaque processus : la croissance bactérienne, la mortalité bactérienne et l'hydrolyse de la matière organique particulaire, les expressions cinétiques de chaque processus sont mentionnées dans la colonne de droite sur la ligne correspondante.

Soit un composé Z_i affecté par le processus j , lorsque le coefficient c_{ij} est non nul, sa vitesse de réaction r_j est alors $r_j(Z_i) = c_{ij} \times \rho_j$. Si c_{ij} est positif, le processus j produit Z_i , s'il est négatif, il en consomme.

La vitesse de réaction totale de la variable Z_i résulte donc de la combinaison des différents Processus qui l'affectent :

$$r(Z_i) = \sum_j (r_j(Z_i)) = \sum_j c_{ij} \times \rho_j \quad (7)$$

Les éléments à l'intérieur de la matrice sont les coefficients stœchiométriques qui rendent Comptent du poids de chaque processus dans la production ou de la consommation de chaque composante. Par exemple, pour l'hydrolyse de la matière organique (MO), X_s est consommée au taux suivant :

$$-1 \times K_H \times \frac{\frac{X_s}{K_x + X_s}}{\frac{X_{b,h}}{X_{b,h}}} \times X_{b,h} \quad (8)$$

S_s est produit au taux suivant :

$$1 \times K_H \times \frac{\frac{X_s}{K_x + X_s}}{\frac{X_{b,h}}{X_{b,h}}} \times X_{b,h} \quad (9)$$

Avec :

X_s : Concentration en matière organique lentement biodégradable (mg /l) ;

k_h : Constante d'hydrolyse (h) ;

X_{bh} : Concentration en biomasse hétérotrophe active (mg /l) ;

K_x : Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse.

Ce modèle est basé sur la simulation de la croissance de la biomasse comme moteur principal Du processus de dégradation. Le rendement de croissance (Y_H) définit la fraction de matière Organique qui est utilisée pour former de la biomasse nouvelle.

9.1.1. La matrice du modèle ASM1 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 (S_i) et (X_i) ne sont concernés par aucune équation, cependant elles figurent dans la matrice car leur présence est importante. La fraction (S_i) contribue à la quantité de DCO en sortie de station et la fraction (X_i) constitue les Matières Volatiles en Suspension dures (MVS dures), les autres colonnes de

la matrice font intervenir les autres variables qui 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 défloculation ou le gonflement des boues ;

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 [55]. 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[63].

Tableau II.1: Matrice des équations du modèle boues activées ASM 1 (Henze et al ; 1987).

Matrice du modèle ASM1															
j	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Vitesse de réaction
V_{ij}	S_i	S_s	X_i	X_s	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_p	S_o	S_{NO}	S_{NH}				S_{ALK}	
1	Croissance aérobie des hétérotrophes		$-\frac{1}{YH}$			1			$-\frac{(1 - YH)}{YH}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	P_1
2	Croissance anoxique des hétérotrophes		$-\frac{1}{YH}$			1			$-\frac{(1 - YH)}{2.86 YH}$		$-i_{XB}$			$\frac{[(+)(1 - YH)/2.86 YH] - i_{XB}}{14}$	P_2
3	Croissance aérobie des autotrophes						1		$-\frac{(4.57 - YA)}{YA}$	$\frac{+1}{YH}$	$-\frac{i_{XB} - 1}{YA}$			$\frac{[-i_{XB} - 2/YA]}{14}$	P_3
4	Décès des hétérotrophes				$1-f_p$	-1		f_p					$i_{XB}-f_p \cdot i_{XP}$		P_4
5	Décès des autotrophes				$1-f_p$		-1	f_p					$i_{XB}-f_p \cdot i_{XP}$		P_5

6	Ammonification de l'azote organique soluble									1	-1		$\frac{1}{14}$	P ₆
7	Hydrolyse du carbone organique particulaire	1		-1										P ₇
8	Hydrolyse de l'azote organique particulaire										1	-1		P ₈

S _I	Matière soluble inerte (non biodégradable) en M (DCO) · L ⁻³	P ₁	$\mu_{mH} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{S_O}{S_O + K_{OH}} X_{B,H}$
S _S	Substrat soluble rapidement biodégradable en M (DCO) · L ⁻³	P ₂	$\mu_{mH} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \eta_B X_{B,H}$
X _I	Matière particulaire inerte (non biodégradable) en M (DCO) · L ⁻³	P ₃	$\mu_{mA} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \frac{S_O}{S_O + K_{OA}} X_{B,A}$
X _S	Substrat lentement biodégradable en M (DCO) · L ⁻³	P ₄	$b_H X_{B,H}$
X _{B,H}	Biomasse active hétérotrophe en M (DCO) · L ⁻³	P ₅	$b_A X_{B,A}$
X _{B,A}	Biomasse active autotrophe en M (DCO) · L ⁻³	P ₆	$k_B S_{ND} X_{B,H}$
X _P	Matière particulaire non biodégradable issu de la lyse en M (DCO) · L ⁻³	P ₇	$k_H \frac{X_S / X_{B,H}}{X_S / X_{B,H} + K_X} \left[\frac{S_O}{S_O + K_{OH}} + \eta_B \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right] X_{B,H}$
S _O	Oxygène dissous en M (O ₂) · L ⁻³	P ₈	$p_7 (X_{ND} / X_S)$
S _{NO}	Nitrate et nitrite (NO ₃ ⁻ et NO ₂ ⁻) en M (N) · L ⁻³		
S _{NH}	Ammonium et ammoniac (NH ₄ ⁺ et NH ₃) en M (N) · L ⁻³		
S _{ND}	Azote organique soluble et biodégradable en M (N) · L ⁻³		
X _{ND}	Azote organique particulaire et biodégradable en M (N) · L ⁻³		
S _{ALK}	Alcalinité en M (mol) · L ⁻³		

L'ensemble des réactions décrites lors de la présentation du schéma réactionnel est pris en compte dans ce modèle :

- La croissance de la biomasse au travers de la réaction d'oxydation de la matière carbonée et des réactions de nitrification et de dénitrification ;
- La mort de la biomasse ;
- L'ammonification de l'azote organique ;
- L'hydrolyse de la matière organique en suspension (azotée ou carbonée),
- L'hydrolyse représentant un ensemble de réactions complexes, une unique expression globale a été proposée afin de simplifier sa modélisation, cette modélisation suppose que seule la partie rapidement biodégradable de la matière organique biodégradable peut être utilisée par la biomasse, l'expression de l'hydrolyse permet donc d'introduire une dynamique lente pour l'utilisation de la partie lentement biodégradable.

Les processus pris en compte dans ASM1 sont décrits ci-dessous [52] :

9.1.1. 1. Croissance aérobie des bactéries hétérotrophes :

Une fraction des substrats rapidement biodégradable (S_s) est consommé pour la croissance de la biomasse hétérotrophe ; l'autre partie de la fraction de S_s est oxydée sous forme de CO_2 pour fournir l'énergie nécessaire à la croissance. Cette dernière est modélisée en utilisant une cinétique de Monod, l'ammonium est utilisé comme source d'azote pour la croissance et est incorporé dans la biomasse. Les deux concentrations S_s et S_o (concentration en oxygène) peuvent être limitant pour la croissance.

9.1.1. 2. Croissance anoxie des bactéries hétérotrophes :

En l'absence d'oxygène les bactéries hétérotrophes sont capables d'utiliser les nitrates comme accepteur d'électron pour dégrader S_s . Ce processus donne lieu à une production de biomasse et de N_2 (dénitrification), la même cinétique de Monod que dans le cas de la croissance aérobie est utilisée avec en plus un facteur correctif η_g (dont sa valeur est <1), ce dernier réduit la cinétique et rend compte, ainsi, soit d'un taux de croissance plus faible en conditions anoxies soit qu'une fraction de la biomasse, seulement, est capable d'utiliser les nitrates comme accepteurs d'électron.

9.1.1.3. Hydrolyse de la matière organique particulière :

La matière organique lentement biodégradable est hydrolysée en matière organique rapidement biodégradable, ce processus est modélisé par une réaction de surface et se produit sous conditions aérobie et anoxique, le taux d'hydrolyse est réduit en conditions anoxiques par rapport aux conditions aérobies à l'aide d'un facteur correctif η_h (dont sa valeur est <1).

La cinétique est du premier ordre par rapport à la biomasse hétérotrophe présente lorsque la biomasse hétérotrophe est en quantité importante par rapport au substrat lentement dégradable ($X_B \gg X_S$) mais sature lorsque la quantité de matière organique lentement dégradable est présente en grande proportion devant la biomasse hétérotrophe.

Le tableau II.2 présente les valeurs de paramètres suggérées par le groupe de travail de l'IWA (International Water Association), ces valeurs sont données à titre indicatif et peuvent varier en fonction des conditions environnementales.

Tableau II. 2 : Valeurs des paramètres d'ASM1 (Henze et al ; 1987).

Paramètres du modèle	Symbole	Unité	20° C
Rendement de croissance hétérotrophe	Y_H	g DCO biomasse formée/(g DCO oxydé)	0,67
Fraction de biomasse recyclée en produits particuliers	F_p	Sans dimension	0,08
Paramètres cinétiques			
Taux de croissance spécifique max. hétérotrophe	μ_H	Jour-1	6
Taux de mortalité hétérotrophe	b_H	Jour-1	0,62
Constante de demi-saturation hétérotrophe	K_S	g DCO / m ³	20
Taux d'hydrolyse spécifique max	K_H	g DCO lentement dégradable / (g DCO biomasse formée. Jour)	3
Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de X_S	K_X	g DCO lentement dégradable / g DCO biomasse formée	0,03

9.1.2. Variables :

Tout en restant conforme aux nomenclatures utilisées dans les précédents modèles, ASM1 utilise toutefois un vocabulaire particulier, les constituants insolubles (ou particuliers) 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 [56] :

La matière organique non biodégradable est biologiquement inerte (ou réfractaire) et traverse le système à boues activées sans modification de concentration, selon l'état physique, deux formes peuvent être identifiées :

- **La matière organique soluble inerte (S_i)** qui quitte le système avec la même concentration qu'à l'entrée.
- **La matière organique particulaire inerte (X_i)** qui se retrouve dans les boues pour être évacuée lors de leur extraction.

La matière organique biodégradable peut également être divisée en deux fractions selon la rapidité d'utilisation par les bactéries :

- **La fraction rapidement biodégradable (S_s)** qui est considérée comme des molécules à structure simple qui peuvent être utilisées directement par les bactéries hétérotrophes et participent à la croissance de la biomasse. Pour la modélisation elle est traitée comme si elle était soluble.
- **La fraction lentement biodégradable (X_s)** qui est constituée de molécules complexes, qui doivent être transformées en substrat rapidement biodégradable avant d'être utilisées. Elle est traitée comme si elle était particulaire.

Les biomasses hétérotrophes (X_{bh}) et autotrophes (X_{ba}) peuvent être présentes dans l'eau usée, ayant de ce fait un effet important sur l'exécution des réactions dans le système.

Cependant, la prédominance et l'intensité de cet effet sont toujours inconnues et ceci n'a pas été considéré par le groupe de travail dans le développement du modèle, cette biomasse est perdue par décomposition et devient à son tour une fraction de substrat lentement biodégradable (X_p). 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 [57] :

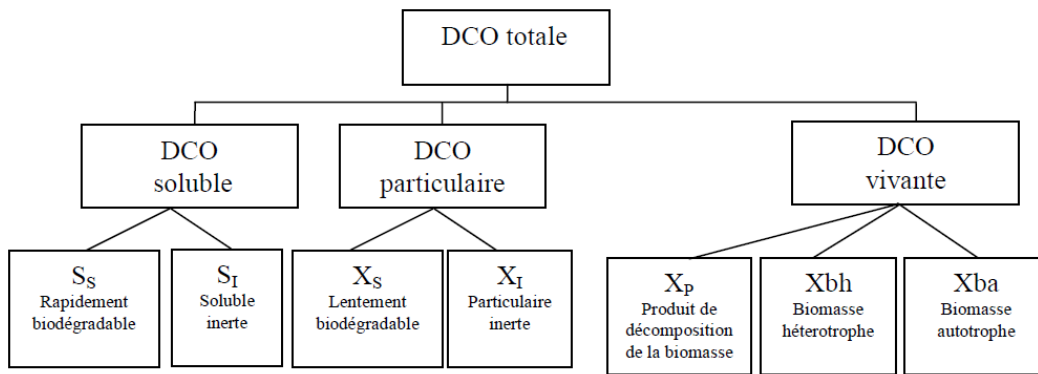


Figure II.4 : Fractionnement de la DCO[52].

Pour l’azote, nous retrouvons la même démarche de fractionnement, elle consiste à déterminer les fractions minérales (**S_{nh}**: azote ammoniacal et **S_{no}**: nitrates), organique biodégradable (soluble : **S_{nd}**et particulaire : **X_{nd}**) et réfractaires au traitement (soluble : **S_{ni}**et particulaire **X_{ni}**).

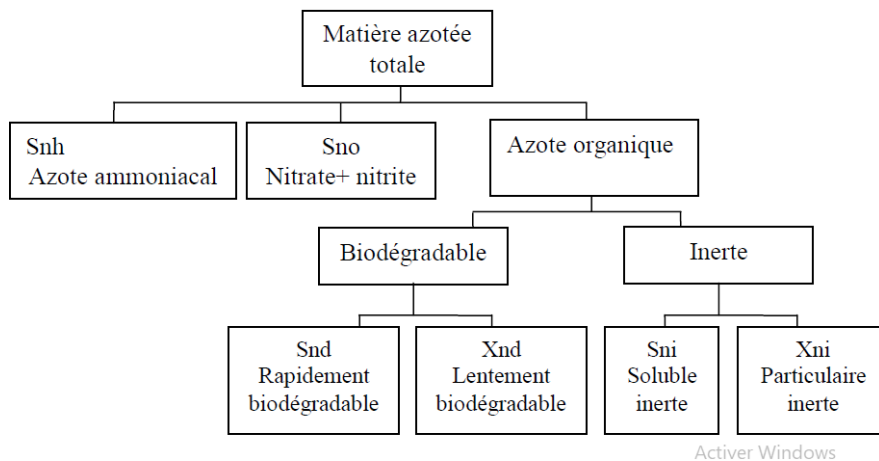


Figure II.5 : Fractionnement de l'azote[60].

L’effluent est ainsi caractérisé par un ensemble de variables, le pH et la quantité d’oxygène dissous permettent de compléter cette description.

9.2.2. 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 contenu 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. [58]

9.2.3. Contraintes d'utilisation :

Le modèle ASM1 est un outil de simulation numérique dynamique dont l'utilisation nécessite une description très détaillée du déroulement des phénomènes physiques et des propriétés biologiques.

9.2.4. Les hypothèses et les restrictions associées au modèle :

Le modèle ASM1 tel qu'il a été décrit précédemment repose sur un certain nombre de simplifications :

- Le système fonctionne à température constante.
- Le pH constant est proche de la neutralité. Bien que le pH influence plusieurs coefficients, peu d'expressions sont disponibles pour exprimer cette influence. En conséquence, un pH constant a été admis.
- Les coefficients dans les expressions cinétiques des réactions ont des valeurs constantes.
- Les effets de limitations de l'azote, du phosphore, et d'autres nutriments minéraux sur l'élimination du substrat organique et sur la croissance de cellules n'ont pas été considérés.

9.3. Activated Sludge Model 2:

En raison du durcissement des lois relatives au traitement des eaux urbaines résiduaires fixant de nouvelles contraintes de rejets concernant les pollutions azotées et phosphorées, à travers un certain nombre de pays européens, l'International Water Association (IWA) a proposé le modèle ASM2 en 1991, qui répond aux besoins de simulation de l'élimination biologique du phosphore, les apports d'ASM 2 par rapport à ASM 1 résident dans [58]:

La description de la structure interne de la biomasse qui permet ainsi d'inclure l'élimination du phosphore par incorporation dans la biomasse. -En plus du processus biologique, ASM2 distingue deux processus chimiques qui peuvent être utilisés pour décrire la précipitation chimique du phosphore. En conditions anaérobies (absence d'oxygène et de

nitrate) le substrat rapidement biodégradable (S_F) est transformé en produits de fermentation (S_A).

9.4. Activated Sludge Model 3:[53] Les enseignants présents à cette réunion s'interrogent sur la prise en considération de la part de l'administration des différents points relevés et inscrits dans les précédents PV des REPs. Car il est à préciser qu'aucun point n'a été pris en charge à ce jour. Etant donné que le modèle ASM 1 est devenu, au fil des années, une référence en matière de modélisation pour beaucoup de scientifiques, l'IWA a utilisé leurs retours d'expériences pour proposer le modèle ASM 3 en 1999, ce modèle doit corriger tous les défauts de l'ASM1, l'IWA a, proposé le modèle ASM 3, qui prend en compte le stockage intracellulaire lors de la dégradation de la matière organique dans les processus à boues activées.[50]

Le stockage correspond à la formation de composés intracellulaires (polymères), ce phénomène a lieu, par exemple, dans les systèmes à boues activées, les micro-organismes se multiplient et stockent simultanément des polymères dans leur cellule en consommant des substrats, le rôle du stockage a été étudié dans les moindres détails en ce qui concerne les processus anaérobie / aérobie pour le traitement du phosphore par voies biologiques, en revanche, peu d'études ont été effectuées sur le stockage en conditions aérobies. Dans ASM3, le substrat rapidement biodégradable (S_s) est d'abord transformé en composés intracellulaires de stockage (X_{sto}) puis assimilé par la biomasse (figure II.6), le rendement global de croissance bactérienne est réparti entre un rendement de stockage (Y_{sto}) et un rendement de croissance (Y_H), la modélisation de la mortalité bactérienne est simplifiée par rapport à ASM1 : une respiration endogène est proposée pour remplacer le recyclage des sous-produits générés par la mortalité bactérienne d'ASM1[51].

Le modèle ASM3 décrit les mêmes principaux processus qu'ASM1 : consommation d'oxygène, production de biomasse, nitrification et dénitrification dans les systèmes à boues activées.

L'IWA a conçu ASM3 pour être la base de nombreux modèles, en effet, les modules pour l'élimination biologique du phosphore (comme ceux contenus dans ASM 2 précipitation chimique, croissance des organismes filamenteux ou calcul du pH ne font pas partie d'ASM 3

mais peuvent facilement être ajoutés. La complexité d'ASM3 est comparable à celle d'ASM1, le processus central qui était l'hydrolyse dans ASM1 devient le stockage de substrats organiques dans ASM3, la différenciation entre les substrats solubles et particulaires (S_s et X_s) reste arbitraire comme dans ASM1 et est principalement basée sur les taux de dégradation plus que sur une réelle séparation physique.

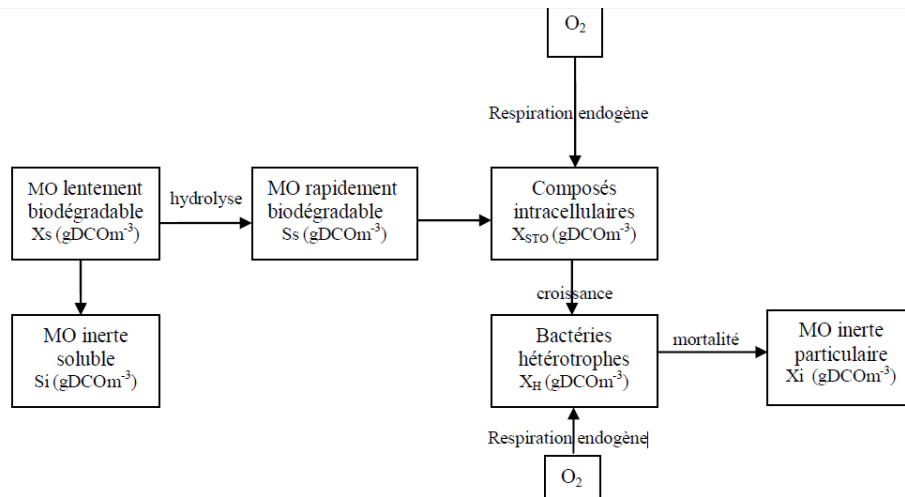


Figure II.6: Concept décrivant la biodégradation de la matière organique dans ASM3(Gujer al., 1999).

De la même façon qu'ASM2, ASM3 tient compte de composés internes de stockage, la biomasse est donc modélisée avec une structure interne L'ASM 3 et l'ASM 1 sont donc deux modèles se basant sur les mêmes phénomènes dominants, l'un étant plus récent que l'autre.

Tableau II.3: Quelques différences entre les modèles ASMs[52].

	Basé sur des essais en eau usées	Températures	Réactions	Stockage des composées internes
ASM1 (13 composées)	Domestiques	Constantes	Enlèvement du C et N	Pas prise en compte
ASM2/ASM2d (19 composées)	Municipal	10-25 °C	Enlèvement du C, N et P	Pris en considération

ASM3 (13 composées)	Domestiques	8-23 °C	Enlèvement du C et N	Pris en considération
---------------------	-------------	---------	----------------------	-----------------------

Tableau II.4: Comparaison ASM 1 / ASM 3.

	ASM 1	ASM 3
Avantages	-Très répandu et beaucoup utilisé ; - Plus fiable car plus d'expériences ont été mené avec.	-Résultats plus réalistes avec la séparation des phénomènes autotrophes et nitrifiants ; - Créé par rapport aux moyens informatiques actuels ; - Plus d'équations pour les procédés biologiques.
Inconvénients	-Un seul procédé de dégradation est utilisé pour tous les résumer (aérobies, anoxique) ; - Créé dans une optique de puissances de simulation limitée (1985).	-Modèle assez récent qui ne bénéficie pas des modélisations antérieures ; - Plus d'équations pour les procédés biologiques

9.5. Modèle Mantis:

Le modèle Mantis est identique au modèle de boues activées IAWPRC n ° 1 (asm1), à l'exception des modifications suivantes :

-Deux processus de croissance supplémentaires sont introduits, pour permettre la croissance de la biomasse hétérotrophe avec le nitrate comme nutriment.

-Fonctions de commutation pour l'azote en tant que nutriment (et le phosphore, dans les bibliothèques applicables) et l'alcalinité pour la croissance

-Coefficients de demi-saturation séparés pour l'oxygène pour la croissance aérobie et anoxique, pour permettre l'étalonnage de la nitrification/dénitrification simultanée.

Les processus de croissance supplémentaires expliquent la croissance observée des organismes dans des conditions de faible ammoniac et de nitrate élevé. Dans ces conditions, les organismes peuvent absorber le nitrate comme source de nutriments.

La dépendance à la température des paramètres cinétiques est décrite par une équation d'Arrhenius. Voir l'annexe A pour la matrice de modèle décrivant ce modèle.

La dénitrification aérobie est incluse dans le modèle selon la modification de Münch [26]. Dans de nombreux cas, les modélisateurs ont vu les niveaux de nitrate surestimés dans leurs modèles en raison des simplifications de la résolution spatiale (idéalement des bassins d'aération mixtes, pas de limitation de diffusion d'oxygène dans les noyaux de floes, etc.). La nouvelle modification, consistant en un nouveau coefficient de demi-saturation en oxygène anoxique, permet d'ajuster les taux de croissance anoxique indépendamment de la croissance aérobie, et le coefficient lui-même est une indication du degré de dénitrification aérobie se produisant dans l'usine modélisée. La valeur par défaut de la nouvelle constante est égale à la demi-saturation en oxygène aérobie.

9.6. Autres modèles de simulation :

Parallèlement, plusieurs autres modèles du traitement de l'azote et du phosphore ont été développés : le modèle dit métabolique de l'Université de Delft, le modèle dérivé de Barker, dit ASDM (activatedsludge - anaerobic digestion model) et le module de déphosphatation biologique de l'EAWAG. [53][60]

Les modèles développés sont de complexité variable, les processus modélisés sont différents et certains concepts également (par exemple pour modéliser la déphosphatation biologique), mais leurs spécificités, leur domaine d'application, leurs avantages et inconvénients sont mal connus.

9.7. Choix et calage du modèle dans notre cas :

Pour notre modélisation le modèle choisi est le mantis. Toute modélisation doit passer par les phases de paramétrage et de vérification du modèle comme le montre la figure suivante :

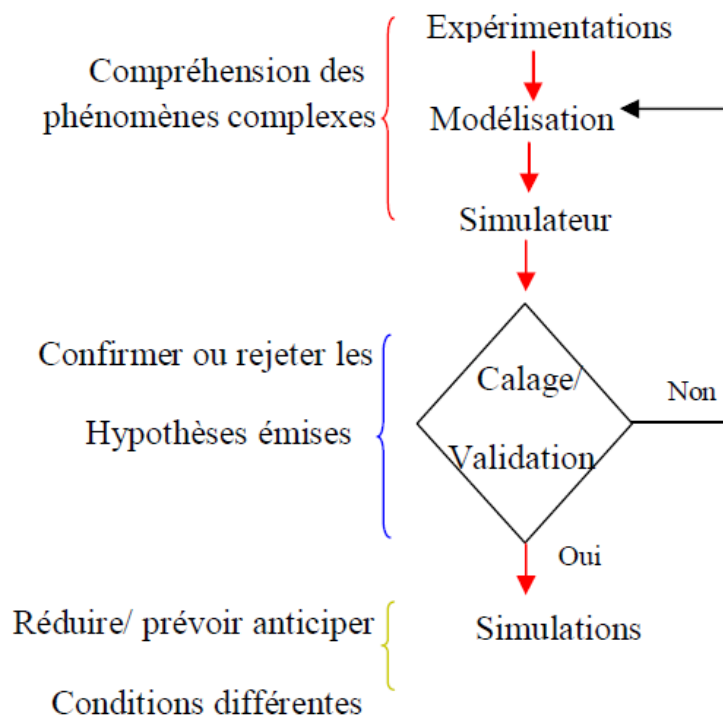


Figure II.7: Etapes de calage et validation[68].

Le calage d'un modèle consiste à ajuster ses paramètres dans le but de simuler le plus fidèlement possible le système réel. Le modèle englobe un grand nombre de paramètres, et il serait fastidieux de modifier chaque paramètre individuellement afin de caler les valeurs simulées sur les valeurs mesurées. De plus, certains paramètres sont liés, leur influence sur une cinétique réactionnelle est directement proportionnelle et il faut considérer la combinaison de paramètres qu'ils constituent.

Il est donc nécessaire de définir une méthode précise de calibration du modèle, afin notamment de réduire le nombre de paramètres à modifier et de déterminer les séquences de valeurs mesurées qui serviront au calage des paramètres.

La calibration d'un modèle peut se faire de façon visuelle ou de façon mathématique, par un algorithme de simulation. Etant donné la complexité du modèle et le manque des données détaillées que nécessite le calage automatique, il n'est pas possible de réaliser directement une simulation mathématique pour problèmes d'identification pratique des paramètres. Nous avons donc opté pour le calage visuel et manuel des paramètres sur les mesures expérimentales.

II.10. Logiciel de simulation:

Différents logiciels de modélisation et de simulation dynamique de stations de traitement des eaux usées existent sur le marché, permettant ainsi de construire une configuration et de résoudre les équations différentielles des modèles ASM sans avoir à effectuer des opérations de programmation informatique.

Un sondage international mené par l'IWA montre que si l'ASM est principalement utilisé en Europe par les universités et centres de recherche, en Amérique du Nord, il est plus utilisé par les compagnies privées.

Les logiciels suivants sont dédiés au traitement des eaux résiduaires (dans l'ordre Alphabétique) :

AQUASIM, ASIM (EAWAG, Suisse), BioWin (Envirosim, Canada), EFOR (Krüger, Danemark), GPS-X (Hydromantis, Canada), SASSPRO (Science Traveller International, Etats-Unis), SIMBA (Ifak system, Allemagne), SIMBA/SIMBAD (Anjou Recherche, France), STOAT (WRc, Grande-Bretagne), WEST (MOSTforWATER, Belgique). Un tableau comparatif des principaux logiciels commercialisés est disponible en annexe 1.

D'autres logiciels non dédiés sont aussi utilisés en modélisation du traitement des eaux résiduaires (MATLAB/Simulink, par exemple).

II.10.1. Simba / Simbad :

SIMBA signifie boues activées simulées et SIMBAD, boues activées dynamiques simulées. Ce programme est basé sur les concepts du modèle IAWQ 1 avec quelques ajouts et modifications spécifiques. Ainsi, sa principale spécificité est le découpage de l'effluent en différents compartiments, lié à la cinétique de réaction et exprimé en masse (MES), afin de calculer la concentration en MES dans les boues activées et les boues de retour [64].

II.10.2. WEST :

Le logiciel WEST est le fruit d'une collaboration active entre deux entités, d'un côté la société belge HEMMIS, pour la partie programmation des modèles et commercialisation du produit, et de l'autre, l'Université de Gand (Belgique), en charge du développement scientifique de l'outil.

Ce logiciel de dernière génération est une plate-forme «ouverte» de modélisation, à savoir que chacun a accès au code de calcul et qu'un utilisateur averti peut y intégrer ses

propres modèles de façon relativement aisée. Contrairement à SIMBA/SIMBAD qui repose sur les équations du modèle.

IAWQ n°1, WEST dispose dans sa bibliothèque de l'ensemble des modèles ASM. Avec les modèles ASM1 et ASM3 [53], on sera en mesure de simuler le traitement des pollutions carbonée et azotée, et avec les versions ASM2/2d [59], WEST permet de modéliser l'élimination du phosphore par voie chimique ou biologique. Concernant le clarificateur, WEST dispose d'une large gamme de modèles de décantation.

II.10.3. STOAT :

STOAT est un programme de modélisation et de simulation complète des stations d'épuration à long terme. Il est distribué par la société britannique WRc Plc et est disponible en freeware. La société d'ingénierie Prof. Dr. SiekermbH offre des services étendus liés à l'utilisation de STOAT.

Sur la base des modèles de boues activées généralement acceptés ASM1, 2, 2d et 3, toute configuration de processus simples à des systèmes complexes dans les stations d'épuration peut être cartographiée et testée, tant pour le secteur local que pour le secteur industriel.

STOAT peut être utilisé pour optimiser l'hydraulique ainsi que le flux d'énergie et de matériaux des stations d'épuration existantes ou prévues.

STOAT a fait ajouter de nouveaux modèles dans le cadre de son utilisation dans un projet étudiant l'efficacité énergétique dans les stations d'épuration et l'amélioration du contrôle des processus[67].

Dans notre cas en a utilisé le logiciel suivant :

II.10.4. Le logiciel General Purpose Simulator : GPS-X (version 4.0) de la société canadienne Hydromantis :

II.10.4.1. Définition :

GPS-X, conçu depuis 1988, fonctionne sur PC sous le système d'exploitation Windows. Bien qu'il soit commercialisé uniquement dans la langue anglaise, il est utilisé partout dans le monde par des compagnies de consultants, des industries, des municipalités. Il est en constante évolution et adaptation par rapport aux recherches dans le domaine de l'assainissement. Le logiciel intègre de nombreux modèles répertoriés dans une bibliothèque (Library). Les modèles utilisés sont à la fois les modèles publiés au niveau international (ASM) mais aussi des modèles développés en interne par hydromancies. De plus l'utilisateur peut créer son propre modèle. 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 au département d'hydraulique sous la responsabilité de Mr Hammar, est utilisé pour des simulations au niveau des travaux de recherche et des mémoires de fin d'étude.

II.10.4.2. 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[68].

II.10.4.3. Utilité du GPS-X :

Le logiciel nous permet de créer la configuration actuelle de la station. L'utilisation de GPSX se fait par l'élaboration de schémas simplifiés de la station à l'aide d'outils prédéfinis. Chaque outil représente un ouvrage (effluent d'entrée, bassin d'aération, clarificateur,...) que le concepteur doit ensuite assembler pour définir le profil hydraulique. Un outil qui nous permet de faire la configuration de n'importe quel type de fonctionnement, aussi c'est un aide de simulation, d'analyse et d'optimisation :

- a- **Simulation** : Le fondement de toutes les fonctionnalités de modélisation et de simulation dans le GPS-X, nous Le GPS-X est permet d'exécuter des simulations de plus de 50 modèles préconfigurés avec GPS-X, ainsi que de nos propres schémas de conception.
- b- **Configuration** : le GPS-X utilise l'interface graphique pour custom-conception et la construction d'une station d'épuration ou modifier les processus de diagrammes de

flux.

c- **Analyse** : L'analyse automatique est effectuée pour maîtriser la sensibilité des paramètres du modèle, soit dans l'état d'équilibre ou dynamique des simulations. Par exemple, l'analyseur va nous permettre de développer automatiquement l'état opérationnel illustrant l'orientation de la nitrification par les paramètres essentiels tels que l'âge des boues, temps de séjour hydraulique et la température.

d- **Optimisation** : Ce module nous assiste dans l'optimisation des STEP. Par exemple pour déterminer la meilleure distribution d'air dans un réacteur de boues activées afin d'optimiser la qualité des effluents et de réduire les coûts de l'aération[69].

II.10.4.4. Définition de bibliothèque (library) :

Une bibliothèque dans GPS-X est une collection de modèles de traitement des eaux usées utilisant un ensemble de composants de base des eaux usées ou des variables d'état. Le terme variable d'état fait référence aux variables de base qui sont continuellement intégrées dans le temps. Les variables composites sont les variables qui sont calculées à partir (ou composées) des variables d'état. Dans la discussion des variables d'état pour les différentes bibliothèques répertoriées ci-dessous, le volume n'est pas explicitement expliqué comme une variable d'état car il est commun à toutes les bibliothèques .

Remarque : Dans GPS-X, la DBO fait référence à la DBO₅ carbonée (CBOD), sauf indication contraire. Il s'agit de distinguer la demande en oxygène pour l'élimination du carbone organique de la demande en oxygène pour l'oxydation de l'ammoniac. Les valeurs de ces deux analyses pour un même échantillon peuvent être très différentes[65].

Types de bibliothèques

Neuf bibliothèques sont disponibles pour GPS-X :

- Complète - Carbone, Azote, Phosphore, pH (MANTIS2LIB)
- Sélénium et Soufre (MANTIS2SLIB)
- Empreinte carbone - Carbone, azote, phosphore, pH (MANTIS3LIB)
- Bibliothèque de traitement des eaux de procès (PROCWATERLIB)
- BIBLIOTHÈQUE des eaux usées pétrochimiques (MANTISIWLIB)
- Carbone – Azote (CNLIB)
- Carbone – Azote – Polluant Industriel (CNIPLIB)
- Carbone – Azote – Phosphore (CNPLIB)
- Carbone – Azote – Phosphore – Polluant Industriel (CNPIPLIB).

Remarque : Une forme de bibliothèque (library) est choisie, permettant de prendre en compte les modèles associés soit au traitement du carbone et de l'azote (Cnlib), soit au traitement du carbone, de l'azote et du phosphore (CNPlib). Nous prenons la bibliothèque Cnlib ne tenant pas compte du phosphore dans notre étude.

Le logiciel permet de réaliser des simulations aussi bien caractérisant un régime permanent qu'un régime dynamique. En outre, des analyses de sensibilité vis-à-vis de paramètres ou variables sont possibles. Enfin, l'optimisation de leurs valeurs est proposée par l'utilisation d'algorithmes mathématiques.

Les variables de quelques bibliothèques

Dans GPS-X, un groupe de variables d'état (telles que l'oxygène, la biomasse hétérotrophe, le nitrate, l'ammoniac, le substrat soluble, le substrat particulaire, etc.) est calculé pour chaque point de connexion dans l'implantation de l'usine. Ces variables d'état sont les composants fondamentaux sur lesquels agissent les processus dans les modèles de chaque bibliothèque.

Ces composants variables d'état particuliers ne sont pas toujours facilement mesurables ou interprétables dans des applications pratiques. Par conséquent, une série de variables composites sont calculées à partir des variables d'état. Les variables composites combinent les variables d'état sous des formes qui sont généralement mesurées, telles que le total des solides en suspension (TSS), la DBO, la DCO et l'azote total de Kjeldahl (TKN).

i) Bibliothèque Carbone – Azote (CNLIB)

Seize variables d'état sont disponibles dans la bibliothèque Carbone – Azote (Tableau II.5).

Tableau II.5 : Variables d'état de la bibliothèque de carbone et d'azote (CNLIB)

	State Variables	GPS-X CrypticSymbols	Units
1.	Soluble inertorganics	Si	gCOD/m ³
2.	Readilybiodegradable (soluble) substrate	ss	gCOD/m ³
3.	Particulateinertorganics	xi	gCOD/m ³
4.	Slowly biodegr. (stored, particulate) substrate	xs	gCOD/m ³
5.	Active heterotrophicbiomass	xbh	gCOD/m ³
6.	Active autotrophicbiomass	xba	gCOD/m ³
7.	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³

8.	Cellinternalstorageproduct	xsto	gCOD/m ³
9.	Dissolvedoxygen	so	gN/m ³
10.	Nitrate and nitrite N	sno	gN/m ³
11.	Free and ionizedammonia	snh	gN/m ³
12.	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
13.	Particulate biodegr. organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
14.	Dinitrogen	snn	gN/m ³
15.	Alkalinity	salk	mole/m ³
16.	Inertinorganicsuspendedsolids	xii	g/m ³

ii) Bibliothèque Carbone - Azote - Phosphore (CNPLIB) :

Vingt-sept (27) variables d'état sont disponibles dans la bibliothèque Carbone - Azote - Phosphore (Tableau II.6).

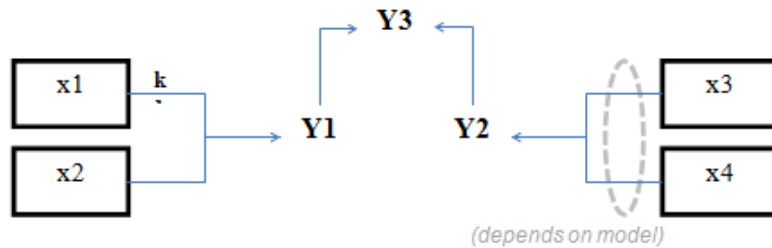
Tableau II.6 : Variables d'état de la bibliothèque de carbone -azote -phosphore (CNPLIB)

	State Variables	GPS-X CrypticSymbols	Units
1.	Soluble inertorganics	Si	gCOD/m ³
2.	Readilybiodegradable (soluble) substrate	Ss	gCOD/m ³
3.	Particulateinertorganics	Xi	gCOD/m ³
4.	Slowly biodegr. (stored, particulate) substrate	Xs	gCOD/m ³
5.	Active heterotrophicbiomass	Xbh	gCOD/m ³
6.	Active autotrophicbiomass	Xba	gCOD/m ³
7.	Unbiodegradable particulates from cell decay	Xu	gCOD/m ³
8.	Dissolvedoxygen	So	gO ₂ /m ³
9.	Nitrate and nitrite N	Sno	gN/m ³
10.	Free and ionizedammonia	Snh	gN/m ³
11.	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	Snd	gN/m ³
12.	Particulate biodegradable organic nitrogen (in xs)	Xnd	gN/m ³
13.	Polyphosphate accumulatingbiomass	Xbp	gCOD/m ³
14.	Poly-hydroxy-alkanoates (PHA)	Xbt	gCOD/m ³
15.	Stored polyphosphate	Xpp	gP/m ³
16.	Volatile fattyacids	Slf	gCOD/m ³

17.	Soluble phosphorus	Sp	gP/m ³
18.	Alkalinity	Salk	mole/m ³
19.	Dinitrogen	Snn	gN/m ³
20.	Soluble unbiodegradableorganicnitrogen (in si)	Sni	gN/m ³
21.	Fermentable readilybiodegradablesubstrate	Sf	gCOD/m ³
22.	Storedglycogen	Xgly	gCOD/m ³
23.	Stored polyphosphate (releasable)	Xppr	gP/m ³
24.	Metal-hydroxides	Xmeoh	g/m ³
25.	Metal-phosphate	Xmep	g/m ³
26.	Cellinternalstorageproduct	Xsto	gCOD/m ³
27.	Inertinorganicsuspendedsolids	Xii	g/m ³

Variables d'état dans CNLIB

La nomenclature utilisée dans les diagrammes encadrés et fléchés est expliquée par la figure suivante :



FigureII.8 :Nomenclature des diagrammes

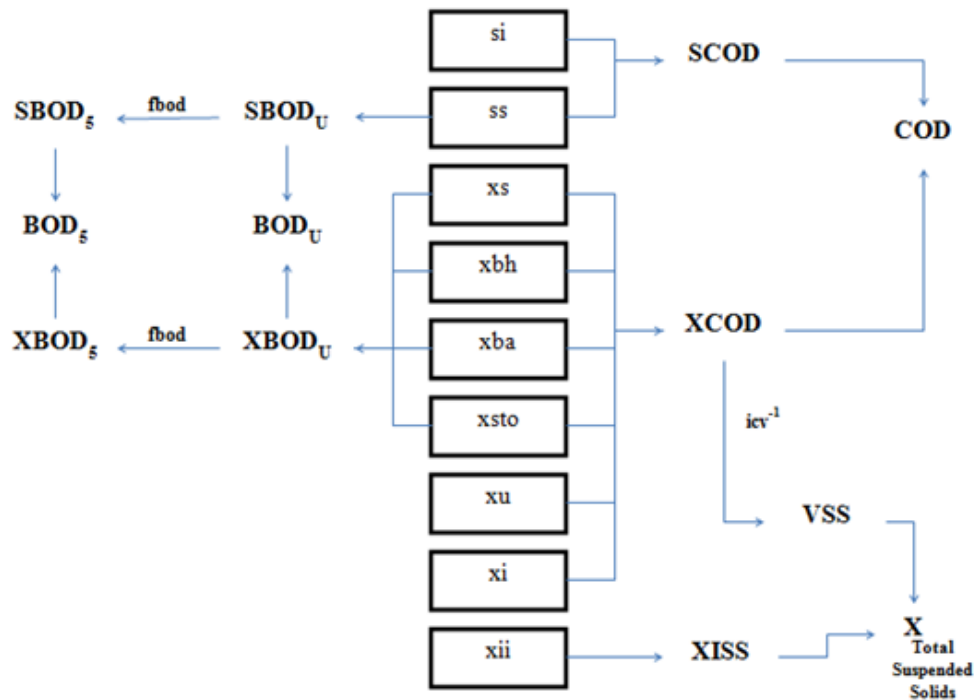


Figure II.9 : Bibliothèque de carbone et d'azote (CNLIB) ; variables composites de la DBO, de la DCO et des solides en suspension et leur relation avec les variables d'état.

Les variables dans les cases et au-dessus des lignes de connexion sont connues (soit calculées précédemment, soit saisies par l'utilisateur). Les variables en MAJUSCULES GRAS représentent les variables composites à calculer. La ligne de connexion indique le sens du calcul et commence toujours à partir d'une variable connue ou encadrée. Plusieurs lignes convergeant vers une variable inconnue impliquent un opérateur de sommation. Dans l'exemple ci-dessus, la variable Y1 est calculée en multipliant la variable x1 par le paramètre de stœchiométrie k et en la sommant avec la variable x2. Si aucun paramètre de stœchiométrie n'apparaît au-dessus de la ligne de connexion, cela implique une valeur par défaut de 1. Lorsqu'un cercle de ligne brisée est tracé sur les lignes, cela indique que les paramètres de stœchiométrie de ces lignes dépendent du modèle. Dans certaines situations, deux ou plusieurs variables composites calculées sont utilisées pour calculer une variable composite supplémentaire. Par exemple, Y3 est calculé en additionnant les variables composites calculées de Y1 et Y2.

Tableau II.7 : Variables composites BOD, COD et TSS du CNLIB (tous les modèles).

	SBODU	XBODU	BODU	SBOD	XBOD	BOD	SCOD	XCOD	COD	VSS	XISS	X
si							1		1			
ss	1		1	fbod		fbod	1		1			
xi								1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xs		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xbh		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xba		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xu								1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xsto		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xii											1	1

Les variables composites DCO sont une somme de variables d'état (où les unités sont gCOD/m³). La DCO soluble (SCOD) est la somme des matières organiques inertes solubles (Si) et du substrat facilement biodégradable (Ss), tandis que la DCO particulaire (XCOD) est la somme du substrat lentement biodégradable (Xs), de la biomasse hétérotrophe active (Xbh), de la biomasse autotrophe (Xba), produit de stockage interne cellulaire (Xsto), particules non biodégradables provenant de la décomposition cellulaire (Xu) et particules organiques inertes (Xi). La DCO totale (COD) est la somme de la DCO soluble et particulaire.

La variable composée des matières en suspension (X) est calculée à partir de la DCO particulaire (XCOD) en la divisant par le rapport XCOD :VSS, ce qui modifie les unités de la XCOD en mgVSS/L, ce qui donne les solides volatils en suspension (VSS) variable composée. Pour calculer la variable composite des solides en suspension (X), le VSS est ajouté à la matière inorganique inerte particulaire (XII). Par défaut dans la bibliothèque CN, les matières en suspension inertes particulières (XISS) sont égales à xii.

Les variables composites de la demande biochimique en oxygène (DBO) sont calculées à partir des variables d'état. Tout d'abord, les variables d'état biodégradables (les variables d'état qui exercent la DBO, qui sont en unités de gO₂/m³) sont additionnées pour

fournir à la fois une DBO particulaire et une DBO ultime soluble (XBODU, SBODU). La somme de ces composants est la mesure de la DBO ultime totale (BODU). Pour déterminer la DBO₅, la BODU calculée est multipliée par une fraction stœchiométrique, fbod, qui est le rapport DBO₅/BODU.

En termes de variables contenant de l'azote, le calcul des variables composites consiste à additionner diverses variables d'état et à multiplier d'autres variables d'état par des fractions, le cas échéant (Figure 8). L'azote total soluble de Kjeldahl (STKN) est la somme de l'ammoniac libre et ionisé (Snh), de l'azote organique biodégradable soluble (Snd) et (en ASM3 uniquement) des composants azotés du substrat soluble (ss) et des inerts solubles (si). L'azote particulaire total de Kjeldahl (XTKN) est l'azote organique particulaire biodégradable (Xnd), plus le composant azoté de la biomasse (Xbh et Xba), les produits cellulaires non biodégradables (Xu), le substrat particulaire (Xs) et les inerts particulaires (Xi). L'azote total Kjeldahl (TKN) est la somme des TKN solubles (STKN) et particulaires (XTKN). L'azote total (TN) est la somme du TKN et de l'azote nitrique (Sno).

Les fractions d'azote de Xbh, Xba, Xu, Xi, Ss et Si varient d'un modèle à l'autre. Les relations des variables composites d'azote pour les modèles Mantis, ASM1 et ASM3 sont présentées dans les tableaux II -« 8, 9,10 ».

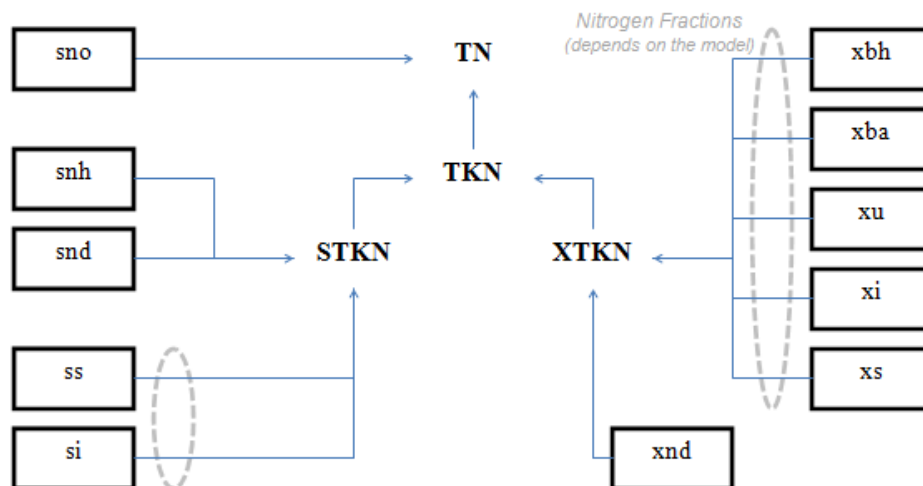


Figure II.10 : Bibliothèque carbone – azote : variables composites et leurs relations avec les variables d'état [25].

Tableau II.8 : Variables composites de l'azote du CNLIB – Modèle MANTIS.

	STKN	XTKN	TKN	TN
Sno				1
Snh	1		1	1
Snd	1		1	1
Xnd		1	1	1
Xbh		Ibhn	Ibhn	Ibhn
Xba		Ibhn	Ibhn	Ibhn
Xu		Iuhn	Iuhn	Iuhn
Xi		Iuhn	Iuhn	Iuhn

Tableau II.9 : Variables composites de l'azote du CNLIB – Modèle ASM1.

	STKN	XTKN	TKN	TN
Sno				1
Snh	1		1	1
Snd	1		1	1
Xnd		1	1	1
Xbh		Ixbn	Ixbn	Ixbn
Xba		Ixbn	Ixbn	Ixbn
Xu		Ixun	Ixun	Ixun
Xi		Ixun	Ixun	Ixun

Tableau II.10 : Variables composites de l'azote du CNLIB – Modèle ASM3.

	STKN	XTKN	TKN	TN
Sno				1
Snh	1		1	1
Si	insi		Insi	Insi
Ss	inss		Inss	Inss
Xbh		inbm	Inbm	Inbm
Xba		inbm	Inbm	Inbm
Xs		inxs	Inxs	Inxs
Xi		inxi	Inxi	Inxi
Snd	1		1	1
nd		1	1	1

II.10.5. Influent advisor :





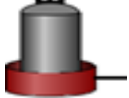
Pour aider les utilisateurs à mieux comprendre la caractérisation des influents, un programme utilitaire spécial, appelé Influent Advisor, a été développé par Hydromantis. L'outil aide les utilisateurs à visualiser et à déboguer les données de caractérisation influentes. Il est recommandé aux utilisateurs d'utiliser cet outil utilitaire afin d'éviter les erreurs de caractérisation influentes[67].

II.10.5.1. Objets influents dans CNLIB, CNPLIB, CNIPLIB, CNPIPLIB :

Il y a cinq (5) objets influents dans GPS-X ,il y a :Influent d'eaux usées, Lot influent, Influent d'eau, Dosage chimique DCO, Dosage d'acide. Ils sont dans le tableau ci-dessous :

Tableau II.11 : Objets influents.

Nom	Objet	Utilisé	Modèles disponibles
Influent d'eaux usées		Débits continus d'eaux usées (stables ou dynamiques)	BoDbased CoDbased CoDstates Sludge

			States TSSfrac
Lot influent		Livraisons par lots de boues ou d'autres flux d'eaux usées discontinus	BoDbased CoDbased CoDstates Sludge States TSSfrac
Influent d'eau		Entrée d'eau propre (stable ou dynamique)	water
Dosage chimique DCO		Dosage de COD dans les flux ou les objets	CoDfeed
Dosage d'acide		Dosage d'acide pour le contrôle du pH	Acidfeed

Les objets influents contiennent des modèles, des options et des fonctionnalités qui sont pertinentes pour le type d'influent utilisé. Par exemple, le modèle d'eaux usées en continu a des options pour spécifier un modèle diurne pour le flux d'affluent, une caractéristique qui ne se trouve pas dans l'objet de dosage chimique[69].

II.10.5.2. Objet influent des eaux usées :

L'objet Influent d'eaux usées (flèche brune) est utilisé pour caractériser les flux continus d'écoulement d'eaux usées.

Le débit est spécifié via l'une des quatre méthodes :

1. Données « **Data** » : les utilisateurs définissent le débit directement, via une entrée de menu ou lisent un fichier.
2. Sinusoïdal « **Sinusoïdal** » : GPS-X applique une courbe sinusoïdale au débit entrant défini dans le menu ou lu à partir du fichier.

3. Débit diurne « **Diurnal Flow** »: un schéma diurne quotidien est défini via des débits à différents moments de la journée.

4. Facteur de débit diurne « **Diurnal Flow Factor** » : un modèle diurne quotidien est défini via les débits à différents moments de la journée.

II.10.5.3. Modèles influents d'eaux usées :

Les modèles influents disponibles dans GPS-X dépendent de la bibliothèque de modèles et du modèle biologique local utilisé pour relier les variables d'état aux variables composites. La manière dont les variables d'état sont calculées diffère parfois d'un modèle à l'autre et d'une bibliothèque à l'autre. Les paragraphes suivants traitent des modèles disponibles et des choix de flux disponibles avec l'objet influent batch [66].

Chaque modèle influent calcule un ensemble complet de variables d'état dépendant de la bibliothèque qui sont transmises au reste de l'agencement de l'usine. Les modèles influents ne diffèrent que par le type d'informations requises en tant qu'entrées du modèle.

II.10.5.3.1. BODbased :

Le modèle influent basé sur la DBO est le choix lorsque les données DBO sont disponibles et que les données DCO ne sont pas disponibles ; cependant, en raison des approximations et de la nature de la mesure de la DBO, des précautions particulières doivent être prises pour estimer correctement les inertes particuliers influents. Si ce modèle est sélectionné, l'utilisateur saisit la DBO carbonée totale, le TKN total, les solides en suspension totaux, quelques variables d'état. Les variables d'état sont normalement nulles, sauf pour les matières organiques inertes solubles, l'ortho-phosphate soluble (CNPLIB) et l'alcalinité (figure II.9).

User Inputs			
- Influent Composition			
bod	total carbonaceous BOD5	gO2/m3	230.0
x	total suspended solids	g/m3	240.0
tkn	total TKN	gN/m3	40.0
- Organic Variables			
si	soluble inert organic material	gCOD/m3	21.5
xbh	active heterotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
xba	active autotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
xu	unbiodegradable particulates from cell decay	gCOD/m3	0.0
- Dissolved Oxygen			
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0
- Phosphorus Compounds			
sp	soluble ortho-phosphate	gP/m3	8.7
- Nitrogen Compounds			
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
- Alkalinity			
salk	alkalinity	mole/m3	7.0
- Metal Precipitates			
xmeoh	metal-hydroxides	g/m3	0.0
xmep	metal-phosphates	g/m3	0.0
- Influent Fractions			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	1.8
fbod	BOD5/BODultimate ratio	-	0.66
- BODbased Model Coefficients			
fss	soluble substrate/BODultimate	-	0.25
fnh	ammonium/TKN ratio	-	0.63
fxn	part. org. N/total org. N ratio	-	0.9
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.75

Figure II.11 : Entrées du modèle influent basé sur la DBO de la bibliothèque MANTIS2.

Ces entrées sont utilisées pour calculer les variables d'état influentes restantes : substrat facilement biodégradable (S_s), substrat lentement biodégradable (X_s), particules organiques inertes (X_i), ammoniac libre et ionisé (S_{nh}), azote organique particulaire biodégradable (X_{nd}) et azote organique biodégradable soluble (S_{nd}).

II.10.5.3. 2. COD Fractions :

Ce modèle nécessite une saisie de la DCO totale, du TKN total, du phosphore total (dans CNPlib), des variables d'état (les variables d'état sont normalement nulles sauf pour l'ammoniac, l'ortho-phosphate soluble et l'alcalinité) et plusieurs fractions stœchiométriques.

À partir de ces entrées, l'ensemble complet des variables d'état, des variables composites et des fractions nutritives est calculé.

II.10.5.3.3. CODstats :

Ce modèle fonctionne de manière similaire au modèle influent de CODfractions, mais toutes les fractions d'entrée de DCO sont définies comme une fraction de la DCO totale. Cela permet aux utilisateurs de spécifier la DCO totale, le TKN et l'ammoniac comme principales entrées de caractérisation. La DCO inerte soluble (S_i), le substrat facilement biodégradable

(Ss, Sf ou Slf), le matériau particulaire inerte (Xi), les produits cellulaires non biodégradables (Xu) et les concentrations de biomasse (Xbh, Xba et Xbp) sont spécifiés via des fractions du total.

User Inputs			
- Influent Composition			
cod	total COD	gCOD/m3	430.0
tkn	total TKN	gN/m3	40.0
snh	free and ionized ammonia	gN/m3	25.0
- Dissolved Oxygen			
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0
- Nitrogen Compounds			
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
- Alkalinity			
salk	alkalinity	mole/m3	7.0
- Influent Fractions			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	1.8
fbod	BOD5/BODultimate ratio	-	0.66
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.75
- Organic Fractions			
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.05
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.2
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.13
frxu	part. cell decay products fraction of total COD	-	0.0
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
- Nitrogen Fractions			
frsnh	ammonium fraction of soluble TKN	-	0.9
- Mantis Nutrient Fractions			
ibhn	N content of active biomass	gN/gCOD	0.068
iuhn	N content of endogenous/inert mass	gN/gCOD	0.068

Figure II.12: Entrées influentes du modèle COD states.

II.10.5.3.4.TSSCOD :

Le modèle d'influent TSSCOD peut être utilisé avec succès si l'influent a été caractérisé en utilisant la DCO et les solides en suspension comme composants principaux. Le modèle influent TSSCOD a été développé sur la base du rapport ActivatedSludge Model No. 2 [70].

Si ce modèle est sélectionné, l'utilisateur saisit la DCO totale, la TKN totale, les solides en suspension totaux, quelques variables d'état (les variables d'état sont normalement nulles sauf pour les matières organiques inertes solubles, l'ortho-phosphate soluble (CNPLIB) et l'alcalinité et plusieurs fractions stœchiométriques. Ces entrées sont ensuite utilisées pour calculer les variables d'état restantes(figureII.11).

II.10.6.Modèles de sédimentation :

La sédimentation est l'un des processus unitaires les plus importants dans les stations d'épuration à boues activées. L'unité de décantation, qu'elle soit décanteur primaire, décanteur secondaire ou épaisseur de boues, assure deux fonctions : la clarification et

l'épaississement. Les décanteurs primaires et les épaisseurs de boues sont conçus et exploités pour tirer parti du processus d'épaississement, tandis que les clarificateurs secondaires sont conçus et exploités pour tirer parti du processus de clarification.

Dans GPS-X, les modèles de sédimentation sont soit nuls (point) soit unidimensionnels (suffixe 1d), et soit réactifs (Mantis, ASM1...) soit non réactifs (simples). Les modèles suivants sont disponibles :

- Zéro-dimensionnel, non réactif : point.
- Un-dimensionnel, non réactif : simple1d.
- Un-dimensionnel, réactif : Mantis, ASM1, ASM2d, ASM3.

II.10.6.1. Modèles simples :

Dans le modèle de sédimentation simple1d, la seule variable intégrée numériquement est la concentration en solides en suspension. Ce modèle peut être utilisé lorsque les réactions biologiques du décanteur peuvent être ignorées. Les concentrations des variables d'état particulaire dans l'influent vers le décanteur (organismes hétérotrophes, etc.) sont stockées sous forme de fractions de la concentration totale de solides en suspension entrant dans le décanteur. Une fois que le modèle a terminé l'intégration numérique des solides en suspension dans les couches de décanteur (à la fin de chaque pas de temps d'intégration numérique), les concentrations des variables d'état particulaire dans l'effluent, débordement (RAS) et le flux pompé (WAS) sont restaurées. En utilisant ces fractions les concentrations des variables d'état solubles ne sont pas modifiées dans le modèle simple1d[68].

II.11. Critères statistiques pour évaluer les résultats de simulation dans la modélisation du traitement des eaux usées :

Les résultats de simulation des modèles dynamiques d'usines de traitement des eaux usées sont généralement comparés aux ensembles de données de séries chronologiques mesurés lors des études d'étalonnage et de validation des modèles. En règle générale, la comparaison entre les résultats de la simulation dynamique et les données mesurées de la série chronologique est basée sur une évaluation qualitative qui implique une inspection visuelle. Bien que l'évaluation qualitative basée sur l'inspection visuelle soit une méthode utile pour vérifier l'adéquation entre les données mesurées et les résultats de simulation, les méthodes

n'aident pas à différencier la qualité d'un résultat de simulation par rapport aux autres lorsque de nombreux résultats de simulation peuvent passer l'évaluation qualitative. Dans de telles situations, il peut être plus judicieux d'utiliser des critères statistiques quantitatifs pour sélectionner les résultats d'un ensemble de paramètres d'étalonnage plutôt qu'un autre.

Compte tenu de l'utilité des critères statistiques quantitatifs pour évaluer et améliorer l'étalonnage et la validation du modèle, un ensemble d'indices statistiques sélectionnés a été mis en œuvre dans le GPS-X v6.4. Le calcul direct des indices statistiques à l'intérieur du GPS-X réduira considérablement les efforts d'exportation et de manipulation de la simulation et des données mesurées pour l'estimation des indices statistiques.

II.12. Conclusion :

La littérature révèle une connaissance approfondie des processus biologiques et des paramètres qui les régissent dans les boues activées. La synthèse bibliographique de ce chapitre est consacrée à lister les paramètres nécessaires à l'élaboration d'un modèle de simulation d'un procédé d'épuration biologique des eaux usées. Les processus sont exprimés par des équations cinétiques et des relations stœchiométriques entre les variables, et les équations comprennent des constantes cinétiques et stœchiométriques (paramètres) spécifiques en général aux effluents traités. L'utilisation de ces modèles nécessite la connaissance de nombreuses données liées à la description du réacteur de procédé et l'identification des paramètres impliqués dans les équations du modèle.

Les modèles ASM et Mantis sont couramment utilisés pour la modélisation biologique des bassins d'aération et sont intégrés dans les programmes mentionnés plus haut dans le chapitre pour prédire les performances épuratoires d'une chaîne de procédés.



Chapitre III :

**APPLICATION DU
LOGICIEL GPS-X POUR
LA PREDICTION DE LA
QUALITE DES EAUX
USEES EPUREES PAR
LA STATION
D'AINHOUTZ TLEMEN**

III.1.Introduction :

La station d'épuration de la ville de Tlemcen est de type Boues activées à faible charge. Dans le traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par lesquels les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau. La STEP de Tlemcen a été mise en service le 29/10/2005. Elle a pour rôle de protéger les eaux du barrage SEKKAK contre la pollution et de réutiliser les eaux usées épurées pour l'irrigation du périmètre de la plaine de Hennaya (930 ha).

Ce chapitre est consacré à l'étude du fonctionnement de la station d'épuration d'Ain Houtz de la ville de Tlemcen par le biais de la modélisation mathématique. Cette étude a été réalisée avec l'outil de simulation GPS-X, basé sur le modèle biologique le plus couramment employé, à savoir le modèle CANLIB.

III.2.Situation géographique :

Ladite station est située au de la ville de Tlemcen. Elle est conçue pour épurer les eaux résiduaires d'origines domestiques avec une capacité de 150 000 eq/habitants, pour un débit journalier de 30 000 m³/j. Elle a été réalisée par l'Entreprise Hydrotraitement, et est gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement.

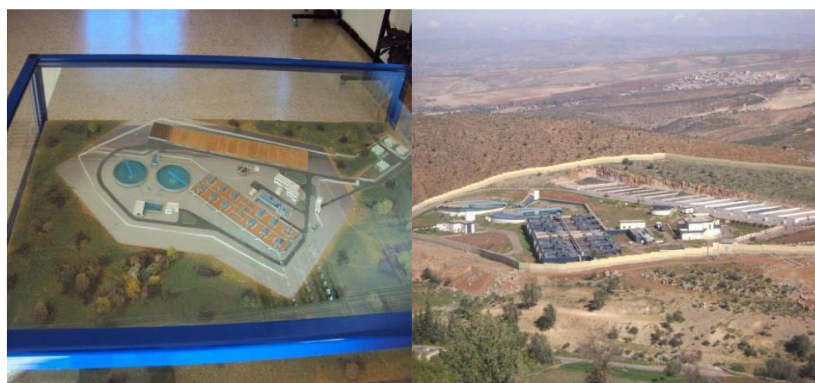


Figure III.1 : Vue générale de la Station d'épuration ONA – Tlemcen.

III.2.1. Description des installations :

1. partie Eaux Usées :

a. Déversoir d'orage :

-Il est dimensionné pour prendre en charge un maximum de 3300 m³/h.



Figure III.2 : Déversoir d'orage.

b. Dégrilleurs :

La première étape du prétraitement est assurée par deux dégrilleurs fins mécanisés, et d'une grille grossières manuelle. Les caractéristiques de cet équipement sont mentionnées dans le tableau suivant.

Tableau III.1 : Les caractéristiques des équipements de dégrilleurs manuelle.

Grille grossière manuelle (1unité)	
Largeur de la grille	1.8 m
Inclinaison	70%
Ecartement entre les barreaux	50 mm



Figure III.3: Grille grossière manuelle (1unité).

Tableau III.2 :Les caractéristiques des équipements de dégrilleurs mécanisée.

Grille mécanisée (2 unités)	
Largeur de la grille	1.0 m
Profondeur du chenal	1.5 m
Écartement entre les barreaux	20 mm
Puissance du moteur	0.37 KW



Figure III.4 : Grille mécanisée (2 unités).

c. Désableur- déshuileur (2 unités) :

Sous forme trapézoïdale, le désableur déshuileur est équipé d'un pont suceur et écumeur et a pour dimensions : i) 26 m de longueur ; ii) 4 m de large, pour chaque unité.



Figure III.5 : Déssableur- déshuileur.

d. Bassins d'aération :

L'épuration biologique est op er e dans quatre bassins. Chaque bassin a les caractéristiques suivantes ;

Tableau III.3 : Les caractéristiques de bassins d'aération.

Volume	4723 m ³
Forme rectangulaire de :	
Longueur	55.5 m
Largeur	18.5 m
Profondeur d'eau	4.6 m
Hauteur béton	5.6 m



Figure III.6 : Bassins d'aérations.

e. Clarificateurs :

Dans la STEP d'Ain El Houtz, la clarification est assurée par deux clarificateurs. Chaque clarificateur a la caractéristique suivante :

Tableau III.4 :Les caractéristiques de clarificateurs.

Pont racleur à vitesse de rotation	0.04 m/s
Sont de forme circulaire	
Diamètre	46 m
Surface	1661 m ²
Profondeur d'eau	4 m en périphérie.



Figure III.7 : Clarificateurs.

f. Bassin de chloration :

L'étape de désinfection s'opère dans un bassin en béton armé et dont son volume est de l'ordre de 700 m³.



Figure III.8 : bassin de chloration.

2-Partie Boues :

Avant leur propre traitement, une partie des boues extraites des fonds des clarificateurs, dite boue de recirculation, est redirigée vers la tête du réacteur biologique dans un objectif de garantir assez de biomasse pour assurer une bonne dégradation de la pollution organique. Alors qu'une deuxième partie de la boue extraite, dite en excès, sera déshydratée, stabilisée et asséchée.

Au niveau de la STEP d'Ain El Houtz, un poste de pompage des boues par des pompes de type vis d'Archimède est prévu pour assurer la recirculation des boues, ainsi que le transfert des boues des clarificateurs vers l'épaississeur.



Figure III.9 :Vis de recirculation.

a) Épaississeur des boues :

Il est en béton armé et a un pont support de tête tournante avec moteur et réducteur.

- Diamètre : 14m ;
- Hauteur utile : 04m ;
- Pente de fond : 1/10.



Figure III.10 : Epaisseur.



Figure III.11 : Pompe à boue.

b) Lits de séchage :

Les lits de séchages sont alimentés directement depuis le clarificateur de la station, évitant ainsi l'utilisation de polymères et le passage sur table d'égouttage. La siccité des boues en entrée doit se situer autour de 2% à 5% de MS (20 à 50 g/litre)[71].

Il s'agit de boues liquides qui n'ont reçu aucun traitement particulier. L'eau interstitielle des boues s'écoule le long des tiges et rejoint le réseau de racines pour atteindre, durant ce périple épurateur, la couche de matériau qui permettra son évacuation par des drains. Cette eau est reconduite à la station en amont. Les études montrent que ce retour est généralement moins chargé que ceux provenant des autres procédés de densification comme les filtres à bandes ou les tables d'égouttages.

Dans la STEP d'Ain El Houtz, quatorze lits de séchage sont aménagés. Chaque lit a les dimensions suivantes ;

- Longueur : 30 m ;
- Largeur : 15 m.



Figure III.12 : Lits de séchage.



Figure III.13 : Aire de stockage.

III.2.2. Données de bases :

La station d'épuration d'Ain El Houtz été dimensionnée sur les données de bases représentées dans le tableau suivant :

Tableau III.5:les données de base de stations d'épuration d'Ain El Houtz.

Horizon	2005
Type de réseaux	Unitaire
Natures des eaux brutes	Domestique
Population	150000 Eq/HAB
Débit journalier	30 000 m ³ /J
Debit de point horaire	3 800 m ³ /J
DBO ₅ journalier	9 300 Kg/J
MES	13 950 Kg/J
Azote a nitrifier	1 980 Kg/J
L'équivalence calculée sur DBO	172 000 Eq/HAB

III.2.3. Process de traitement au niveau de la STEP d'Ain El Houtz :

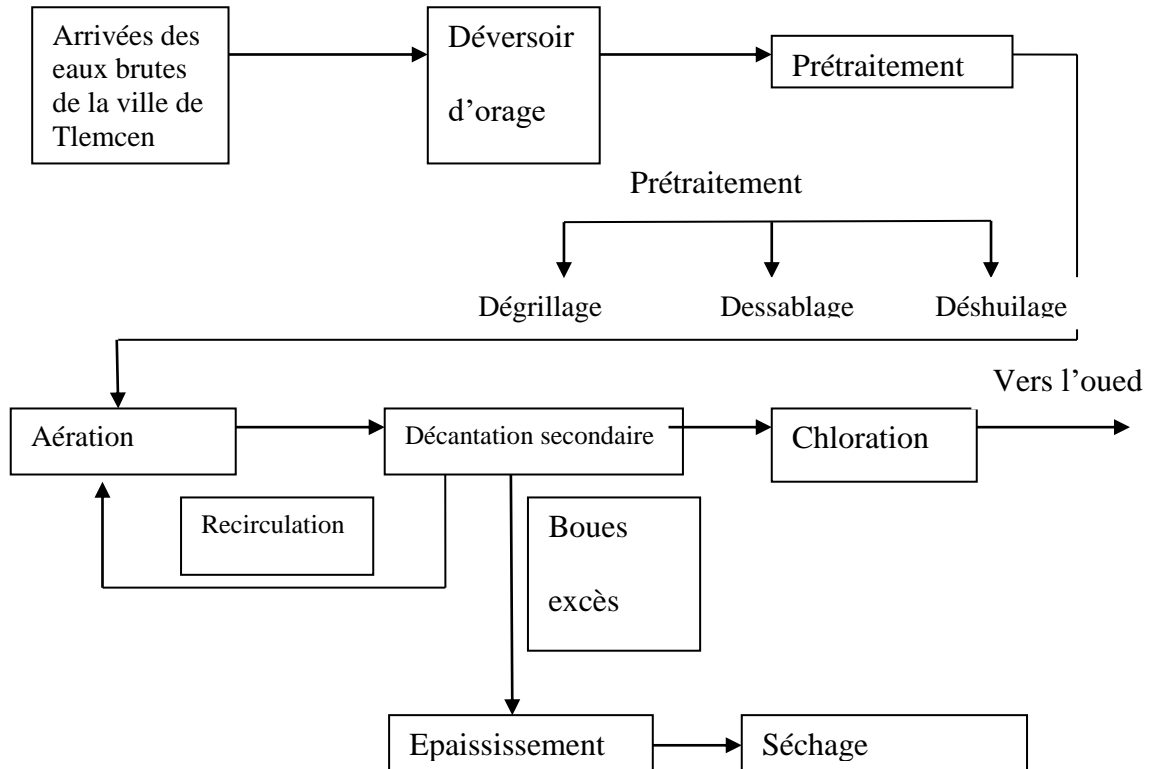


Figure III.14 : Schéma explicatif d'un traitement des eaux usées

III.2.3.1. Les indicateurs de l'entrée :

Paramètre	Unité	Valeurs limites	
Température	C°	<	30
pH	-	5.5 -	8.5
MES	mg/l	600	
DCO	mg/l	1000	
DBO5	mg/l	500	

III.2.3.2. Les indicateurs de sortie :

Paramètre	Unité	Concentration maximale admissible
pH	-	6.5 - 8.5
MES	mg/l	30
DCO	mg/l	90
DBO5	mg/l	30
Azote (N-NO3)	mg/l	30

III.3. Choix du Logiciel GPS-X :

L'outil de simulation utilisé dans notre étude est le logiciel General Purpose Simulator : GPS-X (version 4.0) de la société canadienne Hydromantis. Le logiciel intègre de nombreux modèles répertoriés dans une bibliothèque (library), de plus l'utilisateur peut créer son propre modèle, il permet de prédire l'effet qu'auront les changements subis par la station sur la qualité de l'effluent de sortie. Il permet de réaliser des niveaux de personnalisation de station très poussés. Pour ces raisons, GPS-X est un bon outil pour évaluer différentes alternatives de concept, identifier les problèmes, et optimiser le fonctionnement des stations de traitement [72].

Un grand nombre d'applications à travers le monde démontrent que son utilisation permet d'améliorer l'efficacité des stations de traitement, entraînant par le fait même des économies substantielles en coûts de fonctionnement. La capacité de GPS-X à simuler une station particulière en fait un outil pratique pour la gestion. Un opérateur peut contrôler son usine "virtuelle" en temps réel, tout en observant à l'écran l'effet des changements de certains paramètres de fonctionnement [73].

III.4. Prise en main :

-Le logiciel nous a permis de modéliser la station souhaitée à partir d'outils prédéfinis représentant des ouvrages (« effluent d'entrée », bassin d'aération, décanteur, bassin de chloration, « effluent de sortie »).

-Nous avons considéré que l'eau est déguillée et dessablée.

-L'assemblage de ces outils a conduit à un schéma simplifié de la station, comme le montre la figure III.15.

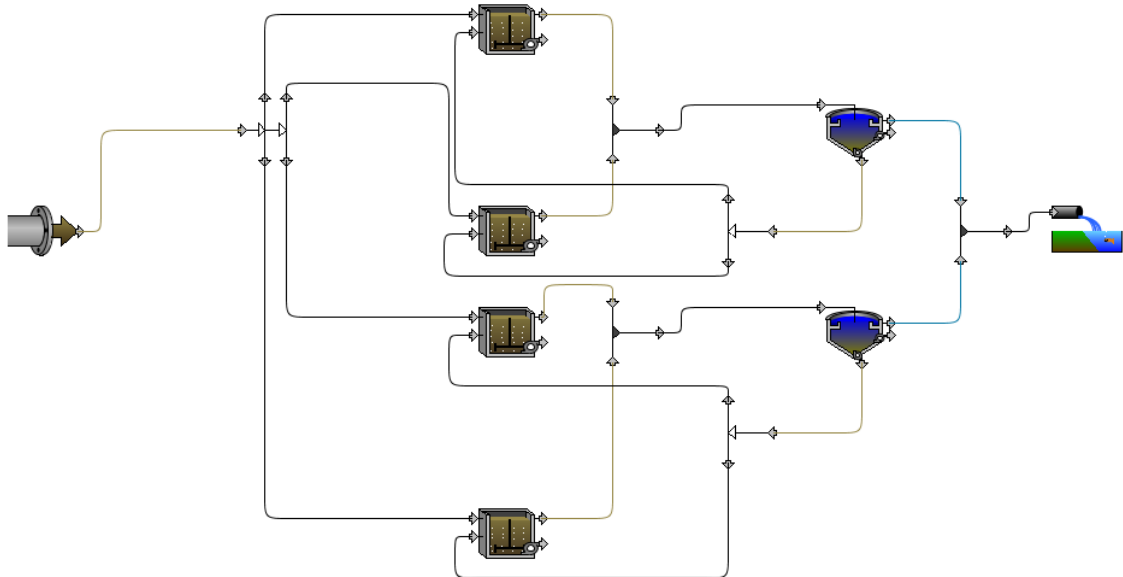


Figure III.15 : schéma de la station d'Ain El Houtez dans GPS-x.

Une forme de bibliothèque (*library*) doit être choisie, permettant de prendre en compte les modèles associés soit au traitement du carbone et de l'azote (CNLIB), soit au traitement du carbone, de l'azote et du phosphore (CNPLIB). Ne tenant pas compte du phosphore dans notre étude, nous avons choisi la bibliothèque CNLIB.

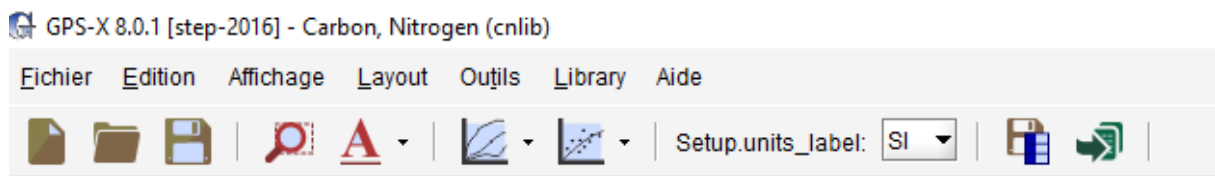


Figure III.16 : Barre d'outils principale du logiciel GPS-X.

Pour chaque ouvrage, un modèle doit être associé à l'objet. Nous avons choisi les modèles suivant :

- Pour l'effluent, sa description se fait par un fractionnement de la DBO, nous avons choisi le modèle BOD based, il nécessite la saisie de la variable DBO, de l'azote sous forme NTK. De plus, un ensemble de paramètres stœchiométriques est renseigné ce qui permet de calculer ensuite l'ensemble des variables d'état avec ces seules saisies sur la base unique de la

variable d'entrée DBO, ceci à l'avantage de faire évoluer les caractéristiques de l'effluent en entrée en ne changeant que les valeurs journalières de la DBO d'entrée ;

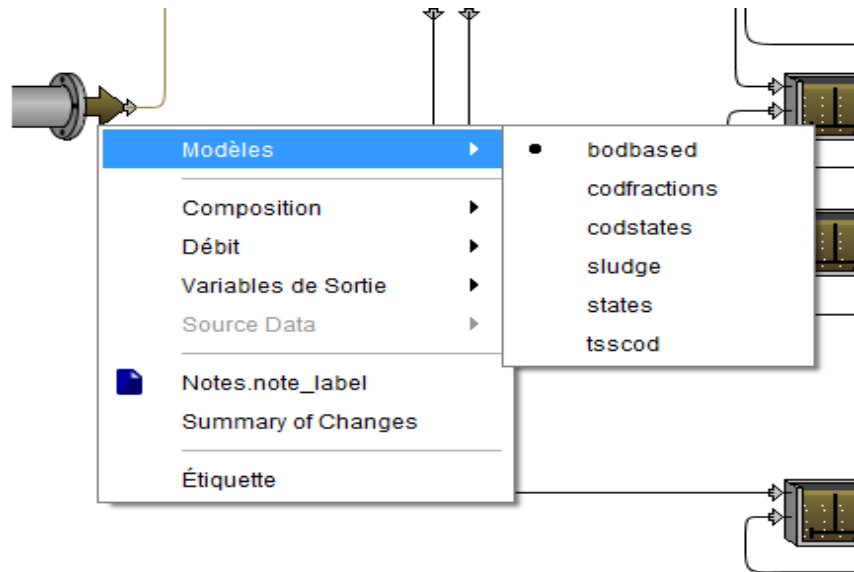


Figure III.17: le modèle BOD based pour effluente d'entrée du logiciel GPS-X.

- pour le bassin d'aération, le modèle choisi est mantis ;

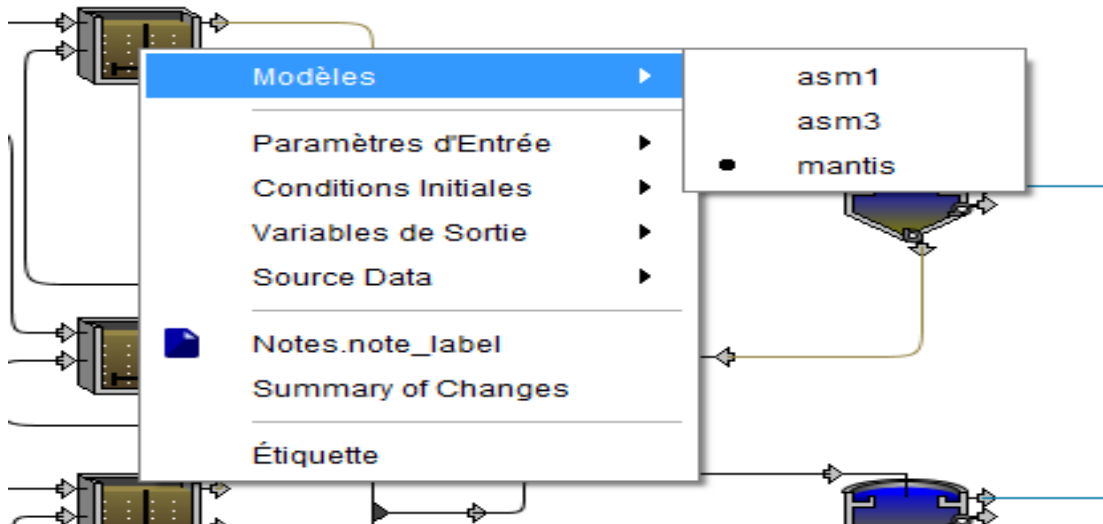


Figure III.18 : le modèle mantis pour le bassin d'aération du logiciel GPS-X.

- pour le clarificateur, le modèle simple 1D de Takács. Dans le modèle de sédimentation simple1d, la seule variable intégrée numériquement est la concentration en solides en suspension, Le modèle Simple1D a été modifié pour une illustration secondaire afin d'inclure un effet de stabilisation de la pression.

- le modèle choisi simple1d, Ce modèle peut être utilisé lorsque les réactions biologiques du décanteur peuvent être ignorées.

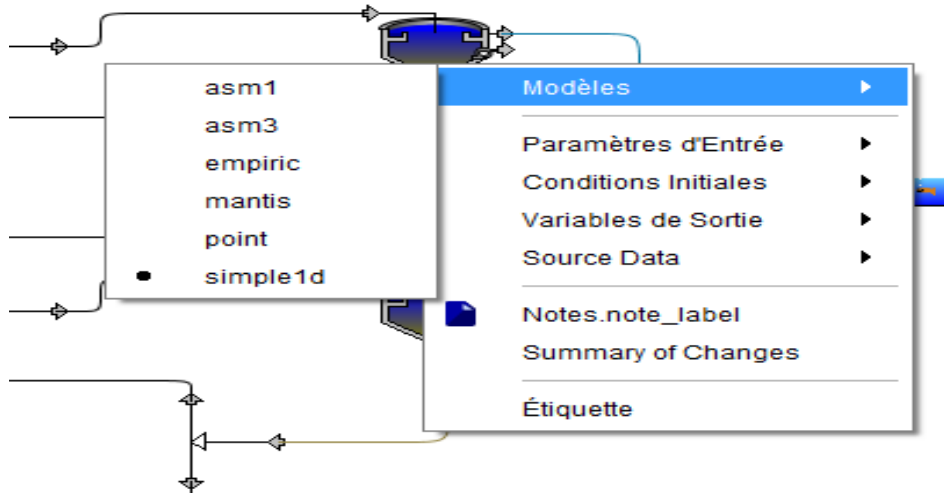


Figure III.19 : le modèle simple1d pour le clarificateur du logiciel GPS-X.

- Puis nous avons configuré l'environnement graphique avec l'ensemble des fenêtres que nous voulions visualiser (variables de contrôle et variables de sortie). La saisie s'est terminée par une compilation des données et le lancement de la simulation. Les simulations peut aussi bien caractériser un régime permanent qu'un régime dynamique.

III.5.Vérification en régime permanent (stationnaire):

III.5.1. Caractéristique de l'effluent d'entrée :

Les valeurs stockées pendant une moyenne de 23 jours à partir de cette période (08/11/2011-03/09/2012), Cette période a été choisie en raison de la disponibilité de toutes les données sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau III.6 : Valeurs d'entrée en régime permanent.

Paramètres	Valeurs d'entrée	Valeur de sorti
Débit	30000	---
DCO	634.60	35.17
MES	291	22.82
DBO ₅	207.83	19.67
NTK	43.93	3.558
Oxygéné dissous	2	---

(ONA, 2016)

Nous avons choisi cette période car les rendements sont très appréciables, sauf le rendement de DBO₅ le 19/03/2012 :

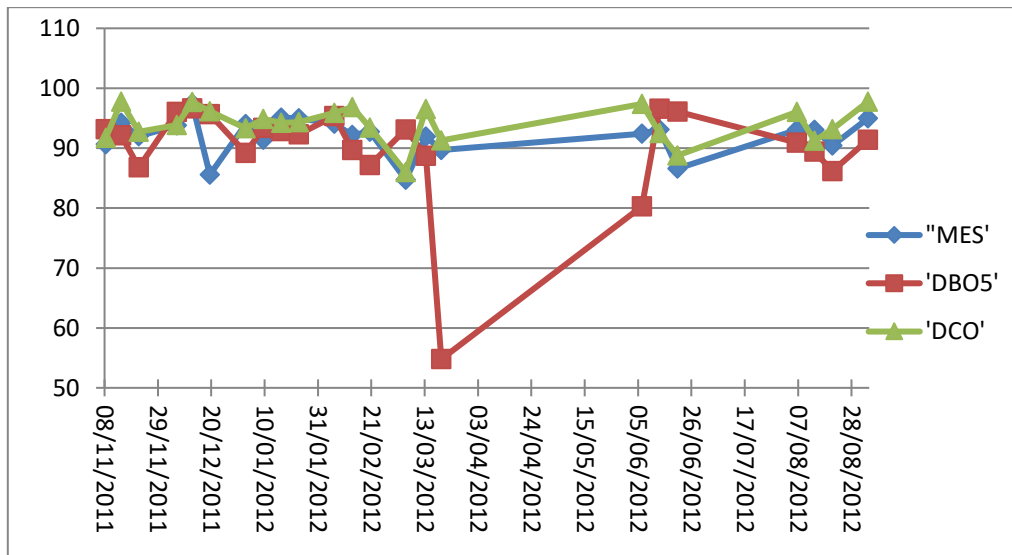


Figure III.20: graphe de rendement de « MES-DBO₅-DCO » de notre période.

Influent Advisor - Library: cnlib - Influent Model: bodbased - Modèle Biologique: n

User Inputs			
- Influent Composition			
bod	DBO5 carbonée totale	gO2/m3	207.83
x	Matières en suspension	g/m3	291.0
tkn	NTK total	gN/m3	43.93
- Organic Variables			
si	Matière organique soluble i...	gCOD/m3	21.6
xbh	Biomasse active hétérotrop...	gCOD/m3	0.0
xba	Biomasse active autotrophe	gCOD/m3	0.0
xu	Fraction non-biodégradable...	gCOD/m3	0.0
- Dissolved Oxygen			
so	Oxygène dissous	gO2/m3	2.0
- Nitrogen Compounds			
sno	Nitrate et nitrite	gN/m3	2.2
snn	Azote gazeux	gN/m3	0.0
- Alkalinity			
salk	Alcalinité	mole/m3	7.0
- Influent Fractions			
icv	Ratio XDCO/MESV	gCOD/gVSS	1.58
fbod	Ratio DBO5/DBO infini	-	0.7
- BODbased Model Coefficients			
fss	Substrat soluble/DBO infinie	-	0.13
fnh	Ratio Production d'ammoni...	-	0.63
fxn	Ratio Azote organique partic...	-	0.9
ivt	Ratio MESV/MES	gVSS/gTSS	0.7
- Mantis Nutrient Fractions			
ibhn	Contenu en N de la Biomas...	gN/gCOD	0.068

Figure III.21: Estimation des variables d'entrée dans GPS-X.

Le ratio (MVS/MES) des matières volatiles en suspension par rapport aux matières en suspension, doit être déterminé. Du moment que ce dernier n'étant pas été mesuré sur la station, nous choisissons un ratio représentatif d'un effluent à dominance domestique dans un réseau unitaire, soit $MVS/MES = 70\%$ (Sadowski, 2002).

III.5.2. Hypothèses de fonctionnement prises en compte :

1-calage de modèle :

Pour de nombreux paramètres, qui ne peuvent pas être estimés de façon expérimentale, le calage numérique du modèle est obligatoire (Kristensen et al. 1998). Du fait de la complexité des modèles de type mantis, un calage visuel est en général

réalisé en première approche, puis un calage par optimisation mathématique peut être envisagé pour affiner les valeurs des paramètres (Stricker, 2000). En effet, le calage visuel permet de sélectionner les situations dans lesquelles les paramètres doivent être ajustés. Un ajustement visuel permet de guider la modification des paramètres et aboutir à un jeu unique dont les valeurs ont un sens physique. L'optimisation mathématique permet plus difficilement d'aboutir à un jeu unique ayant une cohérence physique (Cinar et al. 1998). La précision des prévisions numériques est liée à la rigueur avec laquelle le calage des paramètres est effectué.

V.3. Résultats du régime permanent :

Le tableau ci-après résume les valeurs choisies lors de la simulation et les résultats obtenus, ces derniers peuvent être comparés aux données recueillies par le laboratoire d'analyse de la station d'Ain El Houtz.

Tableau III.7: Synthèse du calage sur le régime permanent.

Variables	Simulation GPS-x	Analyse de laboratoire
En sortie (mg/l)	Valeurs calculé	Valeurs mesurée
DCO	42.95	35.17
MES	23.33	22.82
DBO ₅	7.218	19.67
NTK	2.834	3.558

III.5.4. Analyse des résultats :

Les grandeurs de sortie DCO, DBO₅, MES et NTK sont dans la simulation très proches des valeurs mesurées. Dans tous les cas, elles respectent les niveaux de rejet.

Dans les figures (III.22 ; III.23 ; III.24), les grandeurs simulées sont représentées en trait plein, et les grandeurs mesurées sur la station représentées par des points.

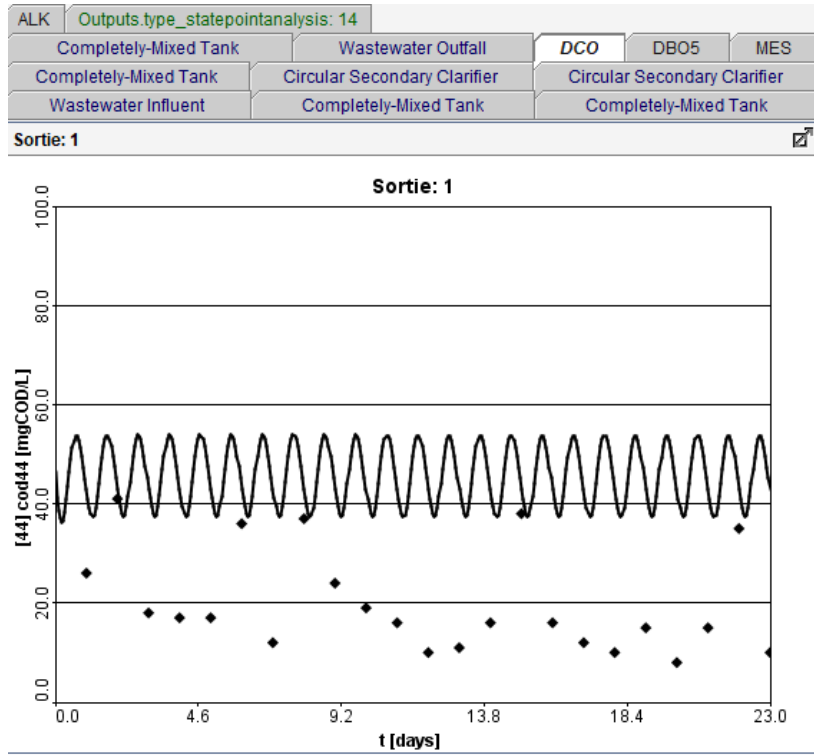


Figure III.22: Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du DCO.

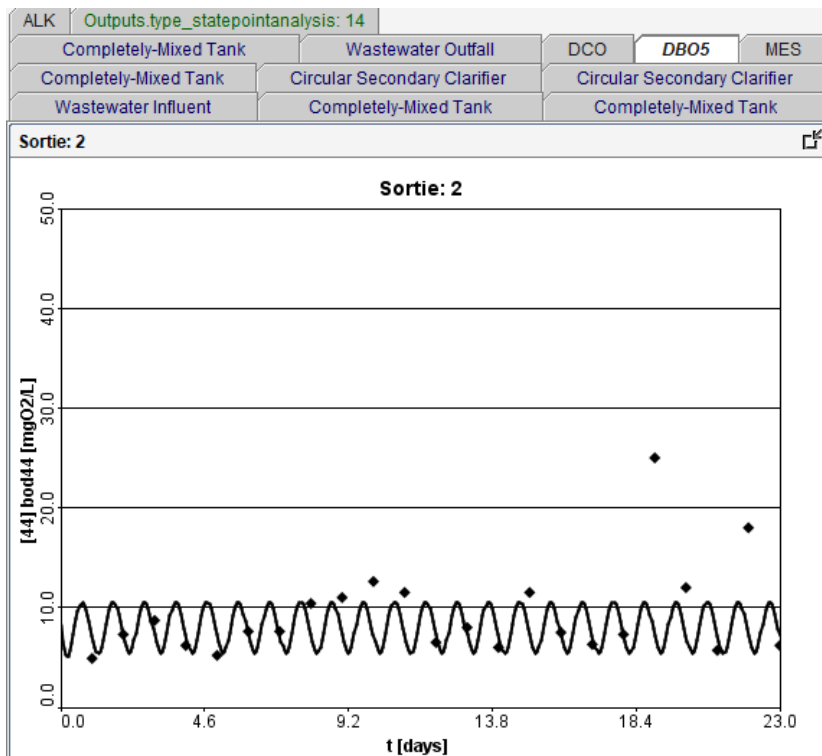


Figure III.23: Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du DBO₅.

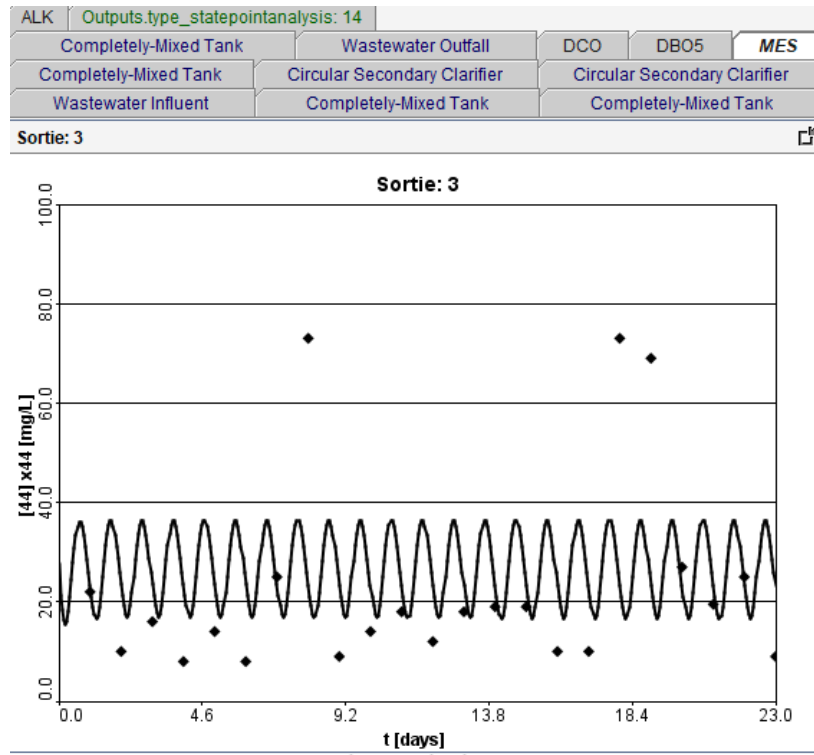


Figure III.24: Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du MES.

III.5.5. l'erreur de notre model :

Soient [74]:

- X: la valeur mesurée de la grandeur.
- X_e : la valeur théorique exacte de la même grandeur.
- L'erreur absolue, notée X_a , est l'écart qui existe entre la valeur mesurée et sa valeur théorique exacte exprimée avec la même unité : $X_a = X - X_e$
- L'erreur relative est le quotient de l'erreur absolue à la valeur exacte : $\epsilon_r = \frac{X_a}{X_e} = \frac{X - X_e}{X_e}$
- Comme il s'agit d'un nombre sans dimension (pas d'unité), on l'exprime généralement en pourcentage (%) : $\epsilon_r = \frac{X - X_e}{X_e} \cdot 100$ (notre cas).

En sortie (mg/l)	Valeurs calculé	Valeurs mesurée	Erreur
DCO	42.95	35.17	22.121126
MES	23.33	22.82	2.23488168
DBO ₅	7.218	19.67	63.3045247
NTK	2.834	3.558	20.3485104

III.6.Simulation dynamique sur une période de 30 jours :

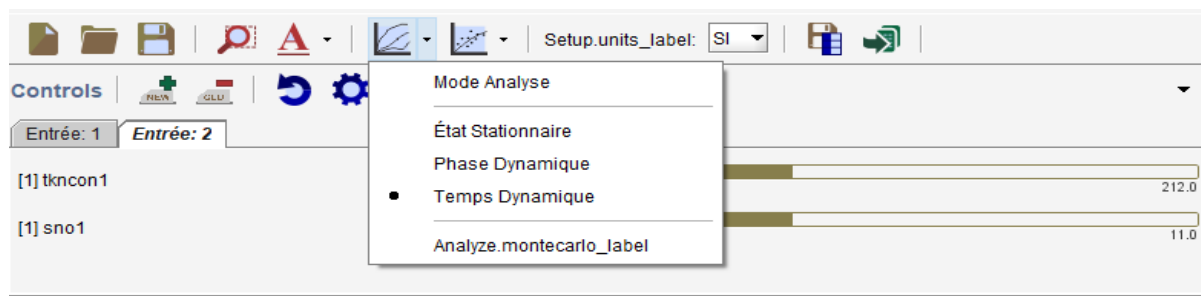


Figure III.25: Régime dynamique établi sur GPS-X.

Le personnel du laboratoire de la station d'épuration des eaux usées d'Ain El Houtz assure le suivi de la qualité de l'eau, qui quotidiennement relève différentes valeurs des paramètres suivants :

- les valeurs d'entrée et sortie en DCO ;
- les valeurs d'entrée et sortie en DBO₅ ;
- les valeurs d'entrée et sortie en MES ;
- le débit d'entrée ;
- les valeurs d'entrée et sortie en NTK ;
- les valeurs d'entrée et sortie en nitrate et nitrites ;

L'ensemble de ces données permet de créer un fichier de renseignements pour la simulation. Concernant les caractéristiques de l'effluent d'entrée, nous devons entrer les valeurs des variables d'entrée, ces différentes caractéristiques sont saisies dans le modèle afin de lancer la simulation.

III.6.1.Résultats de la simulation dynamique :

Les résultats obtenus sont les scénarios des grandeurs de sortie DCO, DBO₅, MES et NTK de la station d'épuration de la ville de Tlemcen, où il y a une simulation pendant 30 jours à partir des années 2011-2012.

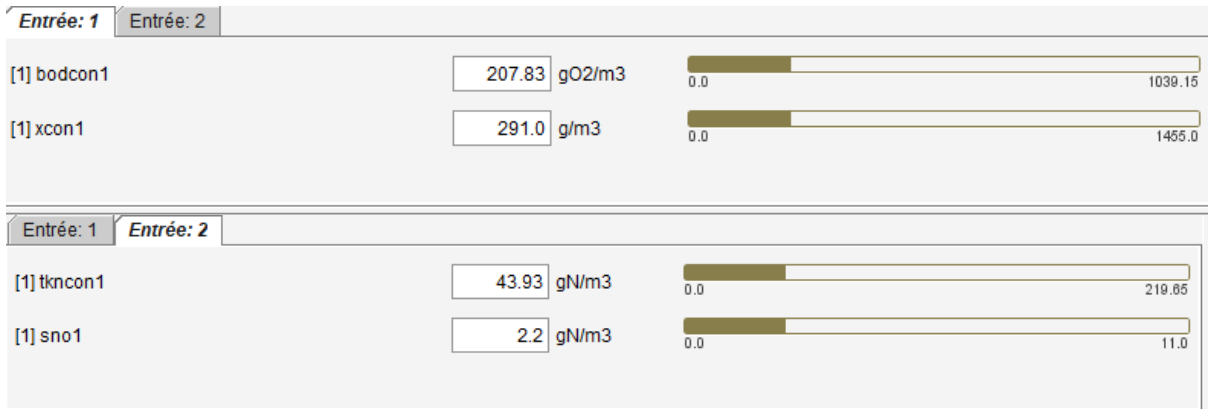


Figure III.26: Régime dynamique établi sur GPS-X avec deux entrées.

L'apparition des différentes formes permet d'observer visuellement l'évolution des grandeurs de sortie calculées par le modèle et celles générées par les mesures en termes de DCO, DBO₅ et MES. Les résultats des différentes simulations sont présentés dans les figures suivantes :

Dans les figures (III.27 ; III.28 ; III.29), les grandeurs simulées sont représentées en trait plein, et les grandeurs mesurées sur la station représentées par des points.

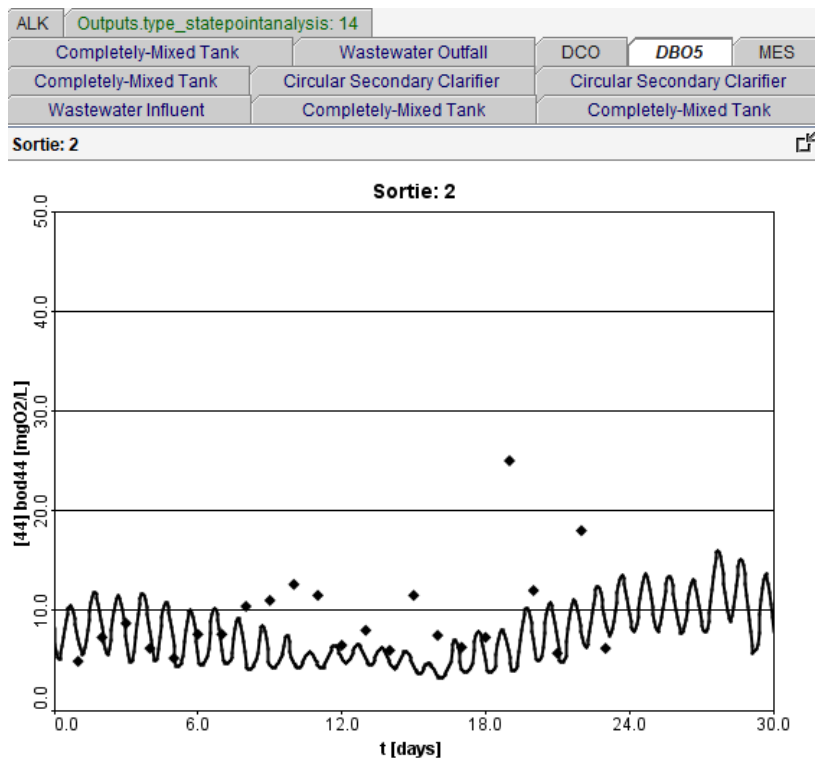


Figure III.27: Evolution de la DBO₅ en sortie de la station sur 30 jours.

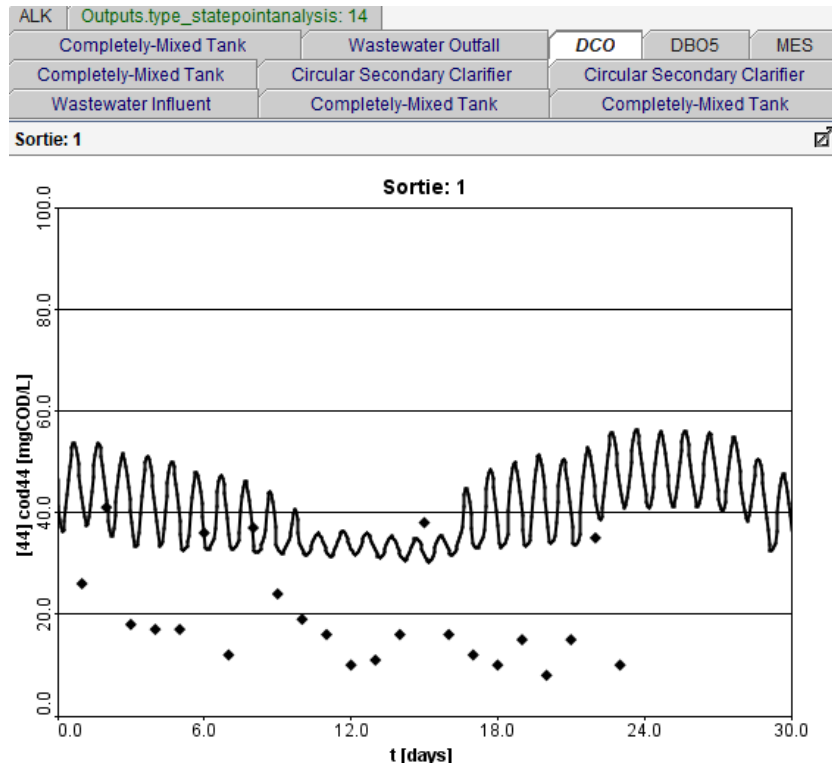


Figure III.28: Evolution de la DCO en sortie de la station sur 30 jours.

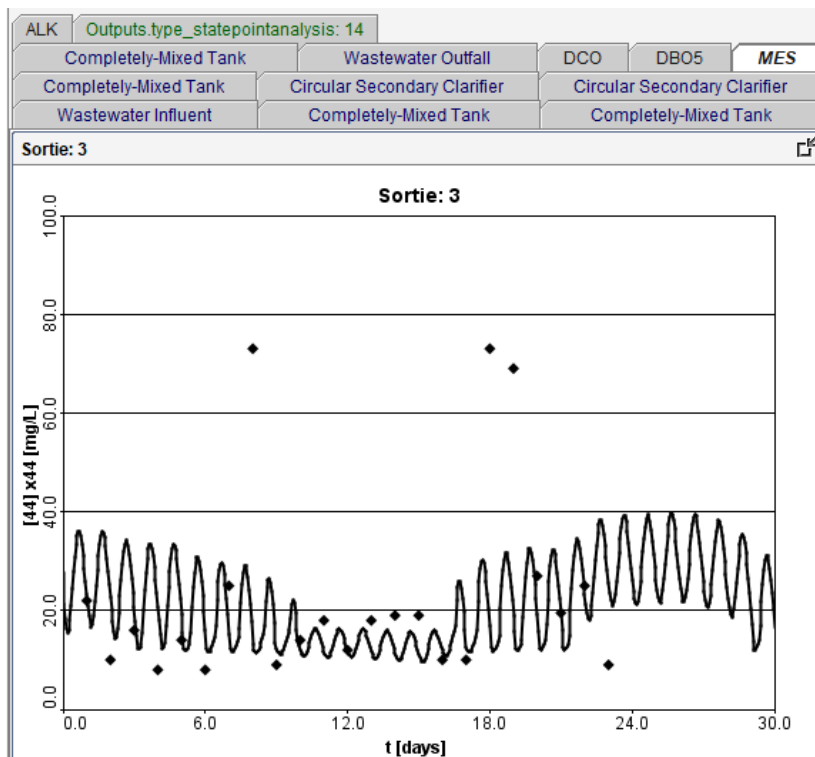


Figure III.29: Evolution de la MES en sortie de la station sur 30 jours.

III.6.2. Analyse des résultats :

Notre critère de jugement est la charge carbonée, nous nous intéressons donc aux variables MES et DBO₅. En superposant les courbes calculées par le modèle et celles issues des mesures en terme de MES et DBO₅, nous retrouvons bien les mêmes tendances, les valeurs calculées et mesurées sont très proches et ne posent pas de problème vis-à-vis de la réglementation (respect des niveaux de rejet en MES: 16.62mg/l et en DBO₅ =7.908 mg/l). La simulation semble être une bonne représentation de la réalité, en particulier pour les faibles charges. Concernant (DCO=36.53 mg/l), les valeurs simulées se rapprochent des valeurs mesurées.

III.6.3. L'erreur:

Soient [74] :

- X: la valeur mesurée de la grandeur.
- X_e: la valeur théorique exacte de la même grandeur.
- L'erreur absolue, notée X_a, est l'écart qui existe entre la valeur mesurée et sa valeur théorique exacte exprimée avec la même unité : X_a=X-X_e
- L'erreur relative est le quotient de l'erreur absolue à la valeur exacte : $\epsilon_r = \frac{X-X_e}{X_e}$
- Comme il s'agit d'un nombre sans dimension (pas d'unité), on l'exprime généralement en pourcentage (%) : $\epsilon_r = \frac{X-X_e}{X_e} \cdot 100$ (notre cas).

En sortie (mg/l)	Valeurs calculé	Valeurs mesurée	Erreur
DCO	36.53	30.033	21.6328705
MES	16.62	20.42	18.6092067
DBO ₅	7.908	15.23	48.0761655
NTK	3.978	3.554	11.9302195

III.7. Conclusion :

D'après les résultats de la simulation par le logiciel GPS-X, nous remarquons que la STEP de Tlemcen donne dans la plupart des cas de bons résultats qui sont conformes à la norme de rejet.

La simulation de la station actuelle en régime permanent offre une bonne représentation de la réalité. En régime permanent nous avons un effluent d'entrée chargé à 42.95 mg/l en DCO totale et à 7.218 mg/l en DBO₅ totale et à 23.33 mg/l en matière en suspension. Et d'après les

graphes de l'étude des performances épuratoire de la STEP par les critères analytiques on remarque que la STEP d'Ain El Houtz donne dans la plupart des cas de bon résultat qui sont conforme à la norme algérienne.

An aerial photograph of a wastewater treatment plant. The image shows several large, circular aeration tanks arranged in a semi-circle. A central metal structure, possibly a bridge or walkway, runs through the tanks. In the background, there are industrial buildings and greenery. The image is overlaid with a white geometric pattern of triangles and lines.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Conclusion générale :

Les dernières années ont été marquées en Algérie par un effort important et croissant consacré à la lutte contre la pollution, surtout dans le domaine de la protection et de la valorisation des ressources en eau. Cet effort s'est matérialisé par un large développement d'installation des stations d'épuration des eaux usées et par un suivi plus efficace de leurs performances.

L'épuration des eaux usées par les procédés des boues activées repose sur l'activité d'une culture bactérienne aérobie, maintenue en suspension dans un ouvrage spécifique alimenté par l'effluent à traiter et appelé bassin d'aération. L'aération est un élément clé d'une station d'épuration pour fournir l'oxygène aux microorganismes pour dégrader la pollution carbonée.

Dans ce mémoire, nous avons tenté de simuler le fonctionnement de la STEP d'Ain El Houtz, afin de prédire la qualité des eaux usées épurées. La simulation a été faite au moyen d'un modèle de simulation numérique GPS-X basé sur la résolution d'un formalisme d'équations mathématiques, et fondé sur les hypothèses proposées par Monod (1949). Ce logiciel se base sur le modèle biologique des boues activées ASM1.

Une première partie nous a permis de faire le point sur la nature des effluents, et les processus utilisés pour le traitement biologique.

Dans un deuxième temps, nous avons analysé les mécanismes biologiques mis en jeu dans le réacteur de traitement. De plus, une meilleure compréhension des mécanismes de transformation de l'azote et de la matière organique au cours du traitement de l'effluent était requise.

Dans un troisième temps, notre étude s'est ensuite consacrée aux modèles numériques, un état des connaissances actuelles sur ces modèles est présenté. Tout d'abord, la modélisation du réacteur biologique à l'aide du modèle ASM1 et les démarches préalables à mettre en œuvre pour son utilisation.

Afin de mettre en œuvre l'outil de simulation, nous avons choisi un site, caractérisé l'effluent et privilégié un logiciel. Le site de l'étude, choisi sur la ville Tlemcen, est une station de traitement à boues activées d'Ain El Houtz dont la capacité est de 150000 équivalent habitants. L'effluent urbain, caractérisé en terme de DCO, est moyennement sous forme de substrat soluble. Enfin, le logiciel GPS-X nous a permis de réaliser les simulations.

L'ensemble des résultats de modélisation souligne clairement que la station de Tlemcen ne présente pas de problème en régime permanent, les grandeurs de sortie respectent les

Conclusion générale

niveaux de rejet, la simulation de la station actuelle offre une bonne représentation de la réalité.

La station d'Ain El Houtz donne de bon rendement épuratoire.

An aerial photograph of a wastewater treatment plant. The image shows several large, circular aeration tanks arranged in a semi-circle. A central metal structure, possibly a bridge or walkway, runs through the tanks. In the background, there are industrial buildings and greenery. The image is overlaid with a white geometric pattern of triangles and lines.

**RÉFÉRENCE
BIBLIOGRAPHIE**

Les Références bibliographiques :

Articles et livres :

- [1] :**R. SALGHI.**, : "Différents filières de traitement des eaux, Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir" Université Ibn Zohr Maroc, 22p.
- [2] :**Dhaouadi H.**, : "Traitement des Eaux Usées Urbaines, Les procédés biologiques d'épuration pour l'enseignement ", Université de Tunis, 34 p,(2008).
- [3] :**Djeddi H.**, : " utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines Mémoire de magister en Ecologie et Environnement ,Université Mentouri Constantine,(2007).
- [4] :**Matehri MS.**, : " élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes.Cas de la STEP est de la ville de Tizi-Ouzou " thèse de doctorat département des sciences agronomiques, université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou,(2012).
- [6] : **El Hifnawy C.**, : " conception d'une station d'épuration",Diplôme d'Ingénieur en Energétique Option Froid et Climatisation conservatoire nationale des arts et matières Paris, France,(2012).
- [8] : **BENELMOU Azali.**, : "Performance épuratoires d'une station d'épuration de Maghnia, mémoire pour obtenir le diplôme de Master en Hydraulique, option : Technologie de traitement des eaux", Université Abou AbkrBelkaid de Tlemcen, Faculté de Technologie,(24/11/2015)..
- [9] : Une offre complète et efficace pour vos lits bactériens, traitement des eaux usées, Spécialité de gestion de l'eau, HAMON THERMAL EUROPE.
- [10] : **SALAH Salah Eddine., GACEM Abderrahmane .,** : " Etude sur l'amélioration de la qualité de l'eau rejetée de la SOITEX de Tlemcen" mémoire pour obtenir le diplôme de Master en Hydraulique, option : Technologie de traitement des eaux, université Abou Bar Belkaid de Tlemcen,(06/2017).
- [13] :**Canler J., Perret J M.**, : "La réduction de boues par voie biologique par le procédé MycET" Document de Synthèse FNDAE n° 39,(2013).

Les Références bibliographiques

- [14] :**LatifaKAHIM.,Hanane IDABDELLAH.**,: "L'impact des dysfonctionnements rencontrés au niveau des bassins d'aération de la Station d'Épuration et de Réutilisation des Eaux Usées de Marrakech" sur la qualité des eaux traitées " MEMOIRE DE FIN D'ETUDE ,LICENCE EN SCIENCES ET TECHNIQUES,(2013) .
- [15] : **BÉLINE, F., MARTINEZ, J. & BURTON, C.**, : "Traitement aérobie du lisier de porcs "Bases théoriques et techniques, Vecteur Environnement 31 (2), 38–48,(1998).
- [16] :**Dinh-Huan NGUYEN.**, : " fonctionnement des stations de traitement de eaux usée" THÈSE Pour l'obtention du titre de Docteur de l'Université de LorraineSpécialité Génie des Procédés et des Produits ,(2014).
- [17] : **Cailleux G.**, : "L'épuration biologique: fonctionnements et dysfonctionnements"MémoireFaculté Sciences, Université Picardie Jules Verne, 63 p,(2001).
- [18] :**Hélène Carrère .,Jean-Philippe Steyer .,** "Traitement des eaux usées par procédés biologiques "Techniques de l'ingénieur, Réf. T1330, (2009).
- [19] :**Water Environment Federation,** Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, MOP 8, 5th edition, 2014.
- [20] : **BELHASSAINE Halima .,BOUCHENAFI Boumediene .,** : "Etude de l'efficacité des traitements de la station de traitement des eaux polluées STEP DE AIN HOUTZ"mémoire pour obtenir du brevet de technicien supérieure en traitement des eaux, institut national spécialisé de formation professionnelle de Mansourah Tlemcen, Ministère de la formation et de l'enseignement professionnels,(**Juillet 2007**).
- [21] :**DCEquimachines Corporation, 2013.**
- [23] : **EDELINE F.**, : "L'épuration biologique des eaux résiduaires "Théorie et technologie. 3e ed. Liège ,Cebedoc, 304 p,(1988).
- [27] :**United Nations Environment Programme (UNEP) .,** : "Wastewater management: a UN-Water analytical brief", (2017).
- [28] :**United States Environmental Protection Agency (EPA) ,** Basic Information about Wastewater,(2020).
- [29] : **T. Myers ., J. Malina.**, : "Wastewater Treatment Plant Operations Made Easy: A Practical Guide for Licensure," CRC Press, (2011).

Les Références bibliographiques

- [31] : **Wang, Y .,Wang, Z .,Ma, L ., Ma, B., & Chen, Z.,** : "Analysis of oxygen transfer efficiency and energy-saving strategies in aeration tank of wastewater treatment plant." *Journal of Environmental Sciences*, 80, 240-249,(2019).
- [32] :**Zhang, Y ., Yan, Z ., & Lei, L.,** : "Failure analysis and service life prediction of aeration agitators in municipal wastewater treatment plant." *Journal of Failure Analysis and Prevention*, 17(6), 1248-1258,(2017).
- [33] :**Pescod, M. B. (Ed.),** : "Wastewater treatment and use in agriculture (No. 47)." *Food & Agriculture Org.*,(1992).
- [34] :**Keller, J., Winkler, M. K. H.,** : "Problems and challenges in biofilm reactor modelling." *Water Science and Technology*, 67(6), 1227-1233,(2013).
- [35] : **Schimper Wp.,** : "Recherche sur les mousses. Thèse de Botanique, "Faculté des Sciences de Strasbourg, 92 p,(1848).
- [36] : **Canler J.P.,** ; "Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration : Origines et solutions." Document technique FNDAE n° 33, Ministre de l'Agriculture et de la Pêche de Paris, 123 p,(2004).
- [37] :**Judd, S. J .,Jefferson, B.,** : "Membrane bioreactors for wastewater treatment. IWA publishing",(2011).
- [38] :**Judd, S. J .,Jefferson, B.,** : "Membrane bioreactors for wastewater treatment. IWA publishing",(2011).
- [39] :**Chen, Y.,Zhou, W ., Liu, Y.,** : "Sludge bulking and control in activated sludge process." *Journal of Environmental Sciences*, 43, 1-13,(2016).
- [40] :**F. Aslam et al .,** "Water quality prediction in a drinking water distribution system using artificial neural networks," *Journal of Environmental Management*, vol. 256, p. 109907, Feb,(2020).
- [41] : **MR KADIR Mokrane.,** : "MODÉLISATION DU FONCTIONNEMENT D'UNE STATION D'ÉPURATION PAR BOUES ACTIVÉES APPLICATION À LA STATION DE BOUMERDES" Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Magister en Sciences Agronomiques,(2010-2011).

Les Références bibliographiques

- [42] : **IAWQ**: "Microbial community analysis: the key to the design of biological wastewater treatment systems" Scientific and technical report n°5, (1997).
- [43] : **CHUBERT J.M., STRICKER A.E., MARQUOT A., RACAULT Y., GILLOT S.**, "Modélisation dynamique du traitement des eaux usées et des lisiers" Editions Techniques de l'Ingénieur (W6-500), 5 p, (2007).
- [44] : **JUILLARD C., MASSE B., MOHR E., ZUG M.**, : " Etude de définition du débit de référence d'une station d'épuration" Application au système d'assainissement de Grand-Couronne (76), Rapport interne Anjou Recherche, 142p, (2000).
- [45] : **STRICKER A.E., RACAULT Y.**, : " Application of Activated Sludge Model No.1 to biological treatment of pure winery effluents: case studies", Water Science and Technology , 51(1), p. 121-127, (2005).
- [46] : **BASTIN G., DOCHAIN D.**, : " On-line estimation and adaptive control of bioreactors Amsterdam" Elsevier, 379 p, (1990).
- [47] : **FARZA M., CHERUY A., CAMBIO H.**, : " Software for modelling and simulation of bioprocesses" Cabios, 7(3), p. 327-336, (1991).
- [48] : **BÉLINE, F.**, : "Etude des transferts d'azote par nitrification-dénitrification au cours du traitement aérobic et du stockage du lisier de porc", Essais avec 15N. PhD thesis, Université de Perpignan, (1998).
- [49] : **SPANJERS H., VANROLLEGHEM P.A.**, : " Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge" Water Science and Technology, 31(2), p.105-114, (1995).
- [50] : **EDELIN F.**, : " L'épuration biologique des eaux résiduaires "Théorie et technologie. 3e ed. Liège , Cebedoc, 304 p, (1988).
- [51] : **MICHAELIS L., MENTEN M.L.**, : " La cinétique des réactions Biochimiques" Biochemische Zeitschrift , 49, p. 334-369, (1913).
- [52] : **HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T.**: "Activated Sludge Model No. 1., 1987" Scientific and Technical Report No. 1, London.

Les Références bibliographiques

- [53] : **Gujer W., Henze M., Mino T., Van Loosdrecht M.C.M.,** : "Activated sludge model No. 3" *Water Sci. Technol.*, 39(1), p.183-193, (1999).
- [54] : **Jeppsson, U.,** : "Modélisation des aspects des processus de traitement des eaux usées", Thèse de doctorat : Département de génie électrique industriel et d'automatisation, Lund Institute of Technology, Suède. 428 p, (1996).
- [55] : **IWA TASKGROUP.,** : "On Mathematical Modelling For Design And Operation Of Biological Wastewater Treatment. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3" Scientific and Technical Report N°9. 121 p., ISBN 1-900222-24-8, (2000).
- [56] : **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 de pluie, Thèse de doctorat, Ecole doctorale : Sciences Pour l'Ingénieur, Discipline : Génie des Procédés, Université de Strasbourg I, 270 p, (2000).
- [57] : **PORRAS P.,** : "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" Mémoire de fin d'études : systèmes hydrauliques urbains, ENGEES, STRASBOURG, 66 p, (2003).
- [58] : **DISPAN J.,** : "Biodégradabilité de la matière organique dans le continuum aquatique réseau d'assainissement - station d'épuration - milieu naturel récepteur : Développement d'une méthodologie pour le fractionnement de la matière organique en classes de biodégradabilité" Thèse de doctorat: L'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris XII, 238 p, (2003).
- [59] : **HENZE M, GUJER W, MINO T, MATSUO T, WENTZEL MCM, MARAIS GVR.,** : "Activated sludge model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3" London, UK, (1995).
- [60] : **GUJER, W., HENZE, M., MINO, T. AND VAN LOOSDRECHT, M. C. M.,** : "Activated sludge model No.3" *Wat. Sci. Tech.* 39, 138-194, (1999).
- [61] : **WENTZEL, M. C., LÖTTER, L. H., EKAMA, G. A., LOEWENTHAL, R. E. AND MARAIS, G. V. R.,** : "Evaluation of biological models for biological excess phosphorus removal" *Wat. Sci. Tech.*, 23 (4-6), 899-905, (1991).

Les Références bibliographiques

[63] : **Henze, M. et al.** "Activated Sludge Model No. 2D, ASM2D" *Water Sci. Technol.*, 39(1),165-182,(1999).

[64] : **Claire Deltimple.**," Modélisation 1D du comportement d'un clarificateur à partir du logiciel GPS-X" *Mémoire de Fin d'Etudes présenté pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur de l'ENGEES*,p32,(juin2010).

[65] : **Lesouëf, A.,**:"SIMBAD : un modèle mathématique pour systèmes de boues activées" *Techniques Sciences Méthodes-L'Eau*,vol85,n°7-8,juillet-août1990,p.371-378,(1990).

[67] : **Münch et al.,**:" Two-dimensional temperature determination in sooting flames by filtered Rayleigh scattering"(1996).

[68] : **AMARA,aissani .,** : " modélisation et simulation chapitre 1 p14".

[69] : **CHELABI NOUR EL HOUDA ;HARIZI NOUCEIBA .,** : "Performances Epuratoires ET Simulation Numérique Par Logiciel De GPS-X de La STEP DE Zerizer (El Taref) ",p72-76,(2019-2020).

[70] : **Medjeldi F Zahra .,Hamici Selma .,** : " SIMULATION DES PERFORMANCES EPURATOIRES D'UNE STATION D'EPURATION PAR LE MODELE ASM1 ",page70-73,(juin 2017).

ONA, Fiche technique de la STEP d'Ain El Houtz, 2015

[71] : **BAHA S .,BENSARI F .,** : "Epuration des eaux usées domestique par les boues activées études de la performance de la STEP D'AIN EL HOUTZ" *Mémoire de Master En Hydraulique, Université Abou BekrBelkaid*, 2014, 80p.

[72] : GPS-X Technical Reference - v8.0.

[73] : **JUILLARD C .,MASSE B ., MOHR E ., ZUG M .,** : "Etude de définition du débit de référence d'une station d'épuration. Application au système d'assainissement de Grand-Couronne (76)" *Rapport interne Anjou Recherche*, 142p,(2000).

Site web :

[5] : " Le dégrillage ", « <https://www.suezwaterhandbook.fr/procedes-et-technologies/pretraitements/degrillage-tamisage-dilaceration/degrillage> », (consulté le 10/03/2023).

Les Références bibliographiques

- [7]: "chapitre 02 .,traitement mécanique des eaux usées" ., <https://ft.univtlemcen.dz/assets/uploads/pdf/departement/hyd/traitement%20et%20%C3%A9puration%20de%20eau%20L3%20Hyd.pdf> ,(consulté le30/04/2023).
- [11] : "Traitement des eaux usées au niveau de la STEP"., https://www.researchgate.net/figure/lit-bacterien-Dans-les-lits-bacteriens-ou-filtres-bacteriens-la-masse-active-des_fig5_343921369 ,(consulté le 15/04/2023).
- [12] : "Traitement biologique"., <https://www.aquacorp.fr/traitement-biologique-aerobie-biomasse-fixee-biodisque> ,(consulté le 16/04/2023).
- [22] : "Traitement tertiaires "., <https://www.u-picardie.fr> ,(consulté le 29/04/2023).
- [24] : "séchage des boues".,« <https://www.emo-france.com/produits/stabilisation-hygenisation/sechage/> »,consulté le (29/04/2023).
- [25] : " incinération des boues "., « <https://www.suezwaterhandbook.fr/technologies-degrement-R/traitement-des-boues/incineration/incineration-des-boues-Thermylis> », consulté le(02/05/2023).
- [26] : "Traitement des boues en station d'épuration" .,<https://www.actu-environnement.com/ae/dossiers/traitement-des-boues/traitement-boues-station-epuration.php4> ,consulté le (30/04/2023).
- [30] : "Problèmes d'aération " ., <https://www.u-picardie.fr> ,consulté le (02/05/2023)
- [66] : "gps_x"., « [https://www.hydromantis.com/help/GPS-X/docs/8.0/Technical/index.html#Carbon%20%E2%80%93%20Nitrogen%20Library%20\(CNLIB\)](https://www.hydromantis.com/help/GPS-X/docs/8.0/Technical/index.html#Carbon%20%E2%80%93%20Nitrogen%20Library%20(CNLIB)) » ,consulter le(02/03/2023).
- [74] : **universitéchlef 2020** .,chapitre02., "Les erreurs de mesure"., « www.univ-chlef.dz »,consulté le :17/04/2023.

An aerial photograph of a wastewater treatment plant. The image shows several large, circular aeration tanks arranged in a semi-circular pattern. A central concrete walkway runs through the tanks. In the background, there are industrial buildings and greenery. The image is overlaid with a white geometric pattern of triangles and lines.

Annexes

Annexes

Annexes :

Annexe01 :Tableau de comparaison des principaux logiciels de modélisation commercialisés.

Simulator	BioWin	GPS-X	STOAT	WEST	SIMBA	ASIM
Vendor	Envirosim	Hyromantis	WRc	Hemmis	Ifak System	Holinger
Website	envirosim.com	hydromantis.com	wrcplc.co.uk	hemmis.com	www.ifak-system.com	www.holinger.com
Current Version	3.0	5.0	4.2	3.7	5.0	4.0
Processes						
Preliminary Treatment	✓	✓	✓	✓	✓	x
Primary Treatment	✓	✓	✓	✓	✓	x
Attached Growth	x	✓	✓	✓	x	x
Suspended Growth	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Aeration Systems	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Secondary Settling	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Filtration	x	✓	✓	✓	x	x
Disinfection	x	✓	✓	x	x	x
Sludge Thickening & Dewatering	✓	✓	✓	✓	✓	x
Sludge Digestion	✓	✓	✓	✓	✓	x
Biosolids for Reuse	x	x	x	x	x	x
Energy Production	~	✓	~	~	✓	x
Hydraulic Modeling	x	x	✓	x	✓	x
Customization Possible	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Main Users	Consultants	Consultants	Consultants/ Owners	Academia/ Consultants	Academia	Academia
Main Region	Worldwide	Worldwide	US, UK	Worldwide	Germany, Holland	Worldwide

Key: ✓ = Models available; x= Models unavailable; ~ = No specific feature but basic information can be gleaned