

Université MUSTAPHA Stambouli

جامعة مصطفى اسطمبولي
معسكر

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département De Biologie

Laboratoire de Bioconversion, de Génie Microbiologique et de Sécurité Sanitaire

THESE de DOCTORAT

Spécialité : Science de la Vie

Intitulée

Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les
boues activées : Cas de la station d'épuration de Saida

Présentée par : ZAIRI Souad

Le : 11/12/2024 à la bibliothèque centrale de la faculté

Devant le jury :

Président	BENYOUCEF Madani	Pr	Université de Mascara
Examineur	KAHLOULA Khaled	Pr	Université de Saida
Examineur	BOUKHARI Yahia	MCA	Université de Mascra
Examineur	MOSTEFAI Asma	Pr	Université de Saida
Encadrant	MEDDAH Boumediene	Pr	Université de Mascara
Co- Encadrant	SLIMANI Miloud	Pr	Université de Saida

Année Universitaire : 2024 - 2025

Remerciements

Tout d'abord, j'exprime ma sincère gratitude à Allah Azza Wa Djell. Grâce à Sa miséricorde, Sa force et Son soutien, j'ai pu surmonter les défis et poursuivre mon objectif avec détermination et persévérance.

- Je tiens à exprimer mes plus sincères remerciements à Monsieur le Professeur Boumediene MEDDAH de l'Université de Mascara et à Monsieur le Professeur Miloud SLIMANI de l'Université de Saïda pour avoir accepté de m'encadrer et de me guider tout au long de cette thèse. Leur soutien indéfectible, leurs conseils avisés et leur dévouement ont été essentiels à la réalisation de ce travail.

- Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude à Monsieur Madani BENYOUCEF, Professeur à l'Université de Mascara, pour l'honneur qu'il m'a fait en présidant le jury de ma thèse. Mes remerciements s'adressent également à Khaled KAHLOULA, Professeur à l'Université de Saïda, ainsi qu'à Monsieur Yahiya BOUKHARI, Professeur à l'Université de Mascara, et à Madame Asma MOSTFAI, Professeur à l'Université de Saïda, pour leur contribution et leur engagement dans ce processus.

- Je souhaite exprimer ma profonde gratitude à Madame Véronique Deluchat professeure à l'Université de Limoges. Son enseignement en 2006 a éveillé en moi une passion durable pour le traitement des eaux résiduaires. Toujours disponible pour répondre à mes questions, elle a également facilité mes contacts avec des experts en modélisation. Je remercie également Monsieur le Professeur Michel BAUDU pour son accueil chaleureux au laboratoire GRESSE à Limoges lors de mon stage, ce qui a grandement enrichi mes connaissances pratiques.

- Je tiens à remercier chaleureusement les ingénieurs de l'ONA pour leur aide précieuse, qui a facilité l'accès à la station d'épuration et permis la collecte des données nécessaires. Leur disponibilité et collaboration ont été essentielles pour observer le fonctionnement des ouvrages et discuter des problèmes rencontrés sur le terrain.

- Je remercie sincèrement les ingénieurs de la DRE, en particulier ceux du service assainissement, et plus particulièrement mes amis Atmani K., Rammas F., et Hmimi, pour leur soutien constant, leur disponibilité et leurs conseils précieux tout au long de ce travail.

- Je tiens également à exprimer ma gratitude aux enseignants du département Génie Civil et Hydraulique pour leur encouragement constant, dont l'insistance à persévérer a été une source précieuse de motivation. Un remerciement spécial va à Mademoiselle le Docteur A. Rahmani, dont le soutien indéfectible et les conseils précieux ont été essentiels pour me guider dans le processus de publication et renforcer ma confiance en mes capacités.

« Ce qui est plus triste qu'une œuvre inachevée, c'est une œuvre jamais commencée. »

Christinna Rosseti

Dédicaces

À mon père, symbole de défi et de patience, dont le soutien indéfectible et la foi en moi ont été une source constante d'inspiration. Depuis le début de cette aventure, il m'a toujours encouragé et assisté, me permettant d'atteindre mes objectifs avec détermination.

À ma mère, symbole de bonté et d'amour inconditionnel, qui m'a toujours poussée à persévérer et ne jamais abandonner, même dans les moments les plus difficiles. Ses encouragements inlassables ont été un pilier fondamental tout au long de ce parcours.

À mes enfants, Wissem, Samah, Abdelkader, et Meriem, qui ont partagé ce rêve avec moi et qui ont été une source constante de motivation et de joie. Leur présence et leur soutien ont illuminé mon chemin tout au long de ce parcours.

À mon mari, dont la confiance inébranlable en moi a constitué un soutien inestimable.

À ma sœur et sa famille, ainsi qu'à mes frères et leurs familles, pour leur amour et leur soutien inconditionnel. Vous avez tous été à mes côtés, me donnant la force de poursuivre mes aspirations.

À toute ma grande famille, mes amies et tous ceux qui m'ont apporté leur affection et leur soutien. Votre présence et vos encouragements ont été essentiels pour mener à bien ce projet.

À tous les étudiants que j'ai eu le plaisir d'enseigner et d'encadrer. Leur enthousiasme et leurs questions stimulantes m'ont constamment poussé à perfectionner mon niveau et à approfondir mes connaissances.

Je vous dédie ce travail avec toute ma gratitude et mon affection.

Résumé

Cette étude vise à démontrer comment la modélisation mathématique peut être utilisée pour optimiser le fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées, en particulier en ce qui concerne le traitement de l'azote, la réduction de la consommation énergétique, ainsi que l'amélioration du fonctionnement des clarificateurs. La station d'épuration de Saïda, en Algérie, a été choisie comme étude de cas. Cette analyse vise à illustrer comment des techniques de modélisation avancées peuvent non seulement améliorer l'efficacité du traitement de l'azote, mais également favoriser une gestion énergétique plus économique des installations d'épuration. Pour atteindre cet objectif, le modèle de boues activées ASM2dModTemp, intégré à la plateforme de simulation WEST+2020, a été utilisé. Ce modèle a été calibré et validé à partir de données réelles d'exploitation. La simulation dynamique réalisée à l'aide de ce modèle vise à évaluer l'impact de différents scénarios de contrôle sur la performance du traitement de l'azote ainsi que sur la consommation d'énergie. Une stratégie de contrôle par rétroaction, utilisant un contrôleur On/Off, a été testée pour réguler le fonctionnement du bassin biologique et du clarificateur. Les contrôleurs ont été implémentés sur une ligne tandis que l'autre ligne a servi de référence pour comparaison. Les résultats montrent que l'aération représente 51 % de l'énergie totale requise dans une station d'épuration. L'approche de contrôle utilisée permet de maintenir l'efficacité du traitement tout en produisant une qualité d'effluent excellente. Des réductions significatives ont été obtenues, notamment une baisse de 93 % de la demande en oxygène, 98 % des solides en suspension, 20 % pour le phosphore total, et 98 % des niveaux d'ammonium. Cette approche a permis de réduire la consommation d'énergie de 26 % en un mois d'implémentation sur une seule filière de traitement. En utilisant la station de Saïda comme référence, cette étude illustre le potentiel de la modélisation mathématique pour améliorer à la fois la qualité de l'effluent et l'efficacité énergétique des stations d'épuration.

Mots-clés : STEP boues activées ; pollution azotée ; bassin d'aération ; stratégie de contrôle de l'aération ; modèle de boues activées ASM2dModTemp ; optimisation de traitement ; simulations dynamiques ; consommation d'énergie.

Abstract

This study aims to demonstrate how mathematical modeling can be used to optimize the operation of an activated sludge wastewater treatment plant, particularly regarding nitrogen treatment, energy consumption reduction, and clarifier performance improvement. The Saïda wastewater treatment plant in Algeria was selected as a case study. This analysis aims to illustrate how advanced modeling techniques can not only improve nitrogen treatment efficiency but also promote more economical energy management in treatment facilities. To achieve this objective, the ASM2dModTemp activated sludge model, integrated with the WEST+2020 simulation platform, was used. This model was calibrated and validated using real operational data. The dynamic simulation performed with this model evaluates the impact of different control scenarios on nitrogen treatment performance and energy consumption. A feedback control strategy using an On/Off controller was tested to regulate the operation of the biological tank and the clarifier. The controllers were implemented on one treatment line, while the other line served as a reference for comparison. The results show that aeration accounts for 51% of the total energy required in a wastewater treatment plant. The control approach used maintains treatment efficiency while producing excellent effluent quality. Significant reductions were achieved, including a 93% decrease in oxygen demand, 98% in suspended solids, 20% in total phosphorus, and 98% in ammonium levels. This approach reduced energy consumption by 26% over one month of implementation on a single treatment line. Using the Saïda plant as a reference, this study demonstrates the potential of mathematical modeling to improve both effluent quality and energy efficiency in wastewater treatment plants.

Keywords: Activated sludge WWTP; nitrogen pollution; aeration basin; aeration control strategy; ASM2dModTemp activated sludge model; treatment optimization; dynamic simulations; energy consumption.

الخلاصة

تهدف هذه الدراسة إلى توضيح كيفية استخدام النمذجة الرياضية لتحسين تشغيل محطة معالجة مياه الصرف الصحي القائمة على الحمأة المنشطة، وخاصة فيما يتعلق بمعالجة النيتروجين، وتقليل استهلاك الطاقة، وتحسين أداء المُرسبات (المُصَفِّيات). تم اختيار محطة معالجة مياه الصرف الصحي في سعيمة بالجزائر كدراسة حالة. تهدف هذه التحليل إلى إظهار كيف يمكن لتقنيات النمذجة المتقدمة أن تحسن كفاءة معالجة النيتروجين وتشجع على إدارة أكثر اقتصادية للطاقة في المدمج مع منصة المحاكاة ASM2dModTemp مرافق المعالجة. لتحقيق هذا الهدف، تم استخدام نموذج الحمأة المنشطة تم معايرة هذا النموذج والتحقق من صحته باستخدام بيانات تشغيلية حقيقية. تهدف المحاكاة الديناميكية التي WEST+2020 أجريت باستخدام هذا النموذج إلى تقييم تأثير سيناريوهات التحكم المختلفة على أداء معالجة النيتروجين واستهلاك الطاقة. تم لتنظيم تشغيل الخزان البيولوجي والمُرسب. تم تنفيذ (On/Off) اختبار استراتيجي تحكم باستخدام مُتحكم تشغيل/إيقاف أجهزة التحكم على خط معالجة واحد، بينما تم استخدام الخط الآخر كمرجع للمقارنة. أظهرت النتائج أن التهوية تمثل 51% من إجمالي الطاقة المطلوبة في محطة معالجة مياه الصرف الصحي. أسلوب التحكم المستخدم يحافظ على كفاءة المعالجة مع إنتاج جودة ممتازة للمياه المعالجة. تم تحقيق تخفيضات كبيرة، بما في ذلك انخفاض بنسبة 93% في طلب الأكسجين، و98% في المواد الصلبة المعلقة، و20% في إجمالي الفوسفور، و98% في مستويات الأمونيوم. هذا النهج أدى إلى تقليل استهلاك الطاقة بنسبة 26% خلال شهر واحد من التطبيق على خط معالجة واحد. باستخدام محطة سعيمة كمرجع، توضح هذه الدراسة إمكانيات النمذجة الرياضية في تحسين جودة المياه المعالجة وكفاءة الطاقة في محطات معالجة مياه الصرف الصحي.

الكلمات المفتاحية

محطة معالجة مياه الصرف بالحمأة المنشطة؛ تلوث النيتروجين؛ حوض التهوية؛ استراتيجي التحكم في التهوية؛ نموذج تحسين المعالجة؛ المحاكاة الديناميكية؛ استهلاك الطاقة ASM2dModTemp الحمأة المنشطة.

Tables des matières

RESUME	i
Abstract	ii
الخلاصة	iii
Tables des matières	iv
Listes des figures	viii
Liste des tableaux	xi
Nomenclature	xiii
INTRODUCTION GENERALE	1
• Contexte et motivation	4
PREMIERE PARTIE SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	9
Chapitre I. Principes fondamentaux du traitement des eaux résiduaires par boues activées 10	
1.1 Composition et Caractéristiques des Eaux Résiduaires Urbaines	11
1.1.1 La classification de la pollution	11
1.1.2 Propriétés chimiques et physiques	13
1.1.3 Composants organiques.....	14
1.1.4 Constituants inorganiques non métalliques.....	15
1.1.5 Paramètres de Boues	16
1.1.6 Micro-organismes.....	17
1.1.7 Définitions et Facteurs Influent sur l'Équivalent Habitant (EH)	17
1.1.8 Ratios.....	18
1.2 Traitement biologique des Eaux Résiduaires	19
1.2.1 Les mécanismes de traitement biologique	20
1.2.2 Le procédé à boues activées	21
1.2.2.1 Perspective historique	21
1.2.2.2 Les étapes d'épuration dans une station d'épuration à boues activées	22
1.2.2.3 Paramètres de fonctionnement du Système de Traitement par Boues Activées	24
1.2.2.4 Évolution des Régimes de Charge de pollution dans les Boues Activées ..	31
1.3 Bases Nutritionnelles et Processus Métaboliques dans les Boues Activées	32

1.4	Disposition des Bassins en Fonction des Objectifs Épuratoires de la STEP	33
1.4.1	Élimination Biologique de la pollution Carbonée.....	33
1.4.2	Élimination Biologique de la pollution azotée.....	34
1.4.3	Élimination Biologique de la pollution phosphorée.....	36
1.5	Conclusion	37
Chapitre II. Traitement de la pollution azotée en boues activées		38
2.1	Les rejets d'azote urbain	41
2.2	Principes Théoriques du Traitement de l'Azote dans les Boues Activées.....	43
2.2.1	Nitrification	43
2.2.1.1	Nitritation.....	44
2.2.1.2	Nitratation	45
2.2.1.3	Stœchiométrie et rendement de la nitrification.....	45
2.2.1.4	Cinétique de croissance des espèces nitrifiantes.....	46
2.2.2	Dénitrification	48
2.2.2.1	Métabolisme dénitrifiant.....	49
2.2.2.2	Biochimie et stœchiométrie de la dénitrification	49
2.2.3	Facteurs du milieu influençant la nitrification/dénitrification.....	51
2.2.3.1	Nitrification.....	51
2.2.3.2	Dénitrification	52
2.3	Processus de traitement de l'azote	53
2.4	Conclusion	55
Chapitre III. Simulation et optimisation des stations d'épuration a boues activées.....		56
3.1	L'importance des Modèles Mathématiques	60
	• Modélisation des Stations d'Épuration des Eaux Résiduaires.....	61
3.2	Description du modèle de boues activées (ASM2dModTemp)	63
3.2.1	Modèles à l'état stationnaire et modèles de simulation dynamique.....	64
3.2.2	Composants du Modèle.....	64
3.2.3	Les composants biologiques.....	65
3.2.4	Les processus modélisés dans ASM2dModTemp.....	68
3.2.4.1	Processus d'hydrolyse	69
3.2.4.2	Processus d'organismes hétérotrophes	70
3.2.4.3	Processus des organismes accumulateurs de phosphate	70
3.2.4.4	Processus d'organismes autotrophes	72
3.2.4.5	Dépendance de la concentration en oxygène à la température	72

3.3	Contrôle d'aération et consommation d'énergie	73
3.3.1	Aération	76
3.3.2	Aérateurs de surface	77
3.3.3	Optimisation de l'aération	77
3.3.3.1	Application du Feedback et des Contrôleurs PI.....	80
3.3.3.2	Processus de Feedback dans une Station à Boues Activée	80
3.3.3.3	Stratégies de contrôle de la concentration en oxygène dissous	81
3.3.3.4	Les différentes méthodes de contrôle	82
3.3.3.5	Méthodes de contrôle conventionnelles.....	82
3.3.3.5.1	Contrôle classique.....	82
3.3.3.5.2	Modèle de contrôle prédictif.....	82
3.3.3.6	Méthodes de contrôle intelligentes	83
3.3.3.7	Méthodes de contrôle hybrides	83
3.3.4	Défis et Méthodologies de Modélisation pour le Contrôle des Processus	84
3.3.5	Paramètres du modèle	85
3.3.6	Bilan de matière	86
3.3.7	Processus d'Étalonnage du Modèle ASM2ModTemp.....	86
3.3.7.1	Collecte des Données Initiales	86
3.3.7.2	Sélection des Paramètres Clés	86
3.3.7.3	Ajustement du Modèle dans WEST.....	87
3.3.7.4	Analyse de Sensibilité dans WEST+2020	87
3.3.7.5	Protocole d'Étalonnage.....	87
3.3.7.6	Processus de Validation du Modèle ASM2ModTemp	87
3.4	Conclusion	88
DEUXIEME PARTIE MATERIELS ET METHODES		89
APPLICATION DE LA METHODOLOGIE SUR LE CAS DE LA STATION		
D'EPURATION DE SAIDA.....		90
4.1	Introduction	90
4.2	Contexte et Objectifs de l'Optimisation	90
4.3	Matériels et méthodes	91
4.3.1	Présentation de la station d'épuration de Saida	91
4.3.1.1	Emplacement et fiche technique de la station d'épuration	91
4.3.2	Protocole expérimental.....	92

4.3.3	Présentation du Processus d'Épuration des Eaux Résiduaires.....	94
4.3.4	Stratégie de Recherche et Modélisation	96
4.3.5	Optimisation du Traitement de l'Azote	98
4.3.5.1	Méthodologie d'optimisation du traitement de l'azote	99
4.3.5.2	Adaptation et Calibrage du Modèle ASM2dModTemp à la STEP de Saida 99	
4.3.5.3	Modèle de Fractionnement	100
4.3.5.4	Données pour l'Étalonnage et la Validation de WEST ⁺ 2020.....	102
4.3.6	Optimisation du fonctionnement de Clarificateur	105
4.3.6.1	Méthodologie d'optimisation des clarificateurs	105
4.3.6.2	Présentation du modèle de Takács_SVI pour un décanteur secondaire ..	107
4.3.6.3	Description du modèle Takács_SVI	108
4.3.6.4	Le Calibrage du modèle Takács_SVI	112
4.3.6.5	Les variables manipulées pour l'optimisation	112
4.3.6.6	Contrôle de flux de recirculation	113
4.4	Résultats et discussion	115
4.4.1	Évaluation des performances de traitement	115
4.4.2	Évaluation des Besoins Énergétiques.....	122
4.4.3	Influence des contrôleurs On/Off sur la consommation d'énergie	124
4.4.4	Évaluation des performances de clarificateurRecirculation des boues	130
4.4.4.1	L'extraction des boues	134
4.4.4.2	Indice de volume de boues SVI	137
4.5	Conclusion	139
	CONCLUSION GENERALE & PERSPECTIVES	141
	<i>Conclusion générale</i>	142
	Limitations & perspectives	142
	Perspectives de Recherche Future	148
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	150
	ANNEXES	173

Listes des figures

FIGURE 1 LE RESULTAT DE L'ANALYSE DE LA DBO EN FOCTION DE TEMPS ET DE LA TEMPERATURE.....	14
FIGURE 2 ÉTAPES DU PROCESSUS DE DEGRADATION BIOLOGIQUE	21
FIGURE 3 LE PROCEDE A BOUES ACTIVEES DE BASE.....	23
FIGURE 4 SCHEMA SIMPLIFIE D'UN REACTEUR A BOUES ACTIVEES AVEC RECYCLAGE ET EXTRACTION DES BOUES.....	25
FIGURE 5 EVOLUTION DU RAPPORT F/M DANS LES BOUES ACTIVEES	27
FIGURE 6 METABOLISME D'UNE BACTERIE HETEROTROPHE OU AUTOTROPHE	33
FIGURE 7 SCHEMA D'UNE STEP A BOUES ACTIVEES AVEC UN BASSIN UNIQUE	34
FIGURE 8 SCHEMA D'UNE STEP A BOUES ACTIVEES AVEC UN BASSIN D'ANOXIE EN TETE.....	35
FIGURE 9 SCHEMA D'UNE STEP A BOUES ACTIVEES AVEC UN BASSIN D'ANAEROBIE ET UN BASSIN D'ANOXIE..	36
FIGURE 10 CYCLE DE L'AZOTE DANS LES STATIONS A BOUES ACTIVEES	43
FIGURE 11 FORMALISME DE LA CROISSANCE BACTERIENNE AUTOTROPHE	46
FIGURE 12 FORMALISME DE LA CROISSANCE BACTERIENNE HETEROTROPHE.	50
FIGURE 13 SCHEMA DES ETAPES DU PROCESSUS D'ELIMINATION BIOLOGIQUE DE L'AZOTE.....	54
FIGURE 14 LA MODELISATION DES BOUES ACTIVEES DANS LA LITTERATURE	59
FIGURE 15 ANALYSE DES DOMAINES D'APPLICATION DES MODELES ASM	62
FIGURE 16 CONNEXION ENTRE LES OBSERVATIONS DU MONDE REEL ET UN MODELE DE STATION COMPRENANT PLUSIEURS SOUS-MODELES, IMLEMENTE DANS UN LOGICIEL DE SIMULATION.	62
FIGURE 17 DESCRIPTION SCHEMATIQUE DE LA CHAINE DE CONTROLE D'UNE STATION D'EPURATION DES EAUX RESIDUAIRES.....	79
FIGURE 18 SCHEMA DE CONTROLE PAR RETROACTION (FEEDBACK) DANS UN SYSTEME DE TRAITEMENT A BOUES ACTIVEES.	81
FIGURE 19 CLASSIFICATION DES METHODES DE CONTROLE DE LA CONCENTRATION EN OXYGENE DISSOUS (DO) DANS LES STATIONS D'EPURATION DES EAUX RESIDUAIRES	84
FIGURE 20 ZONE D'ETUDE (STEP DE SAIDA).....	91
FIGURE 21 SCHEMA GENERAL DE LA STEP DE SAIDA	94
FIGURE 22 (A) DISPOSITION DE LA STATION D'EPURATION DES EAUX RESIDUAIRES (STEP) DE SAIDA, INTERFACE WEST. (B) SYSTEME DE CONTROLE ET D'ACQUISITION DE DONNEES ..	96

FIGURE 23 FRACTIONNEMENT DES EAUX RESIDUAIRES ENTRANTES EN COMPOSANTS DE DCO DANS ASM2DModTEMP, WEST+2020.....	101
FIGURE 24 SCHEMA DE CONTROLE DE L'OXYGENE DISSOUS (DO) ET DE L'AMMONIUM (NH ₄ ⁺).	104
FIGURE 25 DIRECTIONS DES FLUX DANS L'APPROCHE DU MODELE TAKACS_SVI.....	108
FIGURE 26 DECOUPAGE EN 10 COUCHES DU DECANTEUR	109
FIGURE 27 COURBE DE VITESSE DE SEDIMENTATION ET CONCENTRATION SEUIL DES SOLIDES EN SUSPENSION	111
FIGURE 28 L'INTEGRATION DES CONTROLEURS DE RECIRCULATION DES BOUES DANS LA STEP DE SAIDA	113
FIGURE 29 SERIES TEMPORELLES DU DEBIT DES EAUX RESIDUAIRES POUR LE MOIS D'AOUT ...	115
FIGURE 30 VARIATION DES CONCENTRATIONS DE POLLUTION DANS L'EFFLUENT DE LA STEP DE SAIDA.....	116
FIGURE 31 RESULTATS DE LA SIMULATION DES PERFORMANCES DE LA STEP DE SAIDA POUR LES PARAMETRES (A)TN, (B)TP, (C) COD ET (D) MES.....	118
FIGURE 32 COMPARAISON ENTRE LES MESURES EXPERIMENTALES DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO) ET LES VALEURS OBTENUES DIRECTEMENT A PARTIR DE WEST+2020	119
FIGURE 33 RESULTATS DE LA SIMULATION DES PERFORMANCES DE LA STEP DE SAIDA POUR LES BACTERIES HETEROTROPHES	120
FIGURE 34 RESULTATS DE LA SIMULATION DES PERFORMANCES DE LA STEP DE SAIDA POUR LES BACTERIES AUTOTROPHES.....	121
FIGURE 35 STATISTIQUES DE FONCTIONNEMENT DE LA STATION D'EPURATION DE SAÏDA DURANT LA PERIODE D'ETUDE	124
FIGURE 36 LA VARIATION DE LA CONCENTRATION EN OXYGENE ET DU COEFFICIENT K _{LA} DANS LE BASSIN D'AERATION, (A) AVANT LE CONTROLE ON/OFF (B) APRES LE CONTROLE ON/OFF	126
FIGURE 37 IMPACT DU CONTROLEUR ON/OFF SUR LA CONCENTRATION EN OXYGENE DANS LE BASSIN D'AERATION; CONCENTRATIONS D'AMMONIUM ET DE NITRATES DANS L'EFFLUENT DE LA STEP DE SAÏDA EN FONCTION DU TEMPS.	127
FIGURE 38 OPTIMISATION DE LA PUISSANCE D'AERATION DANS LE BASSIN A BOUES ACTIVEES (WEST+ 2020)	129
FIGURE 39 COUT DE LA CONSOMMATION D'ENERGIE DANS LE BASSIN D'AERATION DE LA STEP DE SAÏDA, WEST+2020	130

FIGURE 40 COMPARAISON ENTRE LES MESURES EXPERIMENTALES DES MES ET LES VALEURS MODELISEES PAR WEST+2020	131
FIGURE 41 VARIATION DE LA CONCENTRATION D'AMMONIUM DANS L'EAU TRAITEE (EFFLUENT) ET DE LA CONCENTRATION D'OXYGENE DANS LA BASSIN BIOLOGIQUE EN FONCTION DU TEMPS.....	133
FIGURE 42 STRUCTURE DE CONTROLE BASEE SUR ON/OFF DU FLUX WAS	134
FIGURE 43 VARIATION DES CONCENTRATIONS EN MES DANS LE BASSIN D'AERATION EN FONCTION DES DEBITS DE PURGE.	136
FIGURE 44 PROFIL DES BOUES DANS LE CLARIFICATEUR (WEST+2020).....	137
FIGURE 45 IMPACT DE LA VARIATION DU SVI SUR LA HAUTEUR DES BOUES DANS LE CLARIFICATEUR ET LE TEMPS DE SEJOUR.	139

Liste des tableaux

TABLEAU 1 CLASSIFICATION DES COMPOSES DE L'EFFLUENT SUIVANT LEUR TAILLE	12
TABLEAU 2 CLASSIFICATION DES COMPOSES DE L'EFFLUENT SUIVANT LEUR NATURE CHIMIQUE.	13
TABLEAU 3 CONCENTRATIONS DE MICROORGANISMES DANS LES EAUX RESIDUAIRES (NOMBRE DE MICROORGANISMES PAR 100 ML)	17
TABLEAU 4 VARIATIONS DE LA CHARGE PERSONNELLE.....	18
TABLEAU 5 VALEURS DE COMPOSITION DES EAUX RESIDUAIRES BRUTES	18
TABLEAU 6 RATIOS TYPQUES DANS LES EAUX RESIDUAIRES MUNICIPALES	19
TABLEAU 7 PARAMETRES OPERATIONNELS DES BOUES ACTIVEES – VALEURS TYPQUES	31
TABLEAU 8 <i>TECHNOLOGIES STANDARDS POUR ELIMINER LE NH₃/NH₄⁺ DES EAUX RESIDUAIRES.</i>	41
TABLEAU 9 VALEURS DES PRINCIPAUX ELEMENTS POLLUANTS D'UNE EAU BRUTE RESIDUAIRE URBAINE	42
TABLEAU 10 RENDEMENTS THEORIQUES DE LA REACTION DE NITRIFICATION	46
TABLEAU 11 VARIATION DU TAUX DE CROISSANCE MAXIMAL DES ESPECES NITRIFIANTES	48
TABLEAU 12 APERÇU DES MODELES DE BOUES ACTIVEES	59
TABLEAU 13 LES VARIABLES DU MODELE ASM2DModTEMP	65
TABLEAU 14 LES COMPOSANTS DU MODELE ASM2DModTEMP EN MATIERE ORGANIQUE.....	66
TABLEAU 15 LES COMPOSANTS DU MODELE ASM2DModTEMP EN BIOMASSE	67
TABLEAU 16 LES COMPOSANTS DU MODELE EN NUTRIMENTS	68
TABLEAU 17 LES PROCESSUS DU MODELE ASM2DModTEMP.....	68
TABLEAU 18 FICHE TECHNIQUE DE LA STATION D'EPURATION DE SAIDA	92
TABLEAU 19 PRINCIPES DE MESURE DES DIFFERENTS PARAMETRES ETUDIES)	93
TABLEAU 20 PARAMETRES DE FRACTIONNEMENT ASM2DModTEMP, WEST +2020.....	101
TABLEAU 21 CARACTERISTIQUES DES EAUX RESIDUAIRES INFLUENTES ET PARAMETRES DE FONCTIONNEMENT DE LA STEP DE SAIDA.....	103
TABLEAU 22 VARIABLES D'INTERFACE DU CONTROLEUR MARCHE/ARRET.....	104
TABLEAU 23 RELATION ENTRE LA CHARGE MASSIQUE ET L'AGE DES BOUES (AGUILAR-LOPEZ., 2013).....	107
TABLEAU 24 EFFICACITE DE L'ELIMINATION ET CONCENTRATIONS INFLUENT-EFFLUENT (VALEURS MOYENNES MENSUELLES D'AOUT 2020)	117

TABLEAU 25 STATISTIQUES DE FONCTIONNEMENT DE LA STATION D'EPURATION DE SAÏDA DURANT LA PERIODE D'ETUDE(ONA, 2020)	123
TABLEAU 26 CONSOMMATION D'ENERGIE DU BASSIN D'AERATION DANS UN SECTEUR DE LA STATION D'EPURATION DE SAIDA, AOUT (SIMULATION WEST+ 2020).....	125
TABLEAU 27 RESULTATS DE LA SIMULATION APRES LE CONTROLE DE LA RECIRCULATION DES BOUES (WEST+2020).....	131
TABLEAU 28 LES CONNEXIONS APPROPRIEES DU CONTROLEUR ON/OFF (WEST+2020)	135
TABLEAU 29 RESULTATS DE LA SIMULATION DES EFFETS DU SVI SUR LA SEDIMENTATION (WEST+2020)	138

Nomenclature

Concentrations

MLSS Concentration de la biomasse dans le réacteur (mg/l)
Se Concentration en Pollution Soluble de l'Effluent (mg.l⁻¹)
S_{ND} concentration en azote organique biodégradable soluble (mgN.l⁻¹)
S_{NH} concentration en azote ammoniacal (mgN.l⁻¹)
S_{NO} concentration en nitrates-nitrites (mgN.l⁻¹)
S_O concentration en oxygène dissous (mgO₂.l⁻¹)
S_O* concentration en oxygène dissous à saturation (mgO₂.l⁻¹)
S_S concentration en substrat rapidement biodégradable (mgO₂.l⁻¹)
X est la concentration en biomasse dans le réacteur (kg/m³)
X_e Concentration en Matières en Suspension (mg.l⁻¹)
X_B concentration en biomasse (gO₂.m⁻³)
X_{BA} concentration en biomasse autotrophe (mgO₂.l⁻¹)
X_{BH} concentration en biomasse hétérotrophe (mgO₂.l⁻¹)
X_I concentration en composés organiques inertes particulières (mgO₂.l⁻¹)
X_{ND} concentration en azote organique biodégradable particulaire (mgN.l⁻¹)
X_P concentration en particule de biomasse morte (mgO₂.l⁻¹)
X_S concentration en substrat lentement biodégradable (mgO₂.L-1)
X_{SS} concentration en substrat (mgO₂.l⁻¹)
X_w Concentration en Biomasse du Décanteur (mg.l⁻¹)

Paramètres

b coefficient de mortalité de la biomasse (j⁻¹)
b_H coefficient de mortalité de la biomasse hétérotrophe (j⁻¹)
b_A coefficient de mortalité de la biomasse autotrophe (j⁻¹)
f_P fraction de DCO inerte générée par la biomasse morte (-)
i_{XB} fraction d'azote dans la biomasse hétérotrophe (gN.gO₂-1)
ID_Saturation : Régulateur proportionnel-intégral-dérivé avec saturation
K_{XS} coefficient de demi-saturation en substrat biodégradable (gO₂.l⁻¹)
K_{inhib} constante d'inhibition (g.l⁻¹)
k_{la} coefficient de transfert de l'oxygène (j⁻¹)

Mesures

DBO₅ Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (mgO₂.l⁻¹)
DBO₂₁ Demande Biochimique en Oxygène à 21 jours (mgO₂.l⁻¹)
DCO Demande Chimique en Oxygène (mgO₂.l⁻¹)
DCO_S Demande Chimique soluble en Oxygène (mgO₂.l⁻¹)
DCO_P Demande Chimique particulaire en Oxygène (mgO₂.l⁻¹)
DO : Oxygène dissous
DCOT Demande Chimique totale en Oxygène (mgO₂.l⁻¹)
IM indice de Molhman (ml.g⁻¹)
MES Matières En Suspension (mg.l⁻¹)
MVS Matières Volatiles Sèches (mg.l⁻¹)
NH₄⁺ : Ammonium
TKN : Azote Kjeldahl total (AKT)
TN : Azote total
TP : Phosphore total
TSS : Matières en suspension totales (MES)
Débits, surfaces et volumes
Q débit en sortie de réacteur biologique (m³.j⁻¹)
Q₀ débit d'entrée de l'effluent dans le réacteur biologique (m³.j⁻¹)
Q_A débit de recirculation interne (m³.j⁻¹)
Q_e débit de sortie de l'eau épurée (m³.j⁻¹)
Q_R débit de recyclage des boues (m³.j⁻¹)
Q_w débit d'extraction des boues (m³.j⁻¹)
S surface (m²)
V volume du réacteur biologique (m³)

Caractéristiques de fonctionnement d'une station

STEP Stations d'épuration des eaux résiduaires
C_m charge massique (kg DBO₅ /j/kg MVS)
C_V Charge volumique (kgDBO₅ /j/m³)
F/M rapport alimentation/biomasse
R le taux de recyclage des boues (%)
M_X est la masse totale de biomasse dans le réacteur (kg)
τ temps de séjour hydraulique (h)
SRT l'âge des boues (j)
IR (Internal Recycle) Recirculation Interne (RI)
RAS (Return Activated Sludge) Retour des Boues Activées
WAS (Waste Activated Sludge) Extraction des Boues Activées
Logiciel

K_N coefficient de demi-saturation en azote (gN.l^{-1})	ASM1 Activated Sludge Model N°1
K_{NH} coefficient de demi-saturation en azote ammoniacal ($\text{gNH}_3\text{-N.l}^{-1}$)	ASM3 Activated Sludge Model N°3
K_{NO} coefficient de demi-saturation en nitrates-nitrites ($\text{gNO}_3\text{-N.l}^{-1}$)	ASM2dModTemp Activated Sludge Model version 2d du modèle Model Temperature
K_{OA} constante de demi-saturation en oxygène dissous pour la biomasse autotrophe ($\text{gO}_2\text{.l}^{-1}$)	WEST Wastewater Treatment Plant Engine for Simulation and Training
K_{OH} coefficient de demi-saturation en oxygène dissous pour la biomasse hétérotrophe ($\text{gO}_2\text{.l}^{-1}$)	W : Wastewater (eaux résiduaires)
K_P : Facteur de proportionnalité	E : Engine (moteur)
K_S coefficient de demi-saturation en substrat rapidement biodégradable ($\text{gO}_2\text{.l}^{-1}$)	S : Simulation (simulation)
PI_Saturation : Régulateur proportionnel-intégral avec saturation	T : Training (formation)
T_I : Temps intégral	
T_D : Temps dérivé	
Y taux de conversion du substrat en biomasse (gDCO formée . gDCO oxydée ⁻¹)	
Y_A taux de conversion du substrat en biomasse associé aux bactéries autotrophes (gO2 formée . gN oxydé ⁻¹)	
Y_H taux de conversion du substrat en biomasse des bactéries hétérotrophes (gO2 formée . gO2 oxydée ⁻¹)	
y_S : Valeur de consigne pour la variable contrôlée	
y_S : Valeur de consigne pour la variable contrôlée	
μ taux spécifique de croissance (j-1)	
μ^A taux de croissance maximal de la biomasse autotrophe (j-1)	
μ^H taux de croissance maximal de la biomasse hétérotrophe (j-1)	
μ_{max} taux maximal de croissance (j-1)	

INTRODUCTION GENERALE



Introduction générale

Le monde s'efforce actuellement d'atteindre les objectifs du développement durable. L'exploration du rôle de la technologie pour atteindre ces objectifs est cruciale pour les décideurs, car elle leur permettra de surmonter les compromis potentiels et de trouver des solutions efficaces (Khaled et al., 2022).

Les eaux résiduaires ont longtemps été perçues comme une menace potentielle pour la santé publique, notamment dans les zones urbaines, en raison des risques qu'elles représentent pour la propagation des maladies et la pollution des ressources en eau. Leur rejet non traité dans l'environnement pouvant entraîner des contaminations bactériologiques et chimiques, mettant en danger la qualité de l'eau potable et des écosystèmes aquatiques (Wu et al., 2016 ; Aghalari et al., 2020). Cette perception négative a conduit à des politiques de gestion centrées principalement sur leurs éliminations rapides. Cependant, avec les avancées technologiques et la prise de conscience croissante des enjeux liés à la durabilité, les eaux résiduaires sont de plus en plus considérées comme une ressource précieuse pouvant être récupérée et réutilisée, notamment à des fins agricoles ou industrielles. Cette évolution a profondément modifié la perception des eaux usées, les faisant passer d'un déchet problématique à une ressource précieuse au sein d'une économie circulaire, où elles peuvent être récupérées, traitées et réutilisées de manière durable.

Dans ce contexte, les stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP) émergent comme des infrastructures urbaines essentielles, jouant un rôle fondamental dans le traitement des eaux usées municipales et industrielles. Elles garantissent ainsi un environnement aquatique sain tout en protégeant la santé publique. Pour remplir ces fonctions essentielles, il est impératif que les STEP atteignent les normes de qualité d'effluent établies, tout en garantissant une rentabilité opérationnelle. Cette dualité d'exigences souligne l'importance d'optimiser les processus de traitement afin de conjuguer performance environnementale et viabilité économique (Laëtitia FRAT., 2020).

Le procédé de boues activées (BA) est reconnu comme le procédé le plus utilisé pour le traitement des eaux résiduaires. Il est un domaine dynamique et complexe qui nécessite une compréhension approfondie des interactions microbiennes et une adaptation constante aux nouvelles découvertes et technologies pour maintenir et améliorer son efficacité.

Plusieurs groupes différents d'hétérotrophes et d'autotrophes peuvent désormais être maintenus ensemble pour effectuer différentes fonctions, telles que l'élimination du carbone organique, la nitrification et la dénitrification, l'élimination biologique du phosphore, etc. Aujourd'hui, leurs activités métaboliques peuvent être prédites par modélisation et contrôlées individuellement par une manipulation élaborée des paramètres du système, afin de garantir une performance optimale du procédé (Barker, P.S. and Dold, P.L., 1997 ; Choubert J.M et al., 2005 ; Brdjanovic, D., 2015 ; Dai H., 2021).

Face à l'urbanisation rapide et à l'industrialisation croissante, l'amélioration de l'efficacité des processus de traitement des eaux usées devient impérative pour répondre aux normes environnementales et de santé publique. Cette thèse se concentre spécifiquement sur l'optimisation du traitement de l'azote dans une station d'épuration des eaux usées à boues activées, en intégrant des techniques de modélisation avancées. Cette recherche vise à accroître l'efficacité globale de l'élimination de l'azote et à réduire la consommation d'énergie.

À travers des simulations théoriques validées par des applications réelles, cette recherche vise à proposer des solutions pratiques adaptées aux exigences croissantes liées à la croissance démographique, aux activités industrielles et à la durabilité environnementale. Cette optimisation implique plusieurs défis interconnectés, nécessitant des solutions ciblées pour améliorer l'efficacité des processus de traitement (Angelakis et Snyder, 2015 ; Longo et al., 2016).

Pour relever les défis liés à l'optimisation des stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP), il est essentiel d'adopter une approche globale qui tient compte à la fois des aspects techniques et économiques. L'un des principaux obstacles réside dans la présence de capteurs fiables pour évaluer les variables essentielles du processus. Grâce aux progrès de l'instrumentation, il a été possible de concevoir des solutions à la fois économiques et précises pour mesurer les principaux polluants (Åmand, L et al., 2013). Le défi suivant, plus difficile, consiste à améliorer les conditions de fonctionnement d'une STEP. Cette optimisation vise à minimiser les coûts d'exploitation tout en respectant les limites de rejet des effluents. Les principales variables à optimiser incluent le temps de rétention des solides (SRT), le taux d'aération et le débit de recyclage interne (De Ketele et al., 2018 ; Kim et al., 2015 ; Newhart et al., 2019 ; Qiao et Zhang, 2018). La quantification de la performance environnementale et économique est cruciale dans le développement de stratégies de contrôle pour ces processus (Benedetti et al., 2010 ; Flores-Alsina et al., 2014). L'optimisation efficace des STEP repose sur des méthodes de modélisation mathématique (Hreiz et al., 2015), permettant non seulement la conception et

le contrôle des processus mais aussi l'évaluation des émissions de gaz à effet de serre (Baalbaki et al., 2017). Toutefois, la mise en œuvre de ces méthodes est compliquée par le coût élevé des tests, la durée nécessaire pour évaluer les lois de contrôle en conditions réelles, et les variations des charges d'entrée dues aux changements saisonniers et aux évolutions démographiques et industrielles. Les contraintes légales limitent également les possibilités de tester de nouveaux paramètres en pratique. Ainsi, bien que des solutions théoriques et des modèles mathématiques avancés existent, leur application efficace nécessite une validation rigoureuse sur le terrain. Pour surmonter ces défis, l'optimisation du fonctionnement d'une STEP doit principalement s'appuyer sur des études théoriques réalisées par le biais de simulations avant toute validation sur le terrain. Cette approche est facilitée par les nombreuses techniques d'optimisation disponibles et par l'amélioration continue des modèles de processus des STEP, qui ont gagné en fiabilité depuis leur introduction dans les années 1980. En outre, la modélisation et la simulation sont essentielles pour élaborer des scénarios d'exploitation améliorés, explorer des alternatives de conception, et développer des stratégies de contrôle efficaces.

La gestion durable des installations de stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP) est essentielle pour équilibrer les exigences de développement économique avec les impératifs environnementaux. Cela nécessite une surveillance rigoureuse des sources de pollution et de la qualité de l'eau, ainsi qu'une analyse approfondie des données d'observation par le biais de méthodes mathématiques et statistiques (Burgan et al., 2012). Bien que des solutions théoriques aient été développées dans la littérature scientifique, ce travail représente une contribution à ce domaine en visant à offrir des solutions pratiques pour relever les défis contemporains associés au traitement des eaux résiduaires.

- **Contexte et motivation**

La problématique de l'eau en Algérie est marquée par un stress hydrique croissant, aggravé par des sécheresses fréquentes, l'envasement des barrages et une gestion insuffisante des ressources hydriques. Le déficit pluviométrique accentue l'inefficacité des barrages, dont 80 % sont envasés, compromettant ainsi leur rôle dans l'approvisionnement en eau. Selon un rapport publié en août 2019 par le World Resources Institute (WRI), l'Algérie se classe parmi les trente pays les plus touchés par le stress hydrique au niveau mondial. Face à ces défis, les décideurs insistent sur l'urgence d'adopter des solutions économiquement viables, comme le traitement des eaux résiduaires, afin de réduire la pression sur les ressources en eau potable en favorisant leur réutilisation dans l'industrie et l'agriculture, deux secteurs à forte consommation d'eau.

Cette approche vise à limiter la demande sur les ressources conventionnelles tout en offrant une alternative durable aux besoins en eau, qui ne cessent d'augmenter. Dans ce contexte, un traitement efficace des eaux résiduaires est indispensable, tout en optimisant les coûts d'exploitation. Le contrôle de la qualité des eaux traitées est ainsi devenu un objectif central de cette étude, afin d'assurer un équilibre entre performance du traitement et viabilité économique.

Le procédé des boues activées, utilisé dans plus de 70 % des unités de dépollution en Algérie, selon l'Office National d'Assainissement (ONA, 2020), reste la méthode la plus répandue pour le traitement des eaux résiduaires. Actuellement, l'Algérie compte 200 stations d'épuration (STEP) avec une capacité de production de 500 millions de m³/an, chiffre qui devrait atteindre 1 milliard de m³/an d'ici 2032, en forte hausse par rapport à la capacité des 10 stations existantes en 2000. Néanmoins, seulement 50 % de ces eaux sont effectivement traitées, avec une réutilisation marginale pour l'irrigation agricole et le secteur industriel. La plupart des stations d'épuration rencontrent des difficultés significatives pour éliminer les nutriments, ce qui les empêche de respecter les normes de rejet d'azote et de phosphore (ONA, 2020). La qualité des effluents rejetés constitue un problème environnemental grave, avec des normes de plus en plus strictes imposées par la législation. Le respect de ces normes requiert des stratégies de contrôle sophistiquées capables de gérer des systèmes non linéaires et multivariables avec des dynamiques complexes (Zuluaga-Bedoya et al., 2018). En outre, les stations de traitement d'eau résiduaires sont de grands consommateurs d'énergie (Stathatoua et al., 2019 ; Jiang et al., 2020). Face à ces défis, la gestion durable des ressources en eau nécessite une amélioration significative des performances des stations d'épuration, particulièrement en ce qui concerne le traitement de l'azote. L'accumulation de nitrates et de nitrites, due à un traitement insuffisant de l'azote, entraîne des phénomènes d'eutrophisation qui dégradent la qualité de l'eau. De plus, de nombreuses stations utilisant des procédés classiques ne disposent pas de systèmes de dénitrification efficaces pour transformer les nitrates en azote gazeux, ce qui est essentiel pour réduire leur impact environnemental. Malgré une introduction partielle de l'automatisation au début des années 2010, les installations sont encore souvent équipées de dispositifs de contrôle basiques, insuffisants pour répondre aux variations de charge et aux besoins de performance en temps réel. Ce manque de flexibilité, associé à une formation souvent insuffisante des opérateurs, à une communication déficiente entre les parties prenantes et à une instrumentation technologiquement dépassée, aggravent les problèmes opérationnels.

Dans ce contexte, la motivation centrale de cette thèse est de développer des solutions innovantes pour optimiser le traitement de l'azote dans les stations d'épuration algériennes. En utilisant le modèle ASM2dModTemp, capable de modéliser les organismes accumulant le phosphore (PAOs) et d'intégrer les processus de nitrification, l'objectif est de réduire l'empreinte environnementale des rejets d'eaux résiduaires, en minimisant notamment la contribution à l'eutrophisation des milieux aquatiques. L'optimisation de la gestion de l'aération, en utilisant des contrôleurs sophistiqués, est une voie prometteuse pour améliorer la conformité des stations aux normes d'effluents. L'adoption de systèmes de contrôle avancés pourrait non seulement réduire les coûts d'exploitation, mais aussi servir de base pour la conception future des stations d'épuration, garantissant ainsi une gestion plus efficace et durable des ressources en eau.

Pour atteindre l'objectif de cette recherche, une approche de contrôle de l'aération et de la clarification a été testée sur un modèle, en utilisant des données réelles de la STEP de Saida en Algérie. La simulation dynamique a été réalisée par WEST+2020 (World Engine for Simulation, Training, and Automation) en utilisant le modèle ASM2dModTemp. Les méthodes de contrôle par rétroaction ont été mises en place pour le contrôle de l'ammonium dans l'effluent, ainsi que l'extraction des boues dans le clarificateur. Cette approche permet d'ajuster la puissance des aérateurs en temps réel, en fonction de l'évolution des paramètres mesurés, garantissant ainsi une optimisation de l'aération en fonction des besoins biologiques du système. Par ailleurs, la régulation basée sur le débit de recirculation des boues et le taux d'extraction de la biomasse a permis d'ajuster finement ces paramètres, garantissant un équilibre optimal entre la séparation des boues et la qualité de l'effluent clarifié. La méthodologie proposée vise à optimiser l'efficacité des STEP et la consommation d'énergie grâce à une gestion robuste du processus d'aération.

Notre travail de recherche est structuré en deux parties. Il débute par une introduction générale au contexte de recherche permettant d'exposer les défis majeurs identifiés dans l'optimisation des stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP). Elle présente en outre, les motivations à cette recherche, particulièrement en matière de réduction de la consommation énergétique et d'amélioration de l'efficacité du traitement de l'azote. La première partie, composée de trois chapitres, développe les bases théoriques et conceptuelles : Le chapitre I se concentre sur les principes fondamentaux du traitement des eaux résiduaires par boues activées. Il débute par une description approfondie des eaux résiduaires, suivie de la présentation des principales lois de fonctionnement des procédés de boues activées et les différents types de processus disponibles.

Les objectifs clés à prendre en compte pour évaluer les performances d'une station d'épuration sont ensuite décrites. La théorie du traitement de la pollution azotée dans les systèmes de boues activées est abordée dans le deuxième chapitre. Il offre une explication approfondie des paramètres azotés, en examinant leurs principales caractéristiques, leurs modifications au sein du système de traitement, ainsi que les éléments qui influencent ces processus. Dans ce chapitre, les fondements sont posés pour étudier les techniques d'optimisation et d'amélioration des performances de traitement de l'azote.

Le chapitre III expose ensuite l'importance des modèles mathématiques dans la simulation des stations d'épuration à boues activées. Cette thèse se focalise sur le modèle « ASM2dModTemp », en détaillant ses composants et les processus qu'il modélise. Une stratégie pour la construction de modèles est présentée, accompagnée d'une discussion approfondie sur la validation des modèles. Les méthodes d'évaluation de la structure des modèles, d'identifiabilité des modèles, d'estimation des états et des paramètres, etc., sont passées en revue. Le chapitre explore comment ce modèle est utilisé pour optimiser les stratégies de contrôle des STEP.

La deuxième partie est consacrée aux matériels et méthodes utilisés, ainsi qu'à la présentation des résultats obtenus, suivie d'une discussion approfondie de ceux-ci. Cette section applique la méthodologie d'optimisation au cas concret de la station d'épuration de Saida, démontrant ainsi la mise en œuvre pratique du modèle étudié. Elle débute par une description détaillée de la zone d'étude, offrant un aperçu complet des caractéristiques spécifiques de la station de Saida. Par la suite, une analyse des méthodes employées pour évaluer les paramètres physico-chimiques des eaux usées est présentée, soulignant leur importance pour une meilleure compréhension du processus de traitement. Le processus d'épuration est ensuite examiné en détail, avec une description des différentes étapes et technologies mises en œuvre au sein de la station. La stratégie de recherche et de modélisation est ensuite développée, mettant en évidence les approches méthodologiques adoptées pour adapter et optimiser le traitement dans le contexte spécifique de cette station. Une attention particulière est portée à l'optimisation du traitement de l'azote, qui constitue un des enjeux majeurs de l'étude. Cette partie se termine par une analyse approfondie des résultats obtenus et une discussion sur leur signification et leurs implications.

Enfin, le manuscrit se conclut par une présentation des conclusions générales et une discussion des limites de l'étude, ainsi que des perspectives pour de futures recherches. Une synthèse des travaux de recherche à venir est également fournie, mettant en lumière les directions potentielles pour approfondir les investigations et améliorer les méthodologies appliquées.

***PREMIERE PARTIE SYNTHESE
BIBLIOGRAPHIQUE***

Chapitre I. *Principes fondamentaux du traitement des eaux résiduaires par boues activées*

Le traitement des eaux résiduaires est un processus complexe qui utilise une combinaison de procédés mécaniques, physiques, chimiques et biologiques pour éliminer les contaminants et atteindre une qualité suffisante avant de rejeter les eaux traitées dans l'environnement récepteur. La dégradation biologique de la matière organique est un processus essentiel dans plusieurs domaines, notamment dans le traitement des eaux résiduaires, la gestion des déchets solides, l'agriculture et la restauration des sols contaminés. Ces applications permettent de résoudre des problèmes environnementaux et économiques tout en contribuant à la durabilité des ressources naturelles. Les équations de bilan jouent un rôle fondamental dans la modélisation et l'analyse des processus biologiques et chimiques au sein du réacteur biologique. Ces équations permettent de suivre l'évolution de différentes variables, telles que les concentrations en biomasse, substrat, oxygène, azote, etc., dans le système. Dans ce chapitre, nous abordons en détail le mécanisme du procédé des boues activées, en retraçant son évolution progressive au fil du temps. Nous examinons également les paramètres clés qui influencent l'efficacité du processus, les divers systèmes d'aération utilisés, ainsi que les différentes configurations d'usines conçues autour de ce procédé.

- **Etat de l'art**

Il est agréable de pouvoir constater que l'art de l'élimination des eaux résiduaires est en état de progression active. De nombreux travaux dans ce domaine introduisent des changements et des améliorations, certains dans des détails ou des conceptions, d'autres dans les principes fondamentaux de fonctionnement. Le système de boues activées pour le traitement biologique des eaux résiduaires consiste essentiellement en un réacteur à boues activées et un bassin de décantation. Les rapports sur l'analyse des performances des stations de boues activées basés sur l'interaction réacteur-décanteur sont plutôt rares. Sherrard et Kincannon (1974) ont proposé une corrélation entre le temps moyen de rétention des solides, le ratio de recirculation des boues et le facteur de concentration des boues dans le bassin de décantation secondaire. Riddell et al. (1983) ont combiné les fonctions du réacteur et du bassin de décantation afin de choisir le débit admissible d'une station de boues activées. Sheintuch (1987) a introduit le concept de réponse du système pour analyser les interactions des fonctions du réacteur et du bassin de décantation.

Mais c'est Cho et al. (1996) qui ont décrit de manière très complète l'interaction réacteur-bassin de décantation. Ils ont utilisé le ratio de recirculation des boues et le ratio de boues résiduelles comme paramètres de fonctionnement et ont obtenu les réponses des variables de sortie telles que la concentration en biomasse dans l'aérateur, les polluants dissous et la concentration en solides dans l'effluent. Diehl et Jeppsson (1998) ont présenté un modèle de simulation dynamique d'une station de boues activées. Pour décrire la sédimentation continue dans le clarificateur secondaire, un modèle unidimensionnel basé sur une équation différentielle partielle non linéaire a été proposé. L'analyse du processus de décantation reposait sur un traitement mathématique rigoureux de l'équation. Cependant, le modèle Diehl-Jeppsson ne corrèle pas de manière exhaustive la dynamique du réacteur avec celle du bassin de décantation.

1.1 Composition et Caractéristiques des Eaux Résiduaires Urbaines

Les caractéristiques des eaux résiduaires entrant dans les stations d'épuration (STEP) varient en fonction de plusieurs facteurs, tels que mentionné par (Almeida.M.C., 2000) :

Caractéristiques des eaux résiduaires entrant dans le système d'égouts : Elles peuvent inclure les eaux de ruissellement, les effluents domestiques, les eaux résiduaires commerciales ou industrielles, l'infiltration, ainsi que les caractéristiques sociales de la population raccordée.

Type et caractéristiques du système de drainage : Cela comprend la séparation ou la combinaison des systèmes, l'extension, la pente, etc.

Processus physiques, chimiques et biochimiques se produisant au sein du réseau d'égouts : Ces processus dépendent de la température, du temps de transport, de l'apport en oxygène, entre autres.

Fluctuations de débit en période sèche/humide : Celles-ci varient selon l'heure de la journée, le jour de la semaine et le mois.

1.1.1 La classification de la pollution

- **Classification en fonction de la taille**

La plupart des effluents pollués sont des mélanges très complexes dont la composition varie suivant leur provenance industrielle, agricole ou urbaine. L'évaluation de la pollution est donc basée sur des classifications selon les propriétés globales de l'effluent. La classification la plus immédiate de ces composés est de les répertorier en fonction de leur taille (Tableau 1).

Tableau 1 Classification des composés de l'effluent suivant leur taille (Sperandio., 1998 ; Cindy BASSOMPIERRE., 2007).

Classification	Diamètres des particules (µm)	Caractéristique	Exemple de composé
Soluble	<0.08		Carbohydrates simples, acides aminés, acides gras volatils, protéines, polysaccharides (amidon, cellulose).
Colloïdale	0.08 - 1	Limite entre phase solide et soluble	Graisses, bactéries libres, débris cellulaires,
Supra-colloïdale	1 - 100	Matières fines en suspension, visibles à l'œil nu ; Contribue à la turbidité de l'eau	Fibres cellulosiques, agrégats lipidiques, floccs bactériens, macro-protéines...
Particulaire	> 100	Composés grossiers	

- **Classification des polluants selon leur dégradabilité**

Les polluants sont distingués en matières organiques et inorganiques selon leur structure chimique (Tableau 2). Ils sont également classés en deux catégories principales selon leur capacité à être dégradés (OIE., 2008) :

- 1. Matières biodégradables**

Rapidement biodégradables : Substances solubles directement assimilées par les bactéries.

Lentement biodégradables : Substrats particuliers nécessitant des processus intermédiaires avant leur assimilation.

- 2. Matières non biodégradables**

Substances inertes, comme les métaux lourds ou les produits de la décomposition des micro-organismes, qui ne subissent aucune transformation biologique.

Tableau 2 Classification des composés de l'effluent suivant leur nature chimique (Cindy BASSOMPIERRE., 2007).

Classification	Caractéristique	Exemple de composé
Matière organique	Possède au moins un atome de carbone lié à un atome d'hydrogène	Hydrates de carbone, protéines, matières grasses, huiles, pesticides, phénols, azote organique
Matière inorganique	Ne contient pas de carbone	Métaux lourds, azote ammoniacal, nitrates et nitrites, phosphates, sulfates, chlorures,...

Les paramètres les plus pertinents utilisés pour caractériser les eaux résiduaires sont présentés ci-dessous.

1.1.2 Propriétés chimiques et physiques

- **Potentiel redox** : Le potentiel redox est une mesure utilisée pour indiquer quelles réactions d'oxydoréduction peuvent se produire, il est très utile pour identifier les conditions environnementales dans l'eau (OAI., 2008).

- **Température** : La température est un paramètre très important car elle influence la concentration d'oxygène dissous, les processus chimiques et biologiques, ainsi que leurs taux respectifs (OAI., 2008).

- **Matières en suspension (MES)** : Les MES comprennent les solides en suspension volatils (MVS) (matière organique) et les résidus cellulaires issus de la respiration endogène (matière inorganique) et sont généralement utilisés dans le contrôle de l'exploitation des STEP. Les MVS permettent d'estimer la quantité de matière organique présente dans les eaux résiduaires (Almeida.M.C., 2000).

- **pH**

La mesure du pH est très importante, car la plupart des processus biologiques se déroulent dans une plage de pH comprise entre 6,5 et 8,5 (Ferreira., 2006).

- **Alcalinité**

L'alcalinité des eaux résiduaires résulte de la présence d'ions OH^- , CO_3^{2-} et HCO_3^{2-} . Dans les stations d'épuration à boues activées, de nombreux processus biochimiques modifient l'alcalinité des eaux résiduaires, ce qui influence la valeur du pH et, par conséquent, les conditions environnementales pour l'activité biologique (OAI., 2008).

1.1.3 Composants organiques

La matière organique est le principal polluant dans les eaux résiduaires. Traditionnellement, la matière organique a été mesurée par la DBO (demande biochimique en oxygène) et la DCO (demande chimique en oxygène). L'analyse de la DCO est rapide et simple (surtout si le mercure est utilisé). En revanche, l'analyse de la DBO est lente et fastidieuse en raison de la nécessité de réaliser des séries de dilutions (Di Fraia S et al., 2018)

- **Demande biochimique en oxygène (DBO)**

La DBO mesure la quantité d'oxygène consommée pour la dégradation biochimique de la matière organique (demande carbonée) et pour l'oxydation des matières inorganiques telles que les sulfures et le fer ferreux, pendant une période d'incubation spécifiée (généralement 5 jours à 20°C). Elle mesure également l'oxygène utilisé pour oxyder les formes réduites d'azote (demande azotée) sauf si un inhibiteur est utilisé (Henze et al., 1995 ; Almeida.M.C., 2000). La Figure 1 montre la dépendance du temps et de la température dans l'analyse de la DBO.

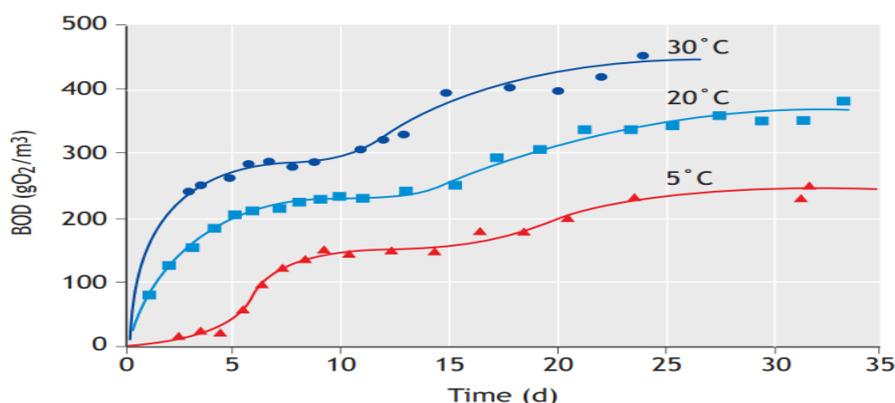


Figure 1 Le résultat de l'analyse de la DBO en fonction de temps et de la température (Almeida.M.C., 2000).

- **Demande chimique en oxygène (DCO)**

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement la matière organique dans un échantillon d'eau. Le test DCO mesure l'équivalent en oxygène de la matière organique pouvant être oxydée en utilisant un agent oxydant chimique puissant (généralement du dichromate de potassium) dans une solution acide. Cette mesure est une bonne estimation du contenu total en matière organique (Henze et al., 1995)

- **Acides Gras Volatils (AGV)**

Les AGV sont des composés organiques à chaîne courte produits lors de la fermentation de matières organiques dans des conditions anaérobies. Ils sont souvent utilisés comme un indicateur de la quantité de matière organique facilement dégradable dans les eaux résiduaires (Almeida.M.C., 2000).

- **Taux d'absorption de l'oxygène (OUR)**

L'OUR est le taux auquel les micro-organismes consomment de l'oxygène lorsqu'ils se nourrissent. Il peut être utilisé comme une mesure de l'activité biologique ; des OUR élevés indiquent une activité biologique élevée. L'OUR est généralement mesuré en milligrammes d'oxygène consommé par litre de mélange boueux par heure (mg O₂/l/h).

Il est déterminé en mesurant la diminution de la concentration en oxygène dissous dans le réacteur au fil du temps. Cette mesure peut être effectuée de manière continue à l'aide de capteurs d'oxygène dissous ou de manière ponctuelle dans des échantillons prélevés (Di Trapani D et al., 2015).

- **MVS (Matières Volatiles en Suspension)** : Cette mesure représente la fraction des matières en suspension dans l'eau qui est volatilisée lorsqu'elle est chauffée à des températures élevées. Les MVS sont généralement composées de matière organique (biomasse, micro-organismes, etc.) (OAI., 2008)

1.1.4 Constituants inorganiques non métalliques

- **Oxygène dissous (OD)**

La concentration en oxygène dissous (OD) est un paramètre clé pour le suivi de la qualité de l'eau. Les niveaux d'OD varient en fonction des conditions physiques, chimiques et biochimiques présentes dans l'eau. En équilibre avec l'air, la solubilité de l'oxygène dissous, appelée valeur de saturation, diminue lorsque la température et la salinité augmentent, ou lorsque la pression diminue (Almeida.M.C., 2000).

- **Azote**

Dans les eaux résiduaires, l'azote se trouve généralement sous forme de nitrate (NO₃-), nitrite (NO₂), ammoniacque (NH₃), ion ammonium (NH₄⁺) et azote organique. Analytiquement,

l'azote organique et l'ammoniaque peuvent être déterminés par la méthode de l'azote Kjeldahl, qui mesure l'azote total non oxydé (Almeida, 2000). Tout comme pour les composants du DCO, les composants de l'azote peuvent être divisés en plusieurs fractions présentées plus en détail au chapitre III.

- **Phosphore**

Le phosphore présent dans l'eau et les eaux résiduaires se trouve presque toujours sous forme de phosphore organique et de polyphosphate (PO₄³⁻), utilisés pour la synthèse cellulaire et le transport de l'énergie. Il se trouve en solution sous forme de particules, de détritiques ou dans les corps d'organismes aquatiques. Les détergents provenant des eaux résiduaires domestiques et les engrais entraînés par les eaux de ruissellement sont les principales sources de ce contaminant (Henze et al., 2000).

1.1.5 Paramètres de Boues

IM et IB, qui évaluent la performance des boues en termes de décantabilité. L'Indice de Mohlman (IM) et l'Indice des Boues (IB) sont des paramètres utilisés pour évaluer l'aptitude des boues à se décantées. Ces indices mesurent le volume apparent occupé par un gramme de boue après 30 minutes de décantation dans une éprouvette d'un litre (OIA., 2008).

Indice de Mohlman (IM) : L'IM est calculé en mesurant le volume décanté (V₃₀) d'un échantillon de boue sans dilution après 30 minutes de décantation, puis en le divisant par la masse de matières sèches (MES) en grammes (Eq 1).

$$IM \text{ (ml / g)} = V_{30} \text{ (sans dilution) (ml) / MES (g)} \quad (1)$$

Indice des Boues (IB) : L'IB est calculé de manière similaire à l'IM, mais il prend en compte le volume décanté après dilution si nécessaire, pour des concentrations plus élevées. La dilution est appliquée pour que le volume décanté ne dépasse pas 300 ml (Eq 2).

$$IB \text{ (ml/g)} = V_{30} \times \text{dilution}^* \text{ (ml) / MES (g)} \quad (2)$$

Les IM et IB sont comparables pour des boues peu concentrées (moins de 3 g MES/L). Pour des boues plus concentrées, l'IB est préféré, car il ajuste le volume mesuré avec une dilution pour éviter des volumes trop élevés. Les indices IM et IB fournissent des informations cruciales sur la décantabilité des boues, mais ces valeurs ne sont pas constantes. Elles varient en fonction du type de traitement appliqué et des caractéristiques spécifiques des boues, influençant leur capacité à se séparer efficacement dans les processus de traitement des eaux résiduaires (Takács I., 1991).

1.1.6 Micro-organismes

Les eaux résiduaires sont infectieuses. La gestion historique des eaux résiduaires était principalement motivée par le désir d'éloigner les éléments infectieux de la population dans les villes. Les micro-organismes présents dans les eaux résiduaires proviennent principalement des excréments humains, ainsi que de l'industrie alimentaire. La forte concentration de micro-organismes peut créer un risque sanitaire grave lorsque les eaux résiduaires brutes sont rejetées dans les milieux récepteurs (OIE., 2008). Le Tableau 3 donne une idée de la concentration de micro-organismes dans les eaux résiduaires domestiques.

Tableau 3 Concentrations de microorganismes dans les eaux résiduaires (nombre de microorganismes par 100 ml) (Henze et al., 2001)

Mico-organismes	Elevé	Faible
E.coli	5.10^8	10^6
Coliformes	10^{13}	10^{11}
Clostridium perfringens	5.10^4	10^3
Streptocoques fécaux	10^8	10^6
Salmonelle	300	50
Campylobacter	10^5	5.10^3
Listeria	10^4	5.10^2
Staphylococcus aureus	10^5	5.10^3
Coliphages	5.10^5	10^4
Giardia	10^3	10^2
Nématodes	20	5
Entérovirus	10^4	10^3
Rotavirus	100	20

1.1.7 Définitions et Facteurs Influent sur l'Équivalent Habitant (EH)

Les eaux résiduaires provenant des habitants sont souvent exprimées en équivalent population (PE). Le PE peut être exprimé en volume d'eau ou en DBO. Les deux définitions utilisées mondialement sont les suivantes :

1 EH = 0,2 m³/j

1 EH = 60 g DBO/j

Ces deux définitions sont basées sur des valeurs fixes et non modifiables. La contribution réelle d'une personne vivant dans un bassin versant, appelée Charge Personnelle (PL), peut varier considérablement (Tableau 4). Les raisons de cette variation peuvent inclure le lieu de travail en dehors du bassin versant, des facteurs socio-économiques, le mode de vie, le type d'installation domestique, etc.

Tableau 4 Variations de la charge personnelle (Henze et al., 2000)

Paramètres	Unité	Intervalle
DCO	g/hab.j	25-200
DBO	g/hab.j	15-80
Nitrogen	g/hab.j	2-15
Phosphore	g/hab.j	1-3
Eau usée	m ³ /hab.j	0.05-0.40

Le Tableau 5 présente les valeurs typiques des paramètres caractérisant les eaux résiduaires domestiques brutes, variant de très faibles à très concentrées.

Tableau 5 Valeurs de composition des eaux résiduaires brutes (Henze et al., 1997)

Paramètres	Unités	Très faible	Faible	Modéré	Fort
DCO	mg/l	210	320	525	740
DBO ₅	mg/l	100	150	250	350
MES	mg/l	120	190	300	450
N _{total}	mg/l	20	30	50	80
P _{total}	mg/l	4	6	10	14
alcalinité	mg/l	5	5	5	5
pH	-	7	7	7	7
Coliformes	NPP/100 ml	10 ⁷	10 ⁷	10 ⁷	10 ⁷

1.1.8 Ratios

Le rapport entre les différents composants des eaux résiduaires influence considérablement le choix et le fonctionnement des processus de traitement. Par exemple, un faible rapport

carbone/azote peut nécessiter l'ajout de carbone externe pour optimiser la dénitrification, tandis qu'une forte concentration en nitrates ou une faible teneur en AGV complique l'élimination biologique du phosphore. Un rapport DCO/DBO élevé suggère une dégradabilité biologique limitée de la matière organique. Enfin, un fort rapport MVS/MES dans les solides en suspension favorise leur digestion en conditions anaérobies (ANNEXE 8). Le Tableau 6 présente les rapports typiques dans les eaux résiduaires municipales (OIE., 2008).

Tableau 6 Ratios typiques dans les eaux résiduaires municipales(OIE., 2008)

Ratio	Élevé	Moyen	Faible
DCO/DBO	2.5 – 3.5	2.0 -2.5	1.5-2.0
AGV/DCO	0.12 – 0.08	0.08 – 0.04	0.04-0.02
DCO/TN	12-16	8-12	6-8
DCO/TP	45-60	35-45	20-35
DBO/TN	6-8	4-6	3-4
DBO/TP	20-30	15-20	10-15
DCO/MVS	1.6-2.0	1.4-1.6	1.2-1.4
MVS/MES	0.8-0.9	0.6-0.8	0.4-0.6
DCO/COT	3-3.5	2.5-3	2-2.5

1.2 Traitement biologique des Eaux Résiduaires

Les stations d'épuration des eaux résiduaires existent depuis plus de 100 ans, depuis la découverte du procédé des boues activées, ce qui a conduit à la mise en œuvre de nombreuses technologies et concepts de processus matures dans la pratique (Gujer W., 2006). Le traitement biologique des eaux résiduaires est une méthode largement utilisée pour purifier l'eau contaminée par des matières organiques et des nutriments. Les systèmes de traitement des eaux résiduaires exploitent l'activité d'une population bactérienne pour dégrader les polluants, celle-ci assimile alors la matière organique pour son propre développement et produire de l'eau propre. Deux grandes catégories de procédés peuvent être identifiées dans le domaine du traitement des eaux résiduaires : les procédés à cultures fixées, où les micro-organismes se développent sur des supports, et les procédés à culture libre, où les micro-organismes sont maintenus en suspension dans le mélange à traiter. Chaque catégorie englobe plusieurs techniques, et le choix de l'une ou l'autre dépend de plusieurs facteurs, notamment de l'espace

disponible pour l'installation, de la charge de l'effluent, et de la quantité de polluants à éliminer. Parmi les techniques les plus couramment utilisées, on peut citer :

- L'utilisation du lit bactérien ou granulaire (culture fixe) consiste à évacuer l'eau à traiter sur un support. Le lit granulaire, en particulier, ne nécessite pas de clarificateur, ce qui réduit les coûts de fonctionnement. Le rendement est considéré comme moyen pour un lit bactérien et avantageux pour un lit granulaire. Ce dispositif est solide contre les chocs toxiques et garantit un fonctionnement stable, même s'il y a un risque de colmatage.
- L'utilisation des biodisques (culture fixe) consiste à fixer la biomasse sur des disques tournants qui sont en partie immergés dans le mélange à traiter. Le fonctionnement de ce système est à moindre coût et est particulièrement efficace pour les charges basses. Toutefois, il est vulnérable aux conditions météorologiques, en particulier à la détérioration du biofilm.
- Le lagunage (culture libre) : faible concentration d'organismes épurateurs, de la taille d'un étang, utilisé lorsque de vastes espaces sont disponibles, coûts de construction et de fonctionnement faibles, rendement élevé, fonctionnement relativement stable ;
- Les boues activées (culture libre) : Cette méthode se déroule en deux étapes : d'abord, la biomasse est exposée aux eaux résiduaires dans un réacteur, puis les solides sont séparés de la phase liquide purifiée par décantation. Selon les propriétés des effluents à traiter, ce processus peut poser des difficultés, en particulier pour le traitement de l'azote et du phosphore, ou en cas de fluctuations importantes des flux à traiter. (Cindy Bassompierre., 2007)

1.2.1 Les mécanismes de traitement biologique

Les mécanismes de traitement biologique des eaux résiduaires sont similaires pour différents procédés comme les boues activées, les lits bactériens et les lagunages. La dégradation commence par l'hydrolyse des particules et macromolécules en composés plus simples, permettant leur assimilation par les bactéries, tout comme les substances dissoutes (DAIRI Sabri., 2017). L'efficacité de chaque étape dépend de la disponibilité du substrat, du régime hydraulique des réacteurs, et des conditions environnementales, telles que la température (Figure 2).

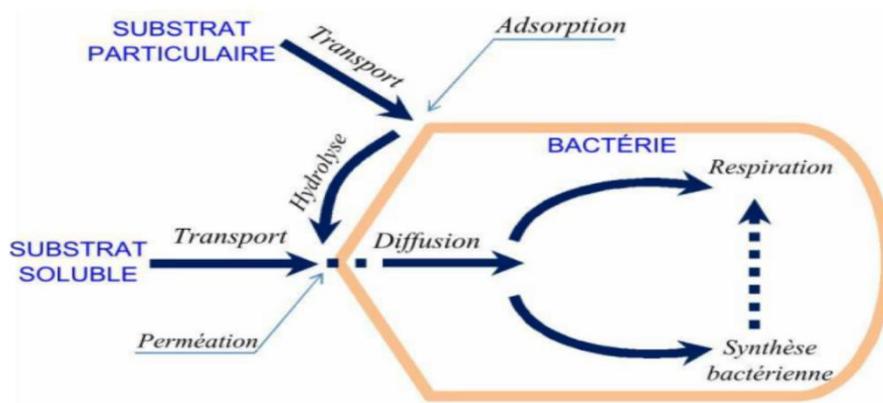


Figure 2 Étapes du processus de dégradation biologique (DAIRI Sabri., 2017)

1.2.2 Le procédé à boues activées

Dans le procédé à boues activées, une suspension de biomasse bactérienne est responsable de l'élimination des polluants. Le procédé comprend des étapes d'aération continue des eaux résiduaires, suivies d'une séparation des boues activées par décantation, et d'un recyclage des boues pour maintenir une concentration élevée de microorganismes. Selon la conception et l'application spécifique, une station d'épuration des eaux résiduaires à boues activées (STEP) peut réaliser l'élimination des substances carbonées organiques, l'élimination biologique de l'azote (N) et du phosphore (P). [Henze et al., 2000 ; Wagner et al., 2000 ; Jeguirim M et al., 2018]

1.2.2.1 Perspective historique

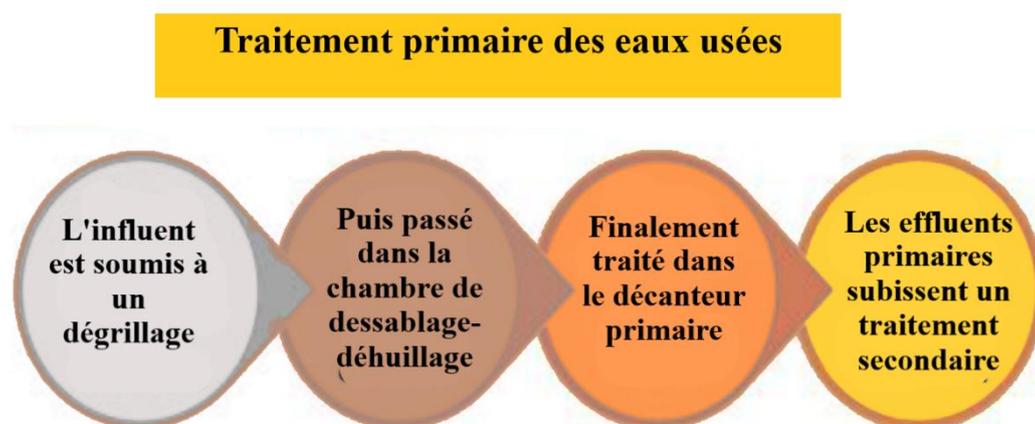
Le procédé des boues activées a été découvert au Royaume-Uni en 1914 par Edward Arden et William T. Lockett. En observant que les solides flocculants formés lors de l'aération des eaux résiduaires pouvaient être récupérés et réutilisés, ils ont développé une méthode innovante pour améliorer le traitement des eaux. Ce procédé consistait à réintroduire les boues activées dans le processus d'aération, augmentant ainsi l'efficacité du traitement et permettant de gérer de plus grands volumes d'eaux résiduaires tout en produisant des effluents de meilleure qualité. Leur travail a montré que l'épuration ne dépendait pas uniquement de l'aération, mais aussi de la présence et de la proportion des boues activées dans le processus. Initialement en mode discontinu, ce procédé a évolué vers un système continu incluant un bassin d'aération, un bassin de décantation, et un recyclage des boues activées (OIE., 2008).

1.2.2.2 Les étapes d'épuration dans une station d'épuration à boues activées

Avant de passer au traitement secondaire, les eaux résiduaires subissent un prétraitement, qui représente la première phase d'épuration des eaux résiduaires. Il prépare efficacement les eaux résiduaires pour les étapes ultérieures en retirant les matières solides grossières, les graisses, les huiles et les sédiments lourds assurant ainsi une meilleure performance et efficacité des processus de traitement secondaire et tertiaire.

- **Prétraitements**

Les traitements mécaniques permettent de retirer de l'effluent brut les déchets volumineux, sables, graisses et éventuellement les matières en suspension, de façon à protéger les ouvrages en aval, faciliter le traitement, réduire la taille des ouvrages. Cet ensemble d'opérations s'appelle le prétraitement et la décantation primaire. Cependant, les déchets colloïdaux et dissous ne sont pas suffisamment éliminés par ces processus de séparation et doivent donc être éliminés par une étape de traitement secondaire (Liu et al., 2012 ; Metcalf et Eddy, 2014)



- **Traitement secondaire**

Le traitement secondaire peut être défini comme "le traitement des eaux résiduaires par un processus impliquant un traitement biologique". Le processus biologique dans un bioréacteur est principalement conduit par des bactéries. Elles consomment la matière organique dissoute présente dans les eaux résiduaires, ce processus de bioconversion transforme cette matière organique en une biomasse bactérienne dense, permettant ainsi de purifier les eaux résiduaires. Le bioréacteur offre des conditions bio-environnementales appropriées pour que les micro-organismes se reproduisent et utilisent la matière organique dissoute comme source d'énergie. Pour que ce traitement soit efficace, il est crucial de séparer la biomasse bactérienne des eaux

résiduaire traitées. Cette étape de séparation est réalisée par décantation secondaire (Jes la Cour Jansen et al., 2019).

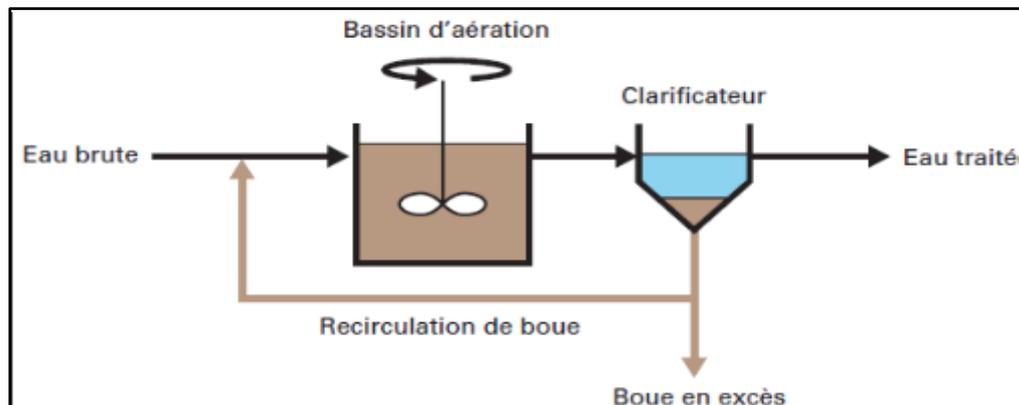


Figure 3 Le Procédé à boues activées de Base (OIE., 2008)

La Figure 3 présente les principales composantes d'une installation typique, y compris le bassin d'aération, le clarificateur et le circuit de recirculation des boues activées (RAS).

- **Entrée des eaux résiduaires (Influent)**

Les eaux résiduaires brutes, contenant des matières organiques et des nutriments, sont introduites dans le système.

- **Bioréacteur :**

Le réacteur à boues activées est un dispositif continu où des micro-organismes en suspension dégradent les matières organiques en présence d'oxygène.

- **Décanteur Secondaire (ou Clarificateur) :**

Il s'agit d'un réservoir où les boues activées (biomasse floculée) sont séparées gravitationnellement des eaux résiduaires traitées. L'effluent traité déborde et se déverse vers des traitements supplémentaires, tandis que les boues extraites sont recyclées ou traitées.



- **Ligne de Recyclage des Boues**

La ligne de recyclage des boues renvoie une grande partie des boues sédimentées (qui se sont déposées au fond du décanteur secondaire) vers le bioréacteur. Cela permet de maintenir une concentration élevée de bactéries dans le réacteur.

- **Ligne d'Élimination des Boues**

La ligne d'élimination des boues est située au fond du clarificateur et permet de retirer une petite fraction de boues du système. Cette élimination est effectuée pour maintenir une concentration appropriée de biomasse dans le bioréacteur.

- **Effluent**

L'eau clarifiée, désormais épurée des polluants, est rejetée dans le milieu récepteur ou peut subir un traitement supplémentaire avant son rejet ou réutilisation.

- **Traitement des Boues Excédentaires**

Les boues excédentaires retirées sont traitées séparément. Ce traitement peut inclure des processus tels que la déshydratation, l'incinération ou le compostage, afin de réduire le volume de boues et de gérer les déchets de manière appropriée.

1.2.2.3 Paramètres de fonctionnement du Système de Traitement par Boues Activées

Dans le contexte du traitement des eaux résiduaires par boues activées, plusieurs paramètres et équations permettent de modéliser et d'analyser le fonctionnement du réacteur biologique.

L'installation de traitement par boues activées (Figure 4) est constituée d'un réacteur biologique de volume (V) contenant de la boue en concentration (X) recevant un effluent de concentration (S_0) à un volume journalier (Q) (J. Cassidy et al., 2020). Pour renvoyer la boue du décanteur en tête du réacteur, un taux de recyclage (R) est appliqué. Une partie du flux de pollution carboné éliminé est transformé en biomasse dont l'essentiel est retiré par les extractions (concentration X_w avec un débit $\sigma.Q$). L'effluent traité obtenu alors en sortie a une concentration en pollution soluble (S_e) et en matières en suspension (X_e).

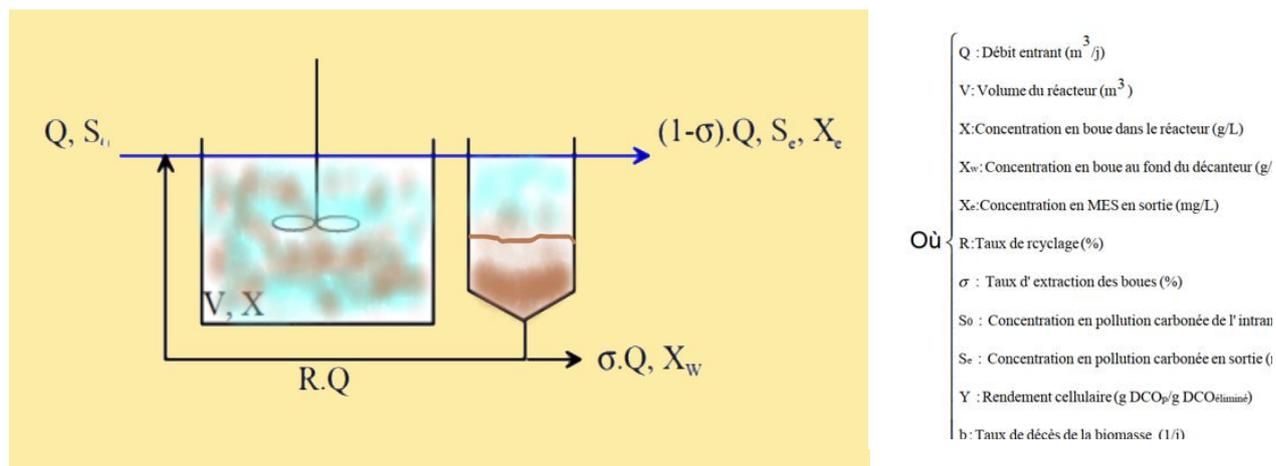


Figure 04 Schéma Simplifié d'un Réacteur à Boues Activées avec Recyclage et Extraction des Boues (OIE., 2008)

1. Volume du Réacteur (V)

Le volume du réacteur biologique (V) est le volume total du réacteur où se déroule le processus de traitement. Il détermine la capacité du réacteur à contenir les boues et à traiter les eaux résiduaires.

2. Concentration en Biomasse (X)

La concentration en biomasse (X) est la quantité de biomasse active présente dans le réacteur, exprimée en kg/m^3 . Elle influence directement la capacité du réacteur à dégrader les polluants organiques.

3. Concentration en Substrat de l'Effluent (S0)

La concentration en substrat (S0) est la concentration initiale en polluant organique (par exemple, Demande Biochimique en Oxygène, DBO) dans l'effluent entrant dans le réacteur, mesurée en mg/L.

4. Débit Journalier (Q)

Le débit journalier (Q) est le volume d'effluent traité par jour, exprimé en m³/jour. Il influence le temps de séjour hydraulique dans le réacteur.

5. Concentration en Biomasse du Décanteur (Xw)

La concentration en biomasse extraite du réacteur et éliminée est notée Xw, et elle est exprimée en kg/m³. Cette biomasse est retirée du système à un débit constant $\sigma \cdot Q$.

6. Concentration en Pollution Soluble de l'Effluent (Se)

La concentration en pollution soluble (Se) est la concentration en polluants organiques restant dans l'effluent traité, mesurée en mg/l. Elle représente la charge de pollution que le système n'a pas pu éliminer.

7. Concentration en Matières en Suspension (Xe)

La concentration en matières en suspension (Xe) est la quantité de boues ou de particules non dissoutes dans l'effluent traité, exprimée en kg/m³. Dans ce contexte, il est supposé que les pertes de biomasse dans l'effluent sont négligeables (i.e., $X_e \approx 0$).

8. Équilibre entre Alimentation et Biomasse

Le ratio F/M est le rapport alimentation/biomasse, est un paramètre clé dans la gestion des systèmes de traitement des eaux résiduaires par boues activées. Il représente le rapport entre la quantité de matière organique (nourriture) disponible pour les micro-organismes et la quantité de biomasse présente dans le système.

Le ratio F/M se calcule de la manière suivante :

$$F/M = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot MLSS} \quad (3)$$

Où :

Q : Débit des eaux résiduaires dans le réacteur (m³/jour).

S₀ : Concentration de la demande biochimique en oxygène (DBO) ou en COD dans l'eau influente (mg/L).

V : Volume du réacteur (m³).

MLSS : Concentration de la biomasse (matières en suspension totales) dans le réacteur, exprimée en (mg/L)

Le ratio F/M (quantité de matière organique par rapport à la biomasse) influence le traitement des eaux résiduaires (Figure 5) :

- Un ratio F/M élevé témoigne d'une forte quantité de matière organique par rapport à la biomasse, ce qui peut entraîner une croissance bactérienne rapide mais dispersée, rendant la décantation plus difficile et signalant une charge organique excessive.
- Une faible proportion de matière organique dans la biomasse indique un manque de matière organique, ce qui ralentit l'activité microbienne et peut entraîner un vieillissement des boues et une diminution des performances.
- Le rapport F/M idéal se trouve entre 0,2 et 0,5 kg DBO/kg MVS/jour, ce qui favorise une formation optimale de floes, une décantation efficace et un rendement optimal du produit.

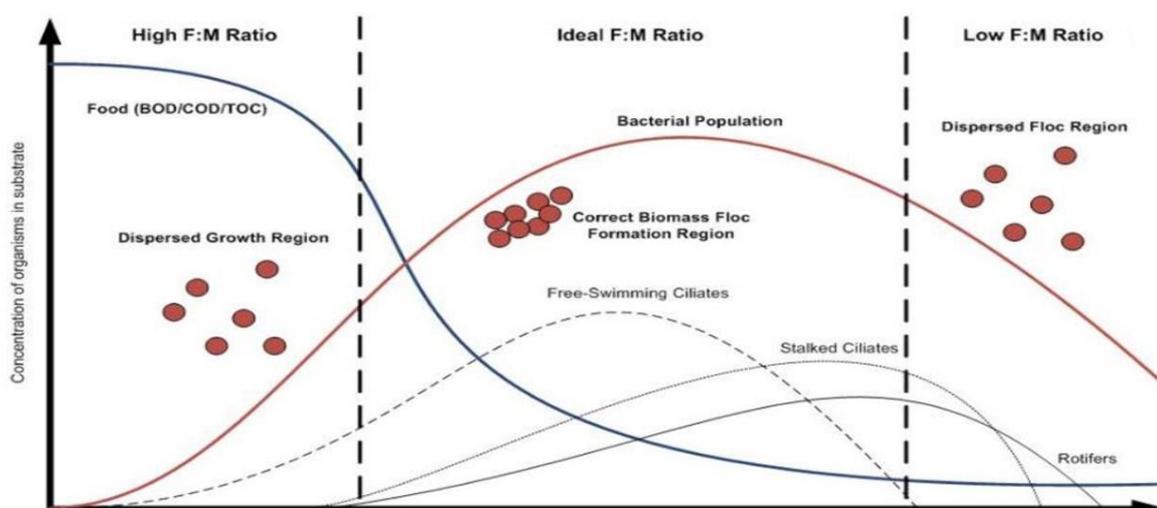


Figure 05 Evolution du rapport F/M dans les boues activées (OIE., 2008)

9. Taux de Recyclage (R)

Le taux de recyclage (R) est défini comme le rapport entre le débit de boues recirculées (Q_R) du décanteur vers le réacteur biologique et le débit d'entrée de l'effluent (Q) dans le système (KHERFANE W., 2017):

$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad (4)$$

Q_R : débit de boues recirculées ($m^3/jour$)

Q : débit d'entrée de l'effluent ($m^3/jour$)

Le rôle principal de ce taux est d'augmenter la concentration en biomasse dans le réacteur, ce qui améliore la dégradation des polluants organiques et optimise le processus de traitement.

Pour un réacteur biologique, la masse totale de biomasse dans le réacteur est la somme de la biomasse influencée par le flux d'entrée, le recyclage, et l'extraction. La masse de biomasse dans le réacteur est donnée par (Benoît B., 2009):

$$M_X = X \cdot V_M \quad (5)$$

Où :

M_X est la masse totale de biomasse dans le réacteur (en kg),

X est la concentration en biomasse dans le réacteur (en kg/m^3),

V est le volume du réacteur (en m^3).

Le flux de biomasse entrant dans le réacteur comprend le flux de boues recyclées et le flux de biomasse avec l'effluent entrant :

$$\text{Flux de biomasse entrant} = R \cdot X_W + Q \cdot X \quad (6)$$

Le flux de biomasse sortant est principalement constitué de la biomasse éliminée :

$$\text{Flux de biomasse sortant} = \sigma \cdot Q \cdot X_W \quad (7)$$

À l'état d'équilibre, le bilan de biomasse est :

$$R \cdot X_W + Q \cdot X = \sigma \cdot Q \cdot X_W + \frac{X \cdot V}{SRT} \quad (8)$$

On peut exprimer le taux de recyclage R comme (Eq 9) :

$$R = \frac{\sigma \cdot Q \cdot X_W + \frac{X \cdot V}{SRT} - Q \cdot X}{X_W} \quad (9)$$

Le taux de recyclage (R) est un paramètre crucial dans le fonctionnement d'un réacteur biologique de traitement par boues activées. Sa gestion efficace permet de maintenir une concentration optimale en biomasse, d'améliorer l'efficacité du traitement, et de gérer les coûts opérationnels associés à la gestion des boues.

10. Temps de Séjour Hydraulique (τ)

Le temps de séjour hydraulique (τ) est défini comme le rapport entre le volume du réacteur (V) et le débit journalier (Q) :

$$\tau = V/Q \quad (10)$$

Il représente le temps moyen que les eaux résiduelles passent dans le réacteur.

11. Age des boues

Lorsque le système fonctionne en régime permanent, la boue extraite permet de définir le temps de séjour moyen des boues dans le système (aussi appelé « âge des boues » et noté (SRT) comme le rapport de la masse totale de boue divisé par la quantité de boue journalièrement extraite. En introduisant l'équation (II.8), l'âge des boues (SRT) s'exprime par l'Eq 11.

$$SRT = \frac{X.V}{(1-\sigma)QX_e + \sigma QX_w} = \frac{X.\tau}{(1-\sigma)X_e + \sigma X_w} \quad (11)$$

Dans l'hypothèse où les pertes de biomasses dans l'eau de sortie sont négligeables (i.e. $X_e \approx 0$), l'Équation 11 exprimant l'âge des boues se simplifie sous la forme (Eq 12) :

$$SRT = \frac{\tau}{\sigma} \cdot \frac{X}{X_w} \quad (12)$$

12. Vitesse de Croissance de la Biomasse (r_X)

Soit r_x la vitesse de croissance de la biomasse correspond à la quantité de biomasse produite par unité de temps dans le réacteur. Cette vitesse est proportionnelle à la concentration de biomasse. Cette vitesse est proportionnelle à la concentration de biomasse X et au taux de croissance spécifique net $\mu - b$ (Benoît B., 2009). Le bilan en biomasse s'écrit :

$$r_X.V = (\mu - b).X.V = (1 - \sigma).Q.X_e + \sigma.Q.X_w = \frac{X.V}{SRT} \quad (13)$$

Soit, en utilisant l'équation 13 : $r_X V = \frac{X.V}{SRT}$ d'où l'expression suivante :

$$\mu - b = \mu - b = \frac{1}{SRT} \quad (14)$$

13. Bilan en Substrat

Le bilan en substrat se traduit par :

$$Q.S_0 = QS_e + r_S.V \quad (15)$$

Où r_S est la vitesse de consommation du substrat, calculée comme :

$$r_S = \frac{Q.(S_0 - S_e)}{V} \quad (16)$$

14. Relation entre le Taux de Croissance de la Biomasse et le Substrat

La relation entre la vitesse de croissance de la biomasse (μ) et le substrat est donnée par (Benoît B., 2009) :

$$Y.r_s = \mu.X, \text{ on en déduit que } \mu = \frac{Y.r_s}{X} = \frac{Y.Q.(S_0-S_e)}{X} \quad (17)$$

$$\text{alors } \mu = \frac{Y.(S_0-S_e)}{X.\tau} = \frac{Y.S_0.(S_0-S_e)}{X.\tau} \quad (18)$$

Où :

Y est le rendement de croissance (quantité de biomasse produite par unité de substrat consommé).

15. Charge massique (Cm) et charge volumique (Cv)

Cm (kg DBO5 j⁻¹ kg MVS⁻¹) = kg DBO5 j⁻¹ (entrant sur le biologique) / kg MVS (dans le bassin) (OIE., 2008).

$$\text{Charge massique} = \frac{\text{Nourriture}}{\text{Bouches à nourrir}} \quad (19)$$

$$C_m = \frac{Q.[DBO_5]}{[MVS].V_{BA}} \quad (20)$$

Q : Débit journalier (m³/j) entrant dans le bassin d'aération ;

[DBO₅] : Concentration moyenne (kg.m⁻³) en DBO5 de l'influent à l'entrée du bassin d'aération de l'influent à l'entrée du bassin d'aération ;

[MVS]_{BA} : Concentration en (kg .m⁻³) en MVS des boues dans le bassin d'aération ;

V_{BA} : Volume bassin d'aération (m³)

16. MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids)

Le MLSS est la concentration totale des solides en suspension, incluant les boues activées et autres particules, dans le bassin d'aération d'une station d'épuration. Il influence l'efficacité du traitement, une concentration trop basse peut indiquer une biomasse insuffisante, tandis qu'une concentration trop élevée peut causer des problèmes de décantation. Le MLSS est essentiel pour ajuster les conditions opérationnelles et évaluer la performance du traitement (Benoît B., 2009).

17. Expression du Taux de Croissance de la Biomasse

L'expression du taux de croissance de la biomasse en fonction de la charge massique s'exprime alors par l'Éq 19 (Benoît B., 2009 ; J. Cassidy et al 2020) :

$$\mu = Y \cdot C_m \cdot \rho \quad (21)$$

18. Âge des Boues en Fonction de la Charge Massique

L'âge de boues (SRT) s'exprime ainsi en fonction de la charge massique et le rendement d'élimination du carbone par l'Eq 22 (Benoît B., 2009 ; Cassidy et al 2020):

$$\frac{1}{SRT} = \mu - b = Y \cdot C_m \cdot \rho - b \quad (22)$$

19. Le temps de contact (Tc) de l'eau à traiter avec les boues activées

Tc (heure) = Volume du bassin (m³) / ((débit de l'effluent (m³ h⁻¹) + débit de recirculation des boues (m³ h⁻¹))

1.2.2.4 Évolution des Régimes de Charge de pollution dans les Boues Activées

Le traitement des eaux résiduaires par boues activées a évolué pour améliorer la qualité des effluents et la gestion des boues. Initialement, les systèmes en régime de forte charge traitaient rapidement les effluents mais avec des limites sur l'élimination de la DBO5 et la nitrification. Le régime de moyenne charge a apporté un meilleur équilibre entre efficacité et coût, tandis que le régime d'aération prolongée optimise l'oxydation des matières organiques par un temps de séjour plus long. Les paramètres de charge massique et volumique sont cruciaux pour ajuster la gestion de la demande en oxygène et l'efficacité du traitement. Tableau 7 présente les plages typiques pour plusieurs paramètres opérationnels des processus de traitement des eaux résiduaires par boues activées en fonction de la charge de pollution traitée.

Tableau 7 Paramètres Opérationnels des Boues Activées – Valeurs Typiques (Metcalf & Eddy., 2003)

Type de charge	Charge volumique (kg O ₂ / m ³ /j)	Charge massique (kg O ₂ / kg MVS/j)	Temps de séjour des boues SRT (j)	Concentration en MLSS (g/m ³)	Rapport F/M (kg DBO5/kg MVS)	Q _r /Q ₀ (%)
Forte charge	1.5 - 3	> 0.4	5 à 15	3000 à 5000	0,2 à 0,5	50 à 70
Moyenne charge	0.5 - 1.5	0.15 - 0.4	10 à 20	2000 à 3000	0,1 à 0,2	30 à 50
Faible charge ou Aération prolongée	0.3 - 0.4	0.07 - 0.15	15 à 30	1000 à 2000	0,05 à 0,1	10 à 30
	< 0.3	< 0.07	15 à 30	1000 à 2000	0,05 à 0,1	10 à 30

1.3 Bases Nutritionnelles et Processus Métaboliques dans les Boues

Activées

Dans le contexte du traitement des eaux résiduaires par boues activées, plusieurs paramètres et équations permettent de modéliser et d'analyser le fonctionnement du réacteur biologique. Les équations de bilan jouent un rôle fondamental dans la modélisation et l'analyse des processus biologiques et chimiques au sein du réacteur biologique. Ces équations permettent de suivre l'évolution de différentes variables, telles que les concentrations en biomasse, substrat, oxygène, azote, etc., dans le système.

Les micro-organismes traitent la matière organique dans les eaux résiduaires par deux processus principaux. L'oxydation biologique dégrade la matière organique en produits finaux, tels que des minéraux, qui restent dissous et sont évacués avec l'effluent (Eq.21). La biosynthèse, quant à elle, convertit la matière organique colloïdale et dissoute en nouvelles cellules, formant une biomasse dense, éliminée ultérieurement par sédimentation (Eq. 22). La figure 1 illustre ces mécanismes.

L'oxydation biologique suit une équation générale, illustrée par l'Éq 23:



L'équation de base de la biosynthèse, illustrée par l'Éq 24, est la suivante :



Ces processus métaboliques peuvent être divisés en trois catégories principales (Figure 6) :

- Le processus du catabolisme consiste à décomposer les substances nutritives en éléments plus simples tels que le pyruvate (produit final de la glycolyse). Ce processus, qui se produit de manière exothermique, produit de l'énergie qui est employée pour favoriser la croissance et le maintien des cellules.
- L'anabolisme désigne les réactions qui permettent de synthétiser les composants cellulaires. Cette activité, qui est endothermique, exploite l'énergie produite par le catabolisme afin de favoriser la croissance et la division cellulaire.
- Le processus de respiration endogène implique l'oxydation des composés cellulaires afin de générer des résidus (tels que les matières carbonées et azotées), ce qui permet aux cellules de satisfaire leurs besoins énergétiques lorsque le substrat est insuffisant. (BASSOMPIERRE, Cindy, 2007)

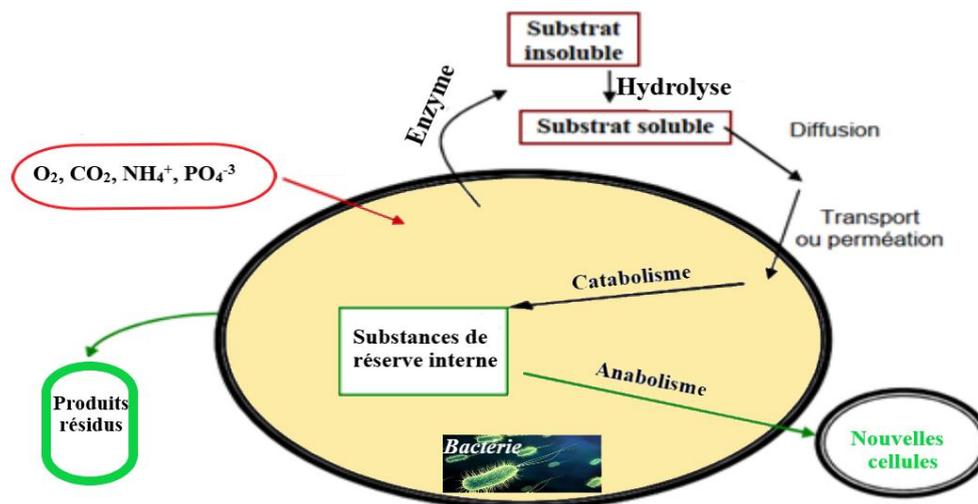


Figure 06 Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe (Cindy BASSOMPIERRE., 2007)

1.4 Disposition des Bassins en Fonction des Objectifs Épuratoires de la STEP

La conception d'une station d'épuration repose sur la capacité à atteindre des objectifs épuratoires spécifiques tout en optimisant l'efficacité du processus de traitement des eaux résiduaires. Les objectifs principaux incluent l'élimination efficace de la matière organique (DBO5), la réduction des composés azotés (nitrification et dénitrification) et la suppression du phosphore. Chacun de ces objectifs requiert une disposition particulière des bassins et des réacteurs au sein de l'installation. L'aération est importante pour fournir suffisamment d'OD pour les organismes aérobies effectuant l'élimination de la DBO et la nitrification dans les usines à boues activées, ainsi que pour maintenir la biomasse en suspension (DHI., 2020).

1.4.1 Élimination Biologique de la pollution Carbonée

L'élimination biologique du carbone dans le traitement des eaux résiduaires, mesurée par la demande biologique en oxygène (DBO), repose sur les microorganismes hétérotrophes qui utilisent l'oxygène dissous pour décomposer les composés organiques en dioxyde de carbone, eau et biomasse. Dans ce cas, un seul bassin d'aération est adapté à cette conception, il est le cœur du processus d'élimination biologique du carbone. La taille du bassin et la concentration de biomasse (MLSS) sont ajustées pour maintenir un rapport F/M optimal (Figure 7). Un temps de séjour hydraulique (TRH) suffisant permet une dégradation complète des matières

organiques, tandis qu'une aération efficace assure des niveaux d'oxygène dissous adéquats pour le métabolisme des microorganismes (DHI., 2020).

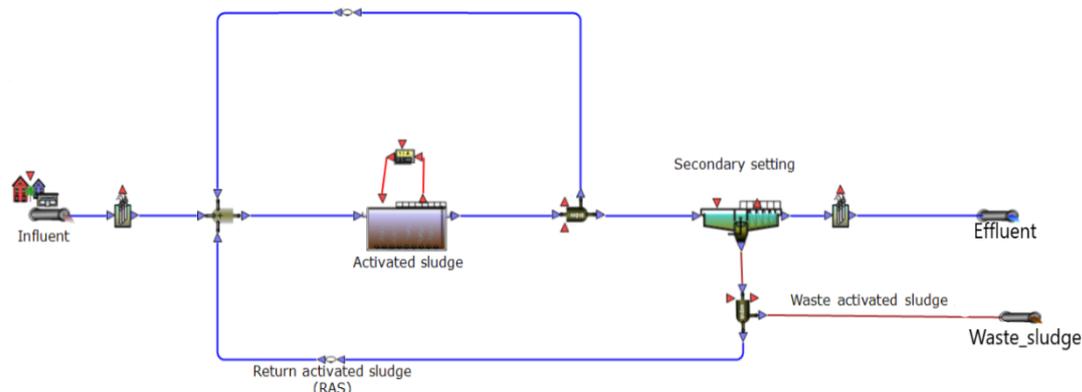


Figure 07 Schéma d'une STEP à boues activées avec un bassin unique (WEST+2020)

1.4.2 Élimination Biologique de la pollution azotée

L'élimination de l'azote, comprenant la nitrification et la dénitrification, requiert des conditions spécifiques. La nitrification se déroule en milieu aérobie, tandis que la dénitrification nécessite des conditions anoxiques sans oxygène. Pour une efficacité optimale, le système doit permettre une alternance entre ces deux conditions, soit en utilisant des bassins séparés, soit en contrôlant les cycles d'aération dans un même bassin. L'optimisation passe par un contrôle précis des cycles d'aération et de l'environnement anoxique, ainsi que l'ajout de sources de carbone externe peut parfois être nécessaire pour maximiser la dénitrification. La capacité de nitrification peut être ajustée par la régulation de l'aération, ainsi que par la gestion du temps de rétention des solides (SRT), de la température, du pH, et en évitant les inhibitions toxiques. Les flux de boues activées et le recyclage des nitrates peuvent également influencer l'efficacité du processus.

1. Zone d'anoxie en tête

Dans cette configuration, la station d'épuration est dotée d'une zone anoxique en tête, où l'eau usée, la recirculation des boues, et la boue activée recirculée sont introduites (Pynaert et al., 2004). Cette zone favorise une grande partie de la dénitrification en utilisant l'eau usée comme source de carbone, les boues recirculées pour apporter des micro-organismes déjà en anoxie, et la liqueur mixte contenant des nitrates. L'efficacité de la dénitrification dépend des taux de recirculation des boues et de la liqueur mixte ainsi que du temps de passage dans cette zone (Figure 8).

- Taux de recirculation des boues $\approx 150\%$
- Taux de recirculation de liqueur mixte ≈ 300 à 400%
- Temps de passage en zone anoxie ≈ 1 à 2 heures.

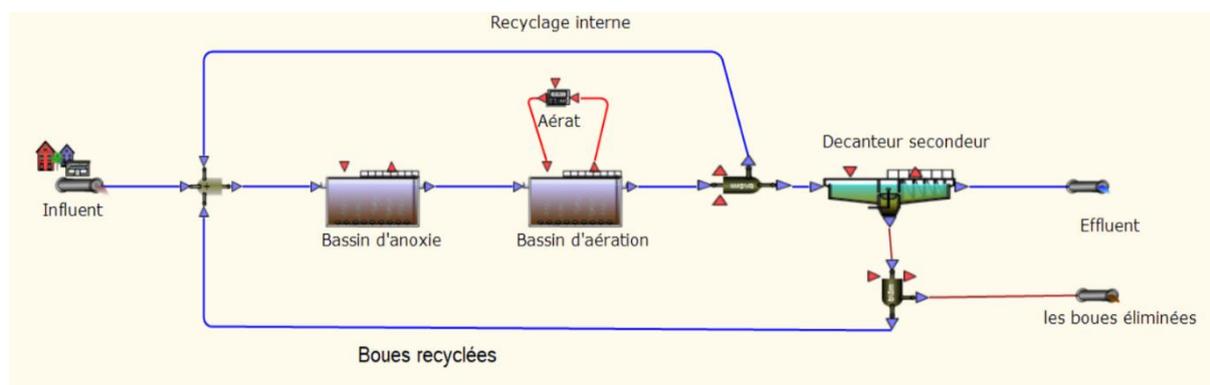


Figure 08 Schéma d'une STEP à boues activées avec un bassin d'anoxie en tête (WEST+2020)

2. Syncopage de l'aération

, l'alternance des conditions aérobies et anoxiques est assurée par un fonctionnement Un bassin d'aération dans lequel on termine l'épuration de la pollution carbonée, on réalise la nitrification, et par syncopage de l'aération, on termine la dénitrification. Dans cette configuration discontinu du dispositif d'aération (une dizaine de cycles par jour environ). La nitrification se déroule pendant les phases aérobies et la dénitrification pendant les phases anoxiques (OIE., 2008). Le réglage de la durée des cycles peut être réalisé selon différentes stratégies :

Programmation fixe sur horloge ;

- Asservissement par rapport à des seuils d'oxygène dissous ;
- Asservissement par rapport à des seuils de potentiel redox ;
- Asservissement par rapport à des seuils de concentration en ammonium et nitrates.

Une concentration trop faible en DO inhibera la croissance et pourra également provoquer la croissance de bactéries filamenteuses pouvant entraîner une formation de mousse et une détérioration de la décantation des boues (gonflement), ce qui entraînera une augmentation concentrations de biomasse dans les effluents et peut entraîner des émissions d'oxyde d'azote.

Une concentration trop élevée d'OD n'est pas souhaitable car elle nécessite beaucoup d'énergie avec une amélioration marginale de la qualité de traitement (Kampschreur et al., 2009). Dans le processus de dénitrification, les bactéries hétérotrophes utilisent le NO_2 ou le NO_3 comme

accepteur d'électrons dans leur métabolisme, ce qui réduit le NO_2 et le NO_3 en azote gazeux (N_2) et les deux sont donc importants pour l'élimination de l'azote (la Cour Jansen et al., 2019). L'aération est une partie coûteuse et consommatrice d'énergie du processus de traitement et revêt une grande importance pour les résultats du traitement, qui sont tous deux des incitations à l'optimiser (Åmand et al., 2013).

1.4.3 Élimination Biologique de la pollution phosphorée

L'élimination du phosphore dans les systèmes à boues activées est assurée par des bactéries polyphosphates (PAO), qui stockent le phosphore en excès en conditions aérobies et le relâchent en conditions anaérobies pour obtenir de l'énergie. Ce processus favorise la croissance des PAOs, tels que les espèces d'*Acinetobacter*, qui alternent entre des phases anaérobies, où elles libèrent le phosphate, et des phases aérobies, où elles le réabsorbent et le stockent sous forme de polyphosphate (Figure 9). Ce processus réduit la concentration totale de phosphore, qui est éliminé avec les boues en excès.

Les équations impliquées dans la suppression biologique du phosphore en conditions anaérobies et aérobies sont les suivantes :

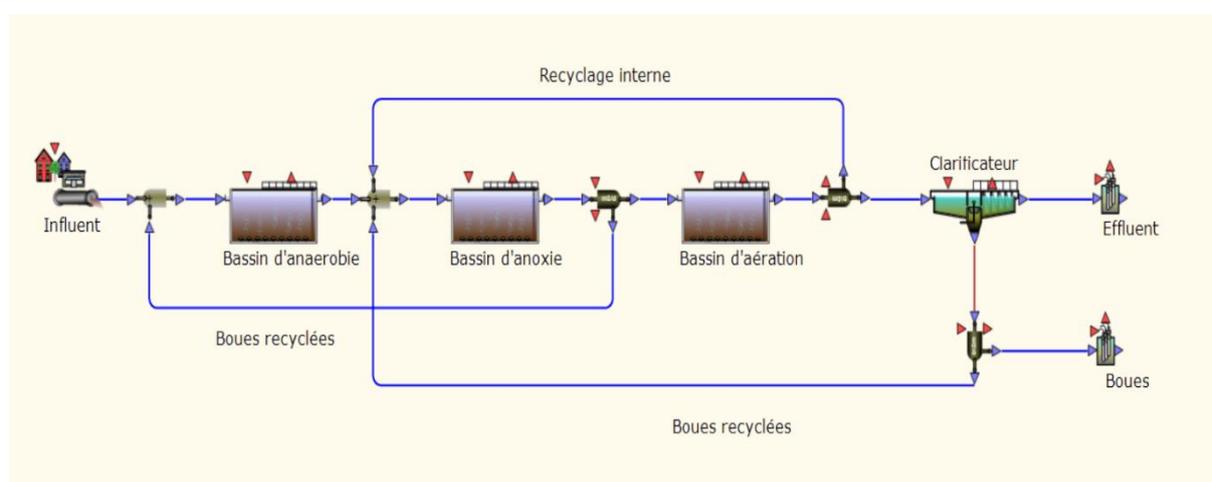
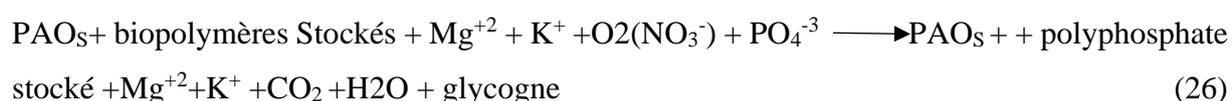
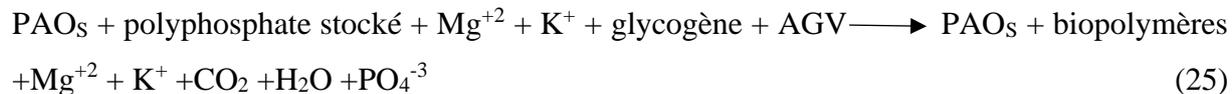


Figure 09 Schéma d'une STEP à boues activées avec un bassin d'anaérobie et un bassin d'anoxie (WEST+2020)

1.5 Conclusion

La dégradation biologique de la matière organique joue un rôle crucial dans la gestion durable des ressources naturelles et la protection de l'environnement. Les processus biologiques offrent des solutions efficaces et écologiques aux défis environnementaux et économiques. En exploitant le pouvoir des micro-organismes, nous pouvons non seulement réduire la pollution, mais aussi valoriser les déchets en produits utiles, contribuant ainsi à une économie circulaire et durable. L'optimisation des systèmes à boues activées pour l'élimination du carbone, de l'azote, et du phosphore nécessite une compréhension approfondie des processus microbiens en jeu et une gestion attentive des paramètres opérationnels. En équilibrant les conditions aérobie, anoxique, et anaérobie, et en ajustant les temps de séjour, les opérateurs peuvent maximiser l'efficacité de traitement et répondre aux exigences environnementales croissantes. Cela souligne l'importance des nombreuses recherches consacrées au contrôle de l'aération. Notre étude s'inscrit dans cette dynamique de recherche, visant à optimiser ce paramètre crucial pour améliorer l'efficacité des systèmes de traitement des eaux résiduaires.

2 Chapitre II. Traitement de la pollution azotée en boues activées

L'azote (N) est un élément fondamental dans les biomolécules comme les protéines, les acides nucléiques, les enzymes, les bactéries dénitrifiantes, les bactéries nitrifiantes et les bactéries ammonifiantes. Il est indispensable à la croissance des plantes, à la photosynthèse, au transfert d'énergie et à la synthèse des engrais (Parsons c et al., 2021). Les bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes jouent un rôle crucial dans le cycle de l'azote en convertissant différentes formes d'azote pour être utilisées ou éliminées dans les systèmes biologiques.

Cependant, un excès d'azote peut nuire aux écosystèmes aquatiques, provoquant l'eutrophisation des systèmes amphibiens et l'épuisement de l'oxygène dissous, ce qui pourrait entraîner la mort des poissons et d'autres organismes marins (Ahmed S.F et al., 2022). De plus, le lessivage des nitrates du sol peut contaminer les eaux souterraines, ce qui, une fois ingéré, pourrait provoquer une méthémoglobinémie chez les nourrissons de moins de trois mois (Ward M.H et al., 2018). Étant donné que les eaux résiduaires industrielles, les eaux résiduaires agricoles et les eaux résiduaires domestiques contiennent souvent divers polluants contenant de l'azote (tels que l'azote ammoniacal, l'azote nitrite, l'azote nitrate, etc.), la dénitrification des eaux résiduaires est essentielle pour réduire les rejets incontrôlés d'eaux résiduaires en dessous de la norme requise (Rajta A et al., 2020). Ce chapitre se consacre à l'analyse approfondie de l'efficacité et de la complexité des processus biologiques impliqués dans l'élimination de l'azote des eaux résiduaires. Il met particulièrement l'accent sur les étapes critiques de la nitrification et de la dénitrification, en explorant leur rôle central dans le traitement des effluents et les défis associés à leur mise en œuvre optimale.

- **Etat de l'art**

Jusqu'à présent, plusieurs études ont été réalisées sur l'élimination de l'azote des eaux résiduaires. Mishra et al. (Mishra S et al., 2022) se sont concentrés sur l'examen de l'efficacité et de la complexité des processus biologiques pour éliminer l'azote des eaux résiduaires. Ils ont discuté des paramètres opérationnels clés, tels que la température, le pH, la concentration d'oxygène dissous et la charge de pollution, qui influencent le rendement des procédés biologiques. Ils ont également analysé différentes configurations de bioréacteurs, comme les réacteurs séquentiels discontinus (SBR), les réacteurs à biofilm, et les réacteurs à lit mobile, pour déterminer quelles configurations offrent les meilleurs résultats en termes d'élimination de l'azote. Yellezuome et al. (Yellezuome D et al., 2022) ont examiné la technologie de stripping

de l'ammoniac, qui consiste à retirer l'ammoniac des eaux résiduaires en le transformant en phase gazeuse. Leur revue a mis en avant les avantages de cette méthode, comme son efficacité à des températures élevées, et ses inconvénients, tels que les coûts énergétiques élevés et la nécessité de traiter les émissions gazeuses d'ammoniac. Karri et al. (Karri R.R et al., 2018) ont étudié diverses technologies pour éliminer l'ammoniac et ses composés associés des eaux résiduaires, en se concentrant sur le processus d'adsorption. Leur revue a exploré comment différents matériaux adsorbants, comme le charbon actif et les zéolithes, peuvent être utilisés pour capter et retenir l'ammoniac. Ils ont également discuté des effets des paramètres de processus, tels que la température, le temps de contact, et la concentration initiale d'ammoniac, sur l'efficacité de l'adsorption. Leur analyse a permis d'identifier les conditions optimales pour maximiser l'élimination de l'ammoniac des eaux résiduaires.

De nos jours, les principales méthodes d'élimination de l'azote des eaux résiduaires peuvent être divisées en processus physiques, chimiques et biologiques (Winkler M.K et al., 2019). Les méthodes de traitement physique, telles que le décapage de l'ammoniac, l'échange d'ions et l'adsorption [Jiang Z et al., 2022 ; Scandelai A et al., 2020 ; Priya E et al., 2022], ont des taux de rétention élevés pour les polluants organiques (Gupta V.K et al., 2012). Néanmoins, ces méthodes sont coûteuses et provoquent une pollution secondaire qui nécessite un traitement supplémentaire (Cai Y et al., 2022). Cependant, les méthodes chimiques demandent beaucoup de main d'œuvre, sont coûteuses et nécessitent un traitement secondaire (Cruz H et al., 2019). Grâce aux actions microbiennes, les processus biologiques convertissent l'azote organique et l'azote ammoniacal présents dans les eaux résiduaires en nitrates et nitrites, qui sont finalement convertis en azote par ammonisation, nitrification et dénitrification (Dai H et al., 2021). L'option biologique est mature, avec une grande efficacité de dégradation des polluants et aucune pollution secondaire. Cependant, le processus est fastidieux, nécessitant souvent des sources de carbone supplémentaires et consommant une quantité importante d'énergie (McCarty P.L., 2018).

L'essor de la technologie de détection rapide sur site a rendu la détection de la concentration d'azote ammoniacal plus efficace, rapide et rentable, permettant une évaluation précoce et précise essentielle pour la santé humaine et la sécurité de l'eau environnementale (Umapathi R et al., 2022). Les exigences de rejet de plus en plus strictes en matière de teneur en azote ont conduit à des recherches approfondies pour améliorer l'efficacité de la dénitrification. Une recherche sur "ScienceDirect" a révélé que plus de 70 000 articles sur la dénitrification des eaux

résiduaire ont été publiés entre 2012 et 2021, principalement dans des revues spécialisées en sciences de l'environnement, en génie chimique et en énergie (Venkateswara Raju C et al., 2023). Avec les diverses applications de l'azote, la demande en azote augmente progressivement. De nombreuses ressources en azote existent dans l'eau et le sol en tant que polluants typiques après utilisation (Conant R.T et al., 2013). La récupération de l'azote est donc cruciale pour l'économie circulaire et la dépollution de l'environnement.

Actuellement, plusieurs études ont été publiées sur la récupération de l'azote. Qin et al. (Qin Y et al., 2023) ont souligné l'importance de cette récupération et ont présenté plusieurs technologies pour purifier l'azote dans les eaux résiduaires domestiques, comme la concentration excessive de boues activées, l'échange et l'adsorption d'ions, l'électrodialyse, et ont évalué les progrès et la compatibilité de ces technologies de surconcentration de N. Rahimi et al. (Rahimi S et al., 2020) ont discuté des processus biologiques de dénitrification de base dans le traitement des eaux résiduaires, y compris la nitrification, la dénitrification et l'anammox, en examinant les facteurs physico-chimiques influents, les avantages et les défis de ces méthodes. Cependant, ces technologies présentent encore des défauts. La méthode biologique ne convient qu'aux eaux résiduaires à faible teneur en azote ammoniacal et est lente. La méthode chimique, appropriée pour les eaux résiduaires à haute teneur en azote ammoniacal, peut provoquer une pollution secondaire en raison des produits chimiques ajoutés. La méthode physique est moins efficace pour récupérer l'azote (Wang Z et al., 2017 ; Huang H et al., 2015). Il est donc difficile d'augmenter l'efficacité de la récupération de l'azote à partir de diverses eaux résiduaires concentrées tout en respectant la norme de rejet.

Les méthodes actuelles d'élimination du $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ présentent des avantages et des limites environnementaux et techniques. Le Tableau 8 résume plusieurs techniques d'élimination des ions $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, notamment la précipitation chimique, l'adsorption et les processus biologiques.

Tableau 8 Technologies standards pour éliminer le NH_3/NH_4^+ des eaux résiduaires (Yifan Zhou et al., 2023)

Méthodes	Environnement de travail	Avantages	Lacune	Efficacité d'élimination
Précipitation chimique	Nécessite un pH et une température spécifiques	Produit des engrais précieux à un coût modéré.	Nécessite une source supplémentaire de magnésium ; engage des frais de phosphate ; introduit de nouveaux contaminants	20–98%
	Large plage de température et de pH	Élimination simple et efficace du NH_4^+ ; capable de fonctionner à de faibles concentrations de NH_4^+	Les adsorbants ont des efficacités d'élimination différentes	43–97%
Méthode d'adsorption				
Méthode biologique	La croissance d'algues hétérotrophes, photosynthétiques ou bactériennes est sensible à la température.	Pas besoin de réactifs chimiques et de configurations compliquées ; haute efficacité de dénitrification	Coût élevé; nécessite une source de carbone externe ; fonctionne uniquement à de faibles concentrations d'entrée/sortie ; temps de démarrage long	70-99%

2.1 Les rejets d'azote urbain

Outre des bactéries et certains types de déchets, les eaux résiduaires urbaines charrient principalement de l'azote et des phosphates. La pollution azotée dans les eaux résiduaires est constituée essentiellement de :

-L'azote organique provenant surtout des déjections humaines et des rejets des industries agroalimentaires.

-L'azote ammoniacal provenant des rejets industriels ou de transformations de l'azote organique des eaux résiduaires domestiques par des processus biochimiques naturels dans le réseau d'égout. On admet que la pollution journalière d'un habitant est comprise entre 12 et 15 g d'azote Kjeldahl total (NTK) (NTK = azote organique + azote ammoniacal).

-Les autres formes de l'azote, notamment le nitrate et le nitrite représentent moins de 1 % de l'azote global (NGL) arrivant en tête de station d'épuration (NGL = NTK + azote nitreux + azote nitrique) (OIE., 2008).

Une eau résiduaire urbaine (eau brute), contient en moyenne, 10-20 mg N/l d'azote organique, 30-40 mgN/l d'azote ammoniacal, et moins de 1 mgN/l d'azote nitreux et nitrique (Tableau 9).

Tableau 9 Valeurs des principaux éléments polluants d'une eau brute résiduaire urbaine (Gaëlle TALLEC., 2005).

Paramètres	Concentration (mg/l)	Flux (g/Hab/j)
DBO ₅	250	60
DCO	300 - 700	120
NTK	60 - 70 { 40 NH ₄ ⁺ 20 N _{org}	15
P _{total}	15	4

-Impact des Déchets Azotés sur la Qualité de l'Eau Réceptrice et Ses Conséquences Environnementales et Sanitaires

Dans l'effluent final d'un processus de boues activées, la présence de déchets azotés ou contenant de l'azote peut avoir un impact négatif ou polluer la qualité de l'eau réceptrice. L'eau réceptrice est principalement contaminée par les ions ammonium (NH₄⁺), les ions nitrite (NO₂⁻) et les ions nitrate (NO₃⁻). Les ions sont des substances chimiques à charge négative (-) ou positive (+). Les préoccupations significatives liées à la pollution par les déchets azotés incluent la diminution de l'oxygène dissous (O₂), la toxicité, l'eutrophisation et la méthémoglobinémie (OIE., 2008).

2.2 Principes Théoriques du Traitement de l'Azote dans les Boues Activées

L'azote est éliminé par voie biologique par des microorganismes qui peuvent l'utiliser comme source d'énergie pour leur croissance. Les eaux résiduaires urbaines contiennent de l'azote sous forme d'azote ammoniacal, qui contient l'ammonium (NH_4^+) et la forme libre de l'ammoniaque (NH_3). Il est issu d'un processus d'ammonification de l'azote organique. On procède à l'élimination des ions ammonium jusqu'à ce qu'ils se transforment en diazote gazeux (N_2) en deux étapes successives, à savoir la nitrification et la dénitrification. Deux types de biomasse sont à l'origine de ces principaux processus : (OIE., 2008)

- La biomasse autotrophe qui assure les réactions d'oxydation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates sous conditions aérobies. (OIE., 2008)
- La biomasse hétérotrophe, responsable des réactions de transformation des polluants organiques en conditions aérobies avec l'oxygène comme accepteur d'électrons ou en conditions anoxies accompagné d'une consommation des nitrates qui remplacent l'oxygène. C'est pourquoi la dénitrification les transforme en nitrites avant de passer à l'état Gazeux de diazote (Figure 10). Il convient de souligner que lors de toute transformation biologique, les deux espèces éliminent l'azote ammoniacal par l'assimilation. (OIE., 2008)

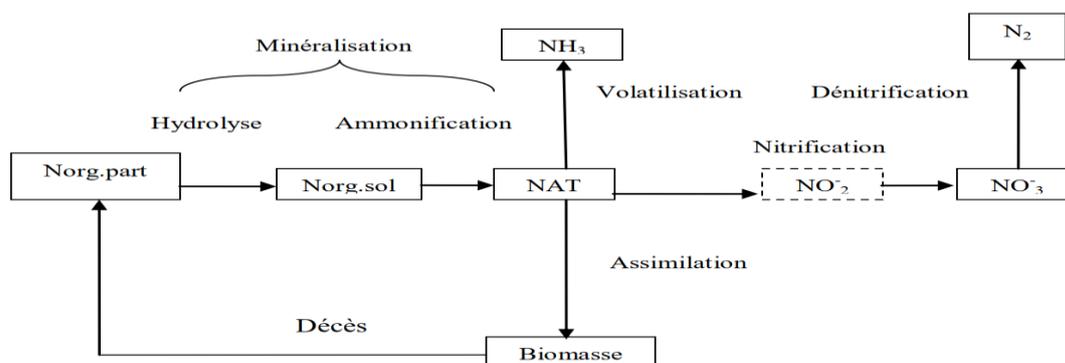


Figure 10 Cycle de l'Azote dans les Stations à Boues Activées (Rajta A et al., 2020)

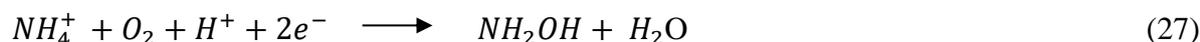
2.2.1 Nitrification

La nitrification biologique est un processus par lequel des bactéries autotrophes oxydent l'azote ammoniacal en nitrates à l'aide de nitrites. Pour leur métabolisme, ces bactéries consomment de l'ammonium ou du nitrite, le dioxyde de carbone est utilisé comme source de carbone pour la croissance cellulaire, et l'oxygène est l'accepteur final d'électrons. Près de 95 % de l'énergie

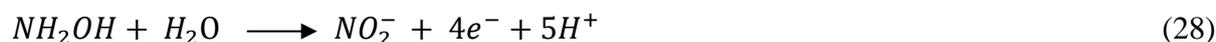
libérée lors de l'oxydation est dissipée sous forme de chaleur pour produire du pouvoir réducteur nécessaire à la fixation du CO₂, tandis que le reste est utilisé pour la synthèse cellulaire. Les deux étapes de la nitrification sont la nitrification, qui oxyde l'ammonium en nitrites, et la nitrification, qui transforme les nitrites en nitrates (Alalewi A et al., 2017).

2.2.1.1 Nitrification

Les bactéries autotrophes, nitrifiantes ou ammonio-oxydantes (AOB), sont responsables de la nitrification et se divisent en cinq genres : *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* et *Nitrosovibrio*. Ces genres se distinguent par leurs paramètres cinétiques. *Nitrosomonas* a longtemps été la seule espèce reconnue et est la plus étudiée, servant souvent de modèle pour l'étude de la nitrification (Choubert J.M., 2002). L'enzyme Ammonium Monooxygénase (AMO) catalyse la première phase de l'oxydation de l'ammonium (NH₄⁺) en hydroxylamine (NH₂OH). La présence de cette enzyme dans la membrane cellulaire des bactéries nitrifiantes nécessite l'utilisation d'oxygène et d'éléments réducteurs pour réaliser cette transformation cruciale dans le processus de nitrification. Eq 27. (Alalewi A et al., 2017).



Oxydation de l'hydroxylamine en nitrite par l'enzyme « Hydroxylamine Oxydoréductase » (HAO) : (Alalewi A et al., 2017)..



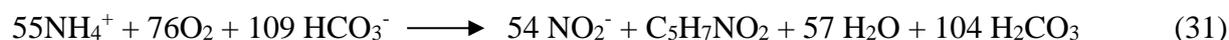
L'équation globale d'oxydation de l'ammonium en nitrite est alors donnée par l'Eq 29 :



A cette réaction s'ajoute celle de la synthèse de la biomasse durant laquelle l'espèce nitrifiante utilise l'azote pour ses besoins de croissance. Elle est décrite par l'Eq 30 : (Choubert J.M., 2002).



La combinaison des équations 29 et 30 donne l'équation globale de la réaction de nitrification décrite par l'Eq 31 (Choubert J.M., 2002):



Cette équation permet de déterminer le rendement en cellule et d'identifier les besoins en oxygène et en carbone minéral (Turkmenler, 2019; Li et al., 2019a)

2.2.1.2 Nitratisation

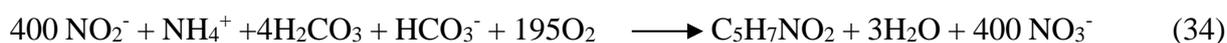
Les bactéries autotrophes appelées nitratantes ou nitrite-oxydantes (NOB), qui sont des genres tels que Nitrobacter, Nitrococcus, Nitrospina et Nitrospira, sont responsables de la réaction de nitratisation. Pendant longtemps, Nitrobacter a été considérée comme la principale espèce responsable de l'oxydation des nitrites, ce qui en fait une référence pour la nitratisation. Contrairement à la réaction de nitrification, la nitratisation se fait en une seule étape par le biais de l'enzyme « Nitrite Oxydoréductase » (NOS) selon le schéma réactionnel suivant : (Tchobanoglous et al., 2003).



Elle est accompagnée par la consommation de l'oxygène comme accepteur d'électrons final. Leur combinaison donne l'équation de la réaction d'oxydoréduction globale de la nitratisation décrite par l'équation 33 (Choubert J.M., 2002) :

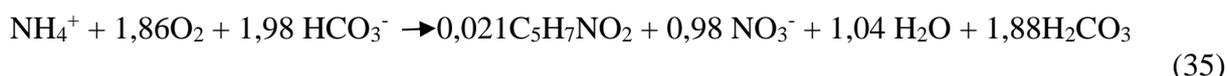


La synthèse bactérienne est écrite par l'équation globale de nitrification Eq 34 (Choubert J.M., 2002) :



2.2.1.3 Stœchiométrie et rendement de la nitrification

Le processus de nitrification se fait par une nitrification suivie d'une nitratisation. Il est à noter que la vitesse de nitratisation est plus rapide que la nitrification, donc celle-ci est l'étape limitant la nitrification (Kim et al., 2008). Ainsi, pour représenter la réaction totale de nitrification, les deux équations 30 et 32 sont additionnées pour donner l'équation 33 (Baalbaki, Z et al., 2017):



A l'aide des équations 31, 34 et 35, les coefficients stœchiométriques théoriques sont calculés et présentés dans le tableau 10

Tableau 10 Rendements théoriques de la réaction de nitrification (LAHDHIRI A., 2015).

Rendements	Nitritation	Nitratation	Nitrification
En production de biomasse (gDCO /gN)	0,15	0,02	0,17
De consommation (gO ₂ /gN)	3,16	1,11	4,25

2.2.1.4 Cinétique de croissance des espèces nitrifiantes

La croissance bactérienne autotrophe se fait selon le formalisme présenté sur la Figure 11: Y_A est le rendement en biomasse autotrophe de la nitrification. Ce formalisme peut être décrit mathématiquement par des vitesses réactionnelles d'ordre 1 par rapport à la biomasse eq 36 :

$$\frac{dX}{dt} = (\mu - b)X \tag{36}$$

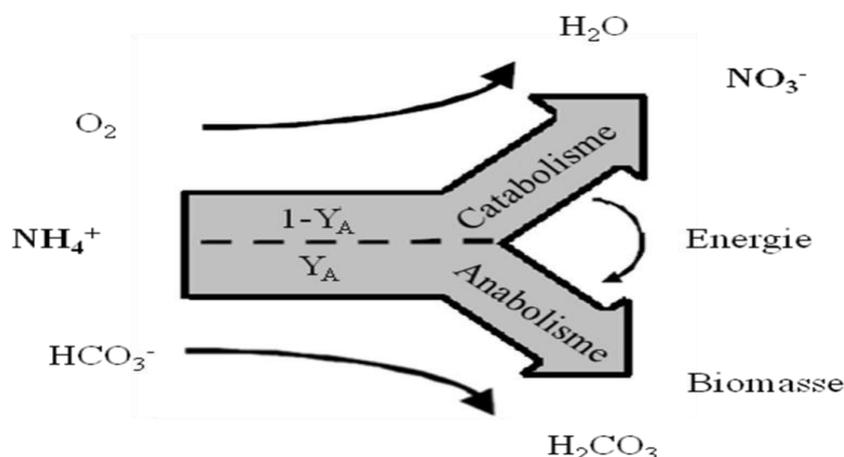


Figure 11 Formalisme de la croissance bactérienne autotrophe (LAHDHIRI Ameni., 2015)

Le taux de croissance de la biomasse, noté μ , est influencé par divers paramètres, tandis que la constante de décès, b , représente la diminution des bactéries. La dynamique de croissance est généralement modélisée par une équation de type Monod, qui décrit la consommation d'ammonium en tenant compte des limitations environnementales telles que la concentration en substrat, la disponibilité en oxygène, la présence d'inhibiteurs, ainsi que la température et le pH (Eq 37) (Charley et al., 1980)

$$\mu = \mu_{max} f(Inhibitions) \frac{S}{K+S} \tag{37}$$

μ : Taux de croissance spécifique des microorganismes.

μ_{max} : Taux de croissance maximal des microorganismes en l'absence de limitations (c'est-à-dire, lorsque le substrat est en excès et qu'il n'y a pas d'inhibition).

$f(\text{Inhibitions})$: Facteur qui représente l'effet des inhibiteurs présents dans le milieu. Ce facteur est généralement une fonction qui diminue la valeur de μ en fonction de la concentration ou de l'intensité des inhibiteurs. Si les inhibiteurs sont absents ou négligeables, ce facteur vaut 1, et si l'inhibition est forte, il réduit significativement μ .

S : Concentration du substrat disponible pour les microorganismes.

K: Constante de demi-saturation pour le substrat. Cette constante représente la concentration de substrat à laquelle le taux de croissance est la moitié de μ_{\max} .

Le taux de croissance maximal, μ_{\max} , correspond à la croissance de l'espèce lorsque le substrat n'est pas limitant et qu'il n'y a pas d'inhibition dans le milieu. Ce taux varie considérablement pour les populations nitrifiantes en fonction de la nature de la biomasse, des conditions de croissance, et des limitations en substrat et oxygène. Charley et al. (1980) proposent une équation pour décrire μ_{\max} à une température donnée, en fonction des concentrations d'oxygène et d'ammonium Eq 38.

$$\mu_A(T) = \mu_{A.\max}(T) \frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O.A}} \frac{[N-NH_4^+]}{[N-NH_4^+] + K_{NH}} \quad (38)$$

$\mu_A(T)$: Taux de croissance spécifique des bactéries nitrifiantes à la température T.

$\mu_{A.\max}$: Taux de croissance maximal des bactéries nitrifiantes à la température T, lorsque les conditions sont optimales (substrat et oxygène non limitants).

[O₂] : Concentration d'oxygène dissous dans le milieu.

K_{O.A} : Constante de demi-saturation pour l'oxygène, représentant la concentration d'oxygène à laquelle le taux de croissance est la moitié de $\mu_{A.\max}$

[N-NH₄⁺] : Concentration d'ammonium (NH₄⁺) dans le milieu.

K_{NH} : Constante de demi-saturation pour l'ammonium, représentant la concentration d'ammonium à laquelle le taux de croissance est la moitié de $\mu_{A.\max}$

Différentes valeurs relevées de la littérature sont présentées dans le Tableau 11

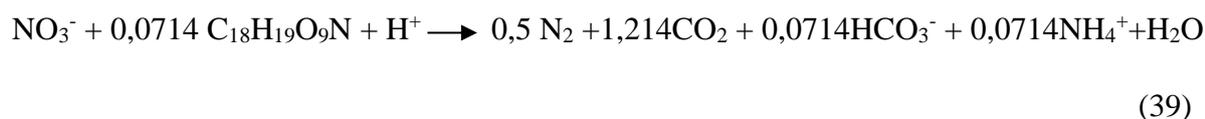
Tableau 11 Variation du taux de croissance maximal des espèces nitrifiantes (LAHDHIRI Ameni., 2015)

Biomasses	Procédé	Température (°C)	μ_{\max} (j ⁻¹)	Auteurs
Biomasse autotrophe nitritante	Boues activées	20 ± 1	1,05 – 1,4	Münz et al., 2011
		20 ± 1	0,72 ± 0,2	Münz et al., 2010
		25	0,43 ± 0,24	Chandran et al., 2008
		20 - 22	2,71 ± 0,26	Park et Noguera., 2004
Biomasse autotrophe nitratante		20	0,91 – 1,31	Münz et al., 2011
		20 ± 1	0,42 ± 0,2	Münz et al., 2010
		25	0,55 + 0,24	Chandran et al., 2008

Il convient de souligner que, malgré les variations des valeurs du taux de croissance maximal, elles demeurent très faibles par rapport à celles des espèces hétérotrophes ($\mu_{\max,H} = 6 \text{ j}^{-1}$ à 20°C et pH 7 selon Henze et al., 2000). Cela explique pourquoi les réacteurs utilisent des âges de boues élevés, ce qui permet aux espèces autotrophes de s'installer et d'éviter leur perte par entraînement hors du système (Stephenson et al., 2000).

2.2.2 Dénitrification

Les formes oxydées de l'azote (nitrates, nitrites...) sont utilisées comme accepteurs d'électrons finaux et réduites en diazote gazeux lors de la dénitrification. Selon Choubert L.M. (2002), l'équation stoechiométrique de la réaction biologique de la dénitrification Eq 39 :



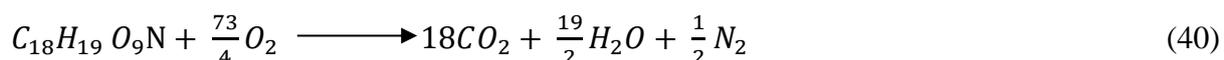
Elle est réalisée par des bactéries hétérotrophes en conditions d'anoxie (absence d'oxygène dissous) et avec dégradation de la pollution organique.

2.2.2.1 Métabolisme dénitrifiant

Les deux étapes de la dénitrification sont la dénitratation (conversion des nitrates en nitrites) et la dénitrification (conversion des nitrites en diazote). Plusieurs intermédiaires sont utilisés dans cette réaction, tels que le nitrite, l'oxyde nitrique (NO) et l'oxyde nitreux (N₂O). La dénitrification est généralement 1,5 à 2 fois plus rapide que la dénitratation, ce qui permet d'éviter l'accumulation de nitrites. Les micro-organismes hétérotrophes aérobies, appelés espèces dénitrifiantes, ont la capacité de diminuer les nitrates dans des conditions anoxiques en utilisant l'oxygène ou les formes oxydées de l'azote comme accepteur final d'électrons (Choubert L.M., 2005).

2.2.2.2 Biochimie et stœchiométrie de la dénitrification

En utilisant un rapport C/N de 1,1016 g C/g N, on peut déterminer la Demande Chimique en Oxygène (DCO) nécessaire pour atteindre le degré d'oxydation des produits finaux, comme le montre la réaction d'oxydation du composé organique (Eq 40) :



Cela donne un rapport DCO/C de 2,7. En combinant les équations 37 et 38, la valeur minimale du rapport DCO/N est de 2,97, proche des valeurs obtenues par (Zhu G et al., 2008) pour le méthanol et l'acide acétique (2,84 et 2,5 respectivement), et de la valeur proposée par Henze et al. (2000) de 2,86, indépendamment de la matière organique.

Exemple de Calcul

Supposons qu'on a un échantillon d'eau avec 10 g d'azote (N). Pour déterminer la quantité de DCO requise :

Calcul de la DCO pour 10 g d'azote :

1 gramme d'azote à éliminer par dénitrification a besoin de 2,97 grammes de DCO pour effectuer ce traitement.

DCO_{nécessaire} = Quantité d'azote × Rapport DCO/N

$$= 10 \text{ g N} \times 2,97 \text{ g DCO/g N} = 29,7 \text{ g DCO}$$

Donc, pour éliminer 10 grammes d'azote par dénitrification, il faut 29,7 grammes de DCO.

Pour illustrer la relation entre le rapport DCO/N et le taux de conversion, un système biologique aéré traitant une pollution organique est représenté simplifié comme indiqué dans la Figure 12

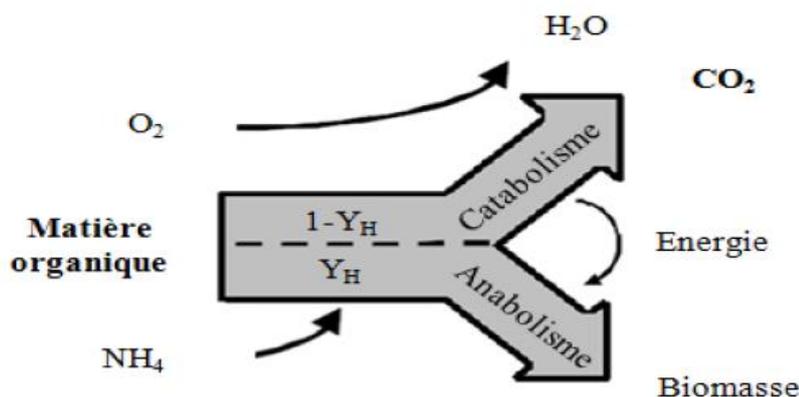


Figure 12 Formalisme de la croissance bactérienne hétérotrophe (LAHDHIRI Ameni., 2015).

Y_H est la fraction de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) éliminée qui est convertie en biomasse. En d'autres termes, Y_H représente la part de la DCO traitée qui est utilisée pour la croissance des micro-organismes. Lorsque l'on parle de l'oxygène dissous en relation avec la DCO, on utilise la notation $1 \text{ g O}_2 = -1 \text{ g DCO}$ pour indiquer que l'oxygène est consommé lors de l'oxydation de la DCO. Ainsi, pour chaque gramme de DCO éliminée, un gramme d'oxygène est utilisé. En tenant compte de la conversion en biomasse (représentée par Y_H), les besoins en oxygène nécessaires pour oxyder un gramme de DCO sont ajustés par la fraction non convertie en biomasse. Cela se traduit par la formule suivante : $(1 - Y_H) \text{ g DCO}$.

Les processus de croissance bactérienne dans des conditions anoxiques sont semblables à ceux observés en présence d'oxygène, mais avec les nitrates comme accepteurs d'électrons. Selon Henze et al. (2000), la consommation de 1 gramme de nitrate entraîne la dégradation de 2,86 grammes de Demande Chimique en Oxygène (DCO). En tenant compte de la synthèse cellulaire nécessaire pour dégrader 1 gramme de nitrate, la quantité réelle de DCO dégradée serait ajustée par le facteur $\frac{2,86}{1-Y_H}$, où Y_H le rendement de la biomasse. De plus, en utilisant le concept d'équivalent-électron, on peut établir une relation entre la consommation de nitrate et la quantité de DCO éliminée, en passant de l'oxygène au nitrate (LAHDHIRI Ameni., 2015).

Les équations suivantes montrent la consommation d'oxygène et de nitrate pour des réactions spécifiques :



Cette réaction indique que 1 équivalent-électron est requis pour la réduction de 0,25 mole d'oxygène.



Cette réaction indique que 1 équivalent-électron est requis pour la réduction de 0,2 mole de nitrate.

D'après les équations 39 et 40, un équivalent électron correspond à 8 g O₂ et 2,8 g N-NO₃⁻ ce qui donne un rapport de 8/2,8=2,86 g O₂/g N-NO₃⁻. On retrouve la même valeur que celle indiquée par Henze et al. (2000), indépendante de la nature de la pollution organique et la plus rencontrée dans la littérature. La quantité de nitrates nécessaire à l'oxydation de 1 g de DCO est ensuite déterminée, elle est égale à $\frac{1-Y_H}{2,86}$ (LAHDHIRI Ameni., 2015).

2.2.3 Facteurs du milieu influençant la nitrification/dénitrification

La nitrification et la dénitrification sont fortement influencées par des facteurs tels que la concentration en oxygène dissous, le pH, la température, la charge en carbone organique et la présence d'inhibiteurs. Les conditions optimales pour chaque processus sont cruciales pour garantir une efficacité maximale dans le traitement des eaux résiduaires.

2.2.3.1 Nitrification

- Oxygène Dissous

Dans les stations d'épuration, l'oxygénation dépend de la charge appliquée aux bassins d'aération. En général, environ 4,6 kg d'O₂ sont nécessaires pour oxyder un kilogramme d'azote ou 1,2 kg d'O₂ pour kilogramme de DBO₅. Une concentration de 1 à 2 mg O₂/L est maintenue dans les bassins d'aération, avec une augmentation nécessaire d'environ 40 % d'O₂ pour les stations à charge moyenne (Gaëlle TALLEC, 2005).

- pH

Les bactéries nitrifiantes fonctionnent de manière optimale entre pH 7,5 et 8,5. Un pH inférieur à cette plage ralentit la nitrification, tandis qu'un pH supérieur n'a pas d'effet significatif. Au-delà du pH optimal (7 à 9), la nitrification est inhibée par l'ammoniac (NH₃) et l'acide nitreux (HNO₂). (Gaëlle TALLEC, 2005). La vitesse de croissance maximale des bactéries nitrifiantes est affectée par le pH, décrite par l'équation 43.

$$\mu_{A,max}(pH) = \mu_{A,max}(pH_{optimal}) \frac{200}{200 + 10^{pH_{optimal} - pH}} \quad (43)$$

- Température

Les bactéries nitrifiantes croissent mieux entre 28 et 36°C. À des températures supérieures à 30°C, les AOB (bactéries oxydant l'ammoniac) sont plus actives que les NOB (bactéries oxydant le nitrite), avec une vitesse de croissance presque deux fois plus rapide. En revanche, à des températures inférieures à 25°C, les NOB surpassent les AOB (Hanaki et al., 1990a; Hanaki et al., 1990b).

$$\mu_{max.AOB} = e^{0,0179T - 0,4104} \quad (44)$$

$$\mu_{max.NOB} = e^{0,01108T - 0,2139} \quad (45)$$

μ_{max} est exprimée en j^{-1} et la température en °C.

- Charge en Carbone Organique

Les fortes charges organiques peuvent limiter la nitrification en raison de la concurrence entre les bactéries hétérotrophes et autotrophes pour l'azote. Un faible rapport DBO_5/N enrichit les boues en autotrophes, tandis qu'une baisse brusque du rapport C/N perturbe la nitrification (Li et al., 2019b).

- Inhibiteurs

Outre l'ammoniac et l'acide nitreux, certains acides volatils gras et métaux lourds inhibent les NOB. Les microorganismes nitrifiants montrent une grande capacité d'adaptation à ces inhibiteurs (Gaëlle TALLEC, 2005).

2.2.3.2 Dénitrification

- Température

La dénitrification est efficace entre 5 et 75°C, généralement réalisée par des espèces mésophiles. Une augmentation de la température réduit la concentration d'oxygène dissous, favorisant ainsi la dénitrification, car les bactéries hétérotrophes consomment préférentiellement l'oxygène plutôt que le nitrate comme accepteur d'électrons (Sperandio M., 1998).

-pH

Le pH optimal pour la dénitrification est compris entre 7 et 8,5. Un pH au-delà de 9 peut inhiber le processus, tandis qu'un pH acide peut entraîner une réduction incomplète de l'azote (Knowles, 1982).

- Concentration en Oxygène Dissous

Les bactéries dénitrifiantes sont des aérobies facultatifs et préfèrent l'oxygène comme accepteur d'électrons. Une concentration élevée en oxygène dissous inhibe la dénitrification en ralentissant les différentes étapes du processus, avec un effet significatif même à des concentrations très faibles. Les coefficients de transfert d'oxygène dans les bassins anoxiques peuvent varier, affectant l'apport en oxygène aux boues (Winkler M.K.& Straka L2019).

2.3 Processus de traitement de l'azote

Pour le traitement de l'azote dans les stations d'épuration des eaux résiduaires, plusieurs processus biologiques et physico-chimiques sont impliqués (Figure 13):

-Hydrolyse :

L'hydrolyse est la première étape du traitement de l'azote, où les grandes molécules organiques contenant de l'azote (comme les protéines) sont dégradées en molécules plus petites (acides aminés et ammoniac). Cette étape est essentielle pour rendre l'azote disponible pour les bactéries qui réaliseront la nitrification. Cette étape a pour objectif la transformation des formes organiques complexes d'azote en ammoniac (NH_4^+), qui est la forme d'azote la plus simple et la plus accessible pour les processus biologiques suivants (Wang W et al., 2019).

-Ammonification :

Lors de l'ammonification, les micro-organismes convertissent l'azote organique en ammoniac. Ce processus se produit généralement dans les conditions anaérobies ou anoxiques, où les micro-organismes utilisent l'azote organique comme source d'énergie (Yellezuome D et al., 2022).

-Nitrification

La nitrification est un processus aérobie en deux étapes, réalisé par deux groupes de bactéries nitrifiantes. D'abord, les bactéries Nitrosomonas oxydent l'ammoniac (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-).

Ensuite, les bactéries Nitrobacter convertissent les nitrites en nitrates (NO_3^-) (OIE., 2008 ; Yellezuome D et al., 2022).

-Dénitrification :

La dénitrification est un processus anoxique où les bactéries hétérotrophes utilisent les nitrates (NO_3^-) comme accepteur d'électrons en l'absence d'oxygène, les convertissant en azote gazeux (N_2) qui est ensuite libéré dans l'atmosphère (OIE., 2008 ; Yellezuome D et al., 2022).

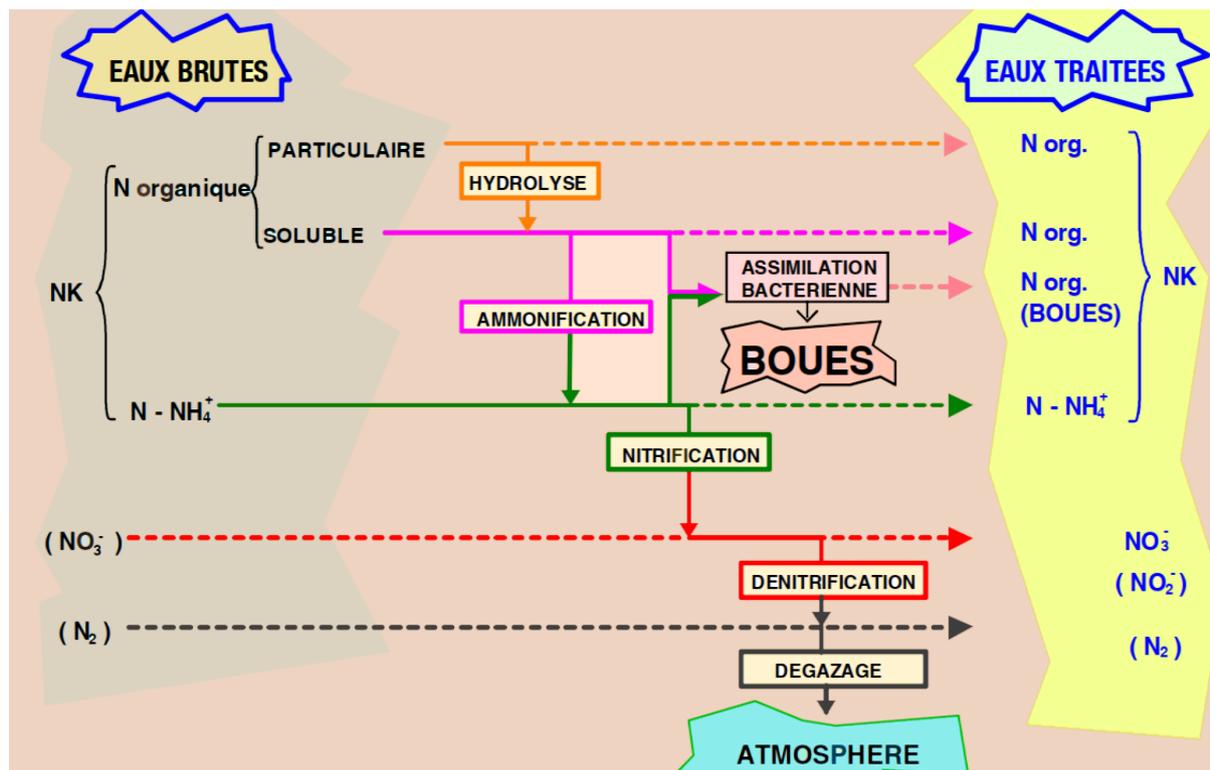


Figure 13 Schéma des étapes du processus d'élimination biologique de l'azote (OAI., 2008)

2.4 Conclusion

En conclusion, ce chapitre a permis de mettre en lumière l'importance cruciale des processus biologiques d'élimination de la pollution azotée des eaux résiduaires, en détaillant les étapes et les équations de la nitrification et de la dénitrification. Ces processus, bien que complexes, sont essentiels pour atteindre les objectifs épuratoires et réduire l'impact environnemental des rejets d'effluents. La compréhension approfondie de ces mécanismes biologiques permet non seulement d'optimiser les performances des stations d'épuration, mais aussi de répondre aux exigences réglementaires de plus en plus strictes en matière de protection des écosystèmes aquatiques. En maîtrisant ces processus, il devient possible d'améliorer l'efficacité globale du traitement des eaux résiduaires, contribuant ainsi à la préservation de la qualité de l'eau et à la protection de l'environnement. Une compréhension approfondie des paramètres et des processus impliqués dans le traitement de la pollution azotée est fondamentale pour optimiser les systèmes de boues activées.

3 Chapitre III. Simulation et optimisation des stations d'épuration à boues activées

Ce chapitre explore en profondeur les aspects de la simulation et de l'optimisation des stations d'épuration à boues activées, en mettant particulièrement l'accent sur le modèle ASM2dModTemp, utilisé pour la modélisation des procédés biologiques dans ces systèmes. Les stations d'épuration à boues activées, qui jouent un rôle crucial dans le traitement des eaux résiduaires, reposent sur des modèles mathématiques sophistiqués pour optimiser leurs performances et garantir une conformité aux normes environnementales. Ce modèle permet de simuler les dynamiques de traitement de l'azote et de phosphore, en tenant compte des variations de température et d'autres facteurs influents. En détaillant les équations de modélisation associées, ce chapitre fournit une compréhension approfondie des mécanismes sous-jacents aux processus de boues activées. Les différentes étapes de la modélisation des stations d'épuration à boues activées sont abordées y compris la formulation des équations mathématiques qui décrivent les processus biologiques, les réactions chimiques et les interactions entre les différents composants du système. En outre, les approches d'optimisation utilisées pour améliorer l'efficacité opérationnelle des stations ont été examinées, en réduisant les coûts et en minimisant l'impact environnemental.

- **Etat de l'art**

La modélisation des processus biologiques de traitement des eaux résiduaires est essentielle pour comprendre, concevoir et optimiser les systèmes d'épuration modernes. Depuis les premières tentatives dans les années 1960, la complexité et la précision des modèles ont considérablement évolué, reflétant une meilleure compréhension des processus biologiques sous-jacents et des interactions chimiques impliquées. Cet état de l'art retrace l'évolution des modèles utilisés, en mettant l'accent sur les avancées majeures et les contributions des différents modèles, notamment ceux intégrés dans les logiciels de simulation contemporains. Les premières tentatives de modélisation dynamique des processus biologiques de traitement des eaux résiduaires ont débuté avec des modèles à deux variables d'état, décrivant la dégradation du substrat et la formation de la biomasse à l'aide de cinétiques d'ordre 1 (McKinney., 1962). Ces modèles étaient relativement simples et rudimentaires, se concentrant principalement sur la relation entre la biomasse et le substrat. Cependant, ils ont posé les bases de la modélisation moderne en démontrant l'utilité de telles approches pour le dimensionnement et l'optimisation

des systèmes de traitement des eaux résiduaires. Avec l'avancement des connaissances scientifiques et technologiques, les modèles ont évolué pour intégrer un plus grand nombre de variables d'état et de processus. Un tournant majeur a été l'adoption de la cinétique de Monod, largement acceptée pour décrire les processus biologiques complexes impliqués dans les systèmes de boues activées. Marais et Ekama (1976) ont proposé un modèle fonctionnant sous des conditions aérobies et en régime permanent, marquant le passage à des modèles dynamiques plus sophistiqués. Ce modèle a ensuite été étendu par Dold et al. (1980) pour inclure des hypothèses clés telles que le bi-substrat et la mort-régénération, permettant une meilleure représentation des processus biologiques. Ces premiers modèles dynamiques ont prouvé leur utilité non seulement pour le dimensionnement, mais aussi pour l'optimisation et le contrôle des systèmes de traitement des eaux résiduaires dans diverses configurations, incluant la bioremédiation du carbone, de l'azote et du phosphore. Les ASM ont été initialement conçus pour les procédés de boues activées conventionnels, opérant sous des conditions de fonctionnement typiques, avec des TRS (Temps de Retenue des Solides) de 3 à 15 jours, des TRH (Temps de Retenue Hydraulique) variant entre 3 et 5 heures, et des concentrations de MES allant de 1,5 à 4 g/L dans des systèmes parfaitement agités (Tchobanoglous et al., 2003 ; Metcalf et Eddy, 2003). Cependant, étant donné que le BRM (Bioreacteurs à Membranes) utilise le processus de boues activées comme composant principal, les modèles ASM ont été adaptés depuis la fin des années 1990 (Chaize et Huyard, 1991 ; Wagner et Rosenwinkel, 2000 ; Wintgens et al., 2003 ; Delrue et al., 2010) pour simuler les cinétiques de la biomasse dans un BRM, avec quelques ajustements spécifiques à ce type de système. L'introduction du concept d'équivalence d'oxygène par Gujer et Jenkins (1975) a marqué un tournant en permettant de mieux équilibrer et représenter les processus liés à la matière organique, ouvrant ainsi la voie aux modèles ASM basés sur la demande chimique en oxygène (DCO). Développés par Henze et ses collègues au fil des décennies, ces modèles (ASM₁ en 1987, ASM₂ en 1995, ASM_{2d} en 1999, et ASM₃ également en 1999) sont basés sur la demande chimique en oxygène (DCO) pour modéliser les processus de traitement des eaux résiduaires biologiques (ANNEXES 2 et 3). Ils ont été initialement conçus pour les procédés à boues activées conventionnels opérant sous des conditions de fonctionnement usuelles, mais ont depuis été adaptés pour une variété de systèmes d'épuration. Ces modèles ASM sont intégrés dans la majorité des logiciels de simulation modernes, tels que ASIM, BioWin, GPS-X, WEST, et DESASS. Pour une application réussie de ces modèles, il est crucial de les calibrer correctement afin de simuler avec précision les cinétiques relatives à la biomasse et de prévoir le comportement des systèmes

de traitement. En effet, les ASM permettent non seulement de simuler les processus biologiques, mais aussi d'optimiser les stratégies de gestion pour améliorer l'efficacité des stations de traitement des eaux résiduaires. La recherche académique continue de générer des modèles de plus en plus complexes, souvent basés sur des extensions des modèles ASM pour mieux représenter l'élimination de l'azote, du phosphore et de la DCO dans les systèmes de traitement des eaux résiduaires. Ces modèles sont essentiels pour la compréhension des procédés, le dimensionnement, l'optimisation et le contrôle des systèmes de traitement des eaux. Les ASM sont donc largement reconnues et utilisées pour simuler avec précision les processus des stations d'épuration des eaux résiduaires et optimiser leur efficacité. En 1983, l'Association Internationale pour la Qualité de l'Eau (IAWQ) a constitué un groupe de travail pour développer des modèles pratiques pour la conception et l'exploitation des systèmes de traitement biologique des eaux résiduaires. Le résultat de ce travail a été le modèle IAWQ Activated Sludge Model No.1 (Henze et al., 1987). Ce modèle, bien qu'ayant été étendu pour intégrer de nouvelles fractions de DCO et des processus tels que l'élimination biologique du phosphore, reste l'un des plus utilisés dans le monde pour modéliser les processus de traitement des eaux résiduaires. Le modèle IAWQ No.1 a introduit des concepts innovants tels que les fonctions de commutation pour activer et désactiver progressivement les équations de taux de processus en fonction des conditions environnementales. Ces fonctions, qui sont des expressions de type Monod, permettent de réduire les problèmes d'instabilité numérique lors des simulations. De plus, la présentation structurelle des modèles biocinétiques via un format matriciel a facilité la compréhension et l'application de ces modèles dans la pratique. L'ASM2 (Henze et al., 1995) a étendu les capacités de l'ASM1 en incluant les processus biologiques et chimiques d'élimination du phosphore. Le modèle ASM2d (Henze et al., 1999), basé sur l'ASM2, a ajouté l'activité dénitrifiante des OAP (organismes accumulateurs de phosphore). L'ASM3 (Gujer et al., 2000) a été conçu pour devenir le nouveau modèle standard, corrigeant un certain nombre de défauts de l'ASM1 et incluant de plus les processus de stockage interne des composés, qui jouent un rôle important dans le métabolisme des organismes. Koch et al. (2000) ont conclu que les modèles ASM1 et ASM3 sont tous deux capables de décrire le comportement dynamique dans les STEP municipales courantes. La Figure 14 montre un intérêt continu pour les études utilisant ces modèles. Ces modèles, qui sont principalement basés sur une extension des modèles ASM pour décrire les performances d'élimination de l'azote, du phosphore et de la DCO de l'usine.

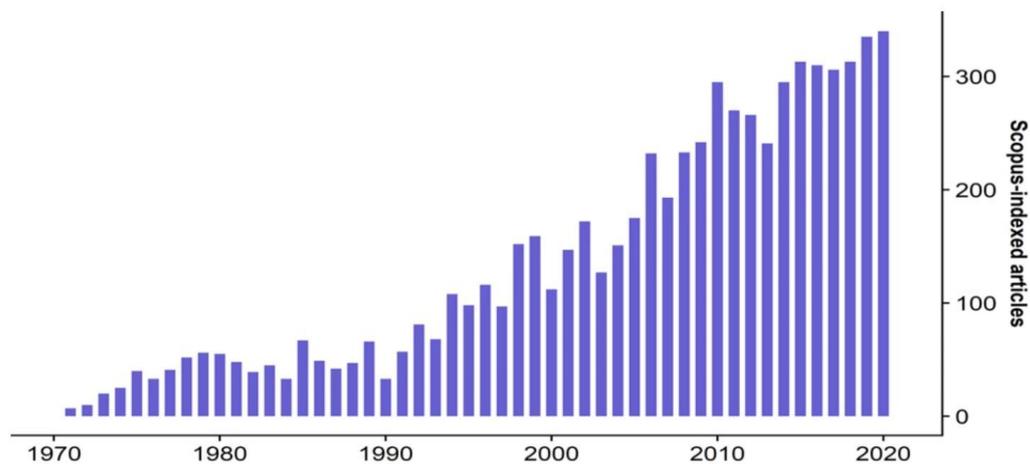


Figure 14 La modélisation des boues activées dans la littérature. (Sin G & Al R., 2021)

Les ASM sont des modèles dynamiques robustes largement utilisés pour la compréhension des procédés basés sur les boues activées ainsi que leur dimensionnement, optimisation et contrôle. Il existe différentes versions des ASM : ASM1 (Henze et al., 2000a) ; Modèle Barker & Dold (New General) (Barker et Dold, 1997); ASM_{2d} (Henze et al., 2000b) ; ASM3 (Gujer et al., 2000) ; ASM₃⁺BioP (Rieger et al., 2001) ; ASM_{2d}+TUD (Meijer, 2004) ; UCTPHO+ (Hu et al., 2007). Ces modèles intègrent la plupart des procédés et concepts modélisés dans les boues activées (Tableau 12).

Tableau 12 Aperçu des modèles de boues activées (Sin G & Al R., 2021)

Model	Nitrification	Denitrification	Reactions	State variables	Références
ASM1	x	x	8	13	Henze et al. (1987)
ASM2	x	x	19	19	Henze et al. (1995)
ASM2d	x	x	21	19	Henze et al. (1999)
ASM3	x	x	12	13	Gujer et al. (1999)
ASM3-BIO-P	x	x	23	17	Rieger et al. (2001)

Ces modèles ASM sont largement reconnus et utilisés dans le domaine du traitement des eaux résiduaires. Ils permettent :

Une simulation plus précise et une optimisation efficace des processus biologiques et chimiques impliqués dans les systèmes de boues activées ;

- De prévoir le comportement des systèmes de traitement ;
- De tester différentes stratégies de gestion et d'améliorer l'efficacité des STEP.

Un aspect non résolu dans l'ASM2 concernait la nitrification associée aux bactéries accumulatrices de polyphosphates (PAOs). Des études postérieures (Mino et al., 1995 ; Meinhol et al., 1999 ; Karm-Jespersen et Henze, 1993) ont démontré que les PAOs pouvaient être subdivisées en deux fractions distinctes dans le cadre de la modélisation, l'une d'entre elles étant capable de dénitrifier. Cette découverte a souligné le besoin d'une mise à jour du modèle ASM2, menant à l'élaboration du modèle ASM2d. Le modèle ASM2d intègre les capacités de dénitrification des PAOs, offrant ainsi une représentation plus précise des processus biologiques complexes dans les stations de traitement des eaux résiduaires. L'ASM2dModTemp prend en compte la bifraction des PAOs, permettant une modélisation plus précise des processus de nitrification et de dénitrification dans les réacteurs biologiques. Cette capacité est cruciale pour simuler les conditions réelles de traitement où les PAOs jouent un rôle significatif.

3.1 L'importance des Modèles Mathématiques

Le terme « modèle » peut désigner différents types, tels que les modèles linguistiques, visuels, physiques et mathématiques. Dans cette étude, nous nous concentrerons spécifiquement sur les modèles mathématiques. Ceux-ci utilisent un cadre mathématique pour établir des relations précises entre les entrées, les sorties et les caractéristiques d'un système à travers diverses équations. Les modèles mathématiques permettent de conceptualiser et de transmettre des connaissances sur un processus, de formuler et de tester des hypothèses, ainsi que de prédire et d'optimiser le comportement des systèmes dans diverses conditions (Rieger et al., 2012). Ils sont essentiels lorsque les expérimentations pratiques sont trop coûteuses, dangereuses, chronophages ou impossibles, en offrant une alternative pour étudier et simuler le comportement des systèmes sans multiplier les expériences réelles. L'objectif d'un modèle est donc de décrire le comportement d'un système donné aussi précisément que possible (Hauduc et al., 2009). Les modèles sont ainsi des outils précieux qui permettent d'étudier le comportement statique et dynamique d'un système, réduisant ainsi le nombre d'expériences pratiques nécessaires, lesquelles peuvent être coûteuses et chronophages (Jeppsson, 1996). Cependant, aucun modèle ne reflète entièrement la réalité. Le système d'intérêt peut être complexe, et les modèles peuvent devoir être simplifiés pour être utiles aux modélisateurs et

aux praticiens (c'est-à-dire que des hypothèses doivent être faites, des conditions limites doivent être établies, et la propagation des erreurs en conséquence doit être considérée et évaluée).

- **Modélisation des Stations d'Épuration des Eaux Résiduaires**

La modélisation des processus biologiques de traitement des eaux résiduaires est actuellement un domaine de recherche très actif. En général, on utilise des modèles mathématiques où des équations de divers types sont définies pour relier les entrées, les sorties et les caractéristiques d'un système. Les études de modèles des stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP) peuvent avoir différents objectifs :

(1) apprentissage, c'est-à-dire utiliser des simulations pour augmenter la compréhension du processus ;

(2) conception, c'est-à-dire évaluer plusieurs alternatives de conception pour une nouvelle STEP ou l'extension de celles existantes ;

(3) optimisation et contrôle des processus, c'est-à-dire évaluer plusieurs scénarios susceptibles d'améliorer le fonctionnement et/ou de réduire les coûts.

L'utilisation des modèles ASM dans le domaine du traitement des eaux résiduaires est principalement orientée vers l'optimisation des procédés, représentant 53 % des applications. Ces modèles sont essentiels pour améliorer l'efficacité opérationnelle et réduire les coûts des stations d'épuration. Ils jouent également un rôle crucial dans la réhabilitation des stations d'épuration, avec un pourcentage de 30 %. En ce qui concerne le dimensionnement des stations d'épuration, les modèles ASM sont utilisés dans 24 % des cas. Les stratégies de contrôle, représentant 20 % des applications, bénéficient également des modèles ASM pour développer des approches efficaces de gestion et de régulation des procédés, assurant ainsi un fonctionnement optimal des stations d'épuration. Le reste des applications des modèles ASM se répartit entre divers domaines, optimisation en temps de pluie et du réseau, recherche et formation, les modèles ASM sont également utilisés pour traiter des effluents spécifiques nécessitant des approches adaptées.

Diverses autres applications complètent l'utilisation des modèles ASM dans le traitement des eaux résiduaires. Ces répartitions montrent l'importance et la polyvalence des modèles ASM dans l'amélioration et la gestion des systèmes de traitement des eaux résiduaires. (Figure 15)

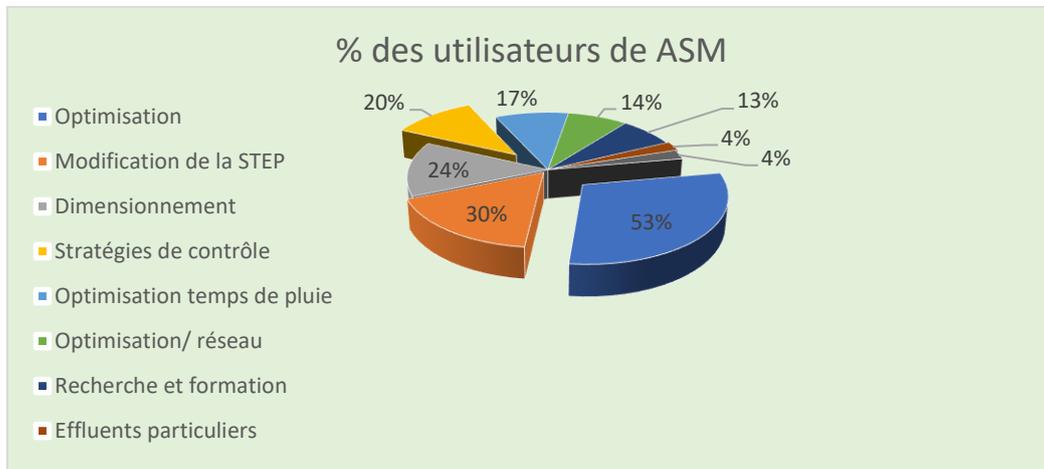


Figure 15 Analyse des Domaines d'Application des Modèles ASM(OIE., 2008)

La Figure 16 montre comment les observations du monde réel sont traduites en un modèle de station de traitement. Les modèles de stations nécessitent un certain nombre d'entrées, qui sont ensuite utilisées pour produire une prédiction (une sortie). Souvent, le modèle nécessite des entrées qui doivent être générées à partir de diverses observations obtenues sur le système réel. Les entrées du modèle ne sont pas standardisées et peuvent différer d'un modèle à l'autre. Ces différences dépendent de l'objectif et de la complexité du modèle.

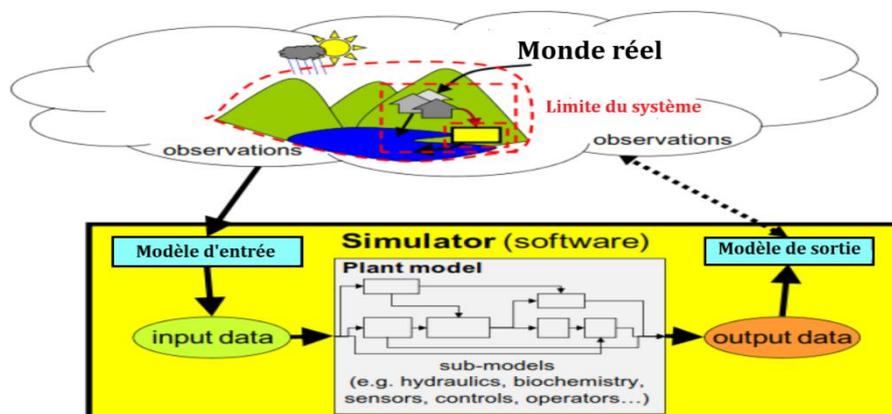


Figure 16 Connexion entre les observations du monde réel et un modèle de station comprenant plusieurs sous-modèles, implémenté dans un logiciel de simulation (Leiv Rieger et al., 2013).

3.2 Description du modèle de boues activées (ASM2dModTemp)

Le modèle ASM2dModTemp est une extension du modèle ASM2d, développé à partir des précédents modèles ASM, est une avancée significative dans la modélisation des processus de traitement des eaux résiduaires. Il intègre des fonctionnalités améliorées pour la simulation de la dynamique des nutriments, en particulier la phosphore et l'azote, et ajuste les processus en fonction de la température, ce qui est crucial pour l'optimisation des systèmes de boues activées. L'extension apportée par Gernaey et al., 2004 à ce modèle consiste à rendre les taux de désintégration des processus dépendants de l'accepteur d'électrons. En termes simples, cela signifie que les vitesses de désintégration des matières organiques dans le modèle ne sont plus fixes mais varient en fonction du type d'accepteur d'électrons présent dans l'environnement. Les accepteurs d'électrons peuvent être l'oxygène (dans des conditions aérobies), les nitrates (dans des conditions anoxiques), ou d'autres composés dans des conditions spécifiques. Cette modification permet de mieux représenter la réalité des processus biologiques dans les stations de traitement des eaux résiduaires, où la disponibilité des accepteurs d'électrons influence fortement les taux de réaction. En ajustant les taux de désintégration en fonction des accepteurs d'électrons, le modèle devient plus précis et peut mieux prédire les performances du traitement biologique sous différentes conditions opératoires. Le modèle ajuste aussi les taux de réaction biologiques en fonction des changements de température. Cela permet une modélisation plus précise des performances des réacteurs de boues activées en tenant compte de l'impact thermique sur les processus tels que la nitrification, la dénitrification et la décomposition des boues. L'inclusion de la température améliore la précision des prévisions et l'optimisation opérationnelle, facilitant ainsi une gestion plus efficace des systèmes de traitement des eaux résiduaires en adaptant les conditions opérationnelles aux variations thermiques.

Le modèle ASM2dModTemp est présenté sous forme matricielle dans l'Annexe 5, selon Henze et al. (2000). La matrice comprend 19 composants et 21 équations de taux de processus, qui traduisent la transformation biologique de chaque composant. Les Facteurs de conversion, les paramètres cinétiques et stœchiométriques par défaut du modèle sont également présentés et décrits plus en détail dans les Tableaux de de l'ANNEXE 5.

3.2.1 Modèles à l'état stationnaire et modèles de simulation dynamique

Pour la modélisation mathématique des systèmes de traitement des eaux résiduaires, deux niveaux de modèles mathématiques ont généralement été développés : les modèles à l'état stationnaire et les modèles de simulation dynamique. Les modèles à l'état stationnaire ont des débits et des charges constants et sont relativement simples. Cette simplicité rend ces modèles très utiles pour la conception. Dans ces modèles, il n'est pas nécessaire de fournir une description complète des paramètres du système, mais plutôt de déterminer les paramètres de conception importants à partir des critères de performance. Les modèles dynamiques sont beaucoup plus complexes que les modèles à l'état stationnaire et présentent des débits et des charges variables, ce qui fait que le temps est inclus comme paramètre. Les modèles de simulation dynamique sont donc utiles pour prédire la réponse du système en fonction du temps pour un système existant ou proposé. Cependant, leur complexité exige que beaucoup plus de constantes cinétiques et stœchiométriques soient fournies et que tous les paramètres de conception du système soient spécifiés. Les modèles à l'état stationnaire sont très utiles pour calculer les conditions initiales nécessaires au démarrage des modèles de simulation dynamique tels que les volumes des réacteurs, les débits de recyclage et d'évacuation, ainsi que les valeurs des diverses concentrations dans le ou les réacteurs et pour vérifier les résultats des modèles de simulation.

3.2.2 Composants du Modèle

Tous les symboles pour les composants du modèle distinguent entre les composants solubles (notés "S") et les composants particuliers (notés "X"). Au sein des systèmes de boues activées, les composants particuliers sont supposés être associés aux boues activées (floculés sur les boues activées). Ils peuvent être concentrés par décantation ou épaissement dans les clarificateurs, tandis que les composants solubles seront uniquement transportés avec l'eau. Tous les composants particuliers du modèle (X) doivent être électriquement neutres (sans charges ioniques), tandis que les composants solubles (S) peuvent porter une charge ionique. Les définitions des composants solubles, 'S' et des composants particuliers 'X' sont détaillées dans ANNEXE 1.

3.2.3 Les composants biologiques

Dans le modèle ASM2dModTemp, les variables d'état identifient les composants clés du processus de traitement des eaux résiduaires et forment le vecteur de composant du modèle. Les variables d'état sont des quantités qui décrivent l'état actuel du système de traitement des eaux résiduaires à un moment donné. Elles incluent les concentrations de différents composants dans le réacteur, et sont cruciales pour prédire le comportement du système et pour la simulation dynamique (Tableau 13).

Tableau 13 les variables du modèle ASM2dModTemp (DHI., 2020)

Nom	La description	Unités
H2O	Eau	m ³ / j
SI	Matière soluble inerte	g DCO / m ³
S_O	Oxygène dissous	g DCO / m ³
S_N2	Azote gazeux	g N / m ³
S_F	Matière organique fermentescible et facilement biodégradable	g DCO / m ³
S_A	Produits de fermentation, considérés comme de l'acétate	g DCO / m ³
S_NO	Nitrate (NO ₃ -N) et nitrite (NO ₂ -N) azote	g N / m ³
S_PO	Phosphore inorganique soluble, principalement orthophosphates	g P / m ³
S_NH	Azote ammoniacal (NH ₄ -N)	g N / m ³
S_ALK	Alcalinité	Mol
X_I	Matière particulaire inerte	g DCO / m ³
X_S	Matière lentement biodégradable	g DCO / m ³
X_H	Organismes hétérotrophes	g DCO / m ³
X_PAO	Organismes accumulateurs de phosphore	g DCO / m ³
X_PP	Polyphosphate	g DCO / m ³
X_PHA	Produit de stockage interne des cellules d'organismes accumulant du phosphore	g DCO / m ³
X_AUT	Biomasse autotrophique	g DCO / m ³
X_TSS	Total des solides en suspension	g TSS / m ³
X_MEOH	Hydroxydes métalliques	g DCO / m ³
X_MEP	Phosphate métallique	g DCO / m ³

Les composants du modèle sont divisés en deux grands groupes, les solubles et les particules. Tous les composants particuliers doivent être électriquement neutres, mais les solubles peuvent porter des charges ioniques.

La matière organique facilement biodégradable est subdivisée en deux catégories : la matière organique fermentescible et la matière organique facilement biodégradable, notées respectivement S_F et S_A. Pour les calculs stœchiométriques, il est supposé que S_A est

uniquement constituée d'acétate, bien qu'en réalité, il existe une gamme variée de produits de fermentation. La matière organique lentement biodégradable, notée X_S , est considérée comme particulaire. La matière organique soluble inerte, notée S_I , ne peut plus être dégradée dans les stations d'épuration considérées. De même, la matière organique particulaire inerte, notée X_I, n'est pas dégradée dans le système. La matière organique particulaire inerte X_I n'est pas non plus dégradée dans le système (Tableau 15).

Tableau 14 Les composants du modèle ASM2dModTemp en matière organique (DHI., 2020)

Matière organique				
Matière organique soluble			Matière organique particulaire	
COD inerte	Matière facilement biodégradable		COD inerte	Lentement. Biodégr.
	Fermentescible	Produits de fermentation		
S_I	S_F	S_A	X_I	X_S

L'hétérogénéité de la biomasse s'exprime par trois types d'organismes : le X_AUT nitrifiant (autotrophe), le X_H hétérotrophe et les organismes accumulateurs de phosphate X_PAO (Tableau 4.3).

- **Organismes nitrifiants (X_AUT)** sont aérobies obligatoires et ils sont supposés oxyder l'ammonium S_NH directement en nitrate S_NO.

- **Organismes hétérotrophes (X_H)** sont supposés se développer en conditions aérobies (avec oxygène), anoxiques (sans oxygène mais en présence de nitrates ou nitrites), et sont également actives en conditions anaérobies (sans oxygène et sans nitrates ou nitrites). Elles utilisent des composés organiques comme source d'énergie et de carbone. Leur activité est cruciale dans la dégradation de la matière organique et le processus de dénitrification.

- **Organismes accumulateurs de phosphates (X_PAO)** : Ces organismes ont la capacité de stocker le phosphore dans leurs cellules. Ils sont essentiels pour l'élimination biologique du phosphore. Les PAOs peuvent utiliser les produits de fermentation et dénitrifier les composés azotés en conditions anoxiques, où le N₂ est le produit final de la dénitrification.

La concentration des organismes accumulateurs de phosphate n'inclut pas les produits de stockage interne poly-phosphates X_PP et les produits de stockage organique interne de cellule X_PHA :

1. **Poly-phosphates (X_PP)** : Les poly-phosphates sont des réserves internes de phosphore présentes dans les cellules des PAOs (organismes accumulateurs de phosphates). Ils sont essentiels pour le processus de stockage et de libération de phosphore pendant les cycles d'aération et de dénitrification. Bien que les poly-phosphates soient une fraction importante des boues activées, ils ne sont pas exprimés en termes de Demande Chimique en Oxygène (COD), car ils ne sont pas directement dégradés ou mesurés dans les termes de la demande en oxygène du système.
2. **Produits de stockage organique interne des cellules (X_PHA)** : Ces produits incluent des composés comme les poly-hydroxy-alcanoates (PHA), le glycogène, et d'autres réserves énergétiques stockées à l'intérieur des cellules des PAOs. Ces produits sont importants pour la fonction métabolique des PAOs, en particulier pour leur capacité à accumuler du phosphore et à dénitrifier. Cependant, dans le modèle, ces produits ne sont pas directement identifiables chimiquement.
3. **Modélisation stœchiométrique** : Pour simplifier la modélisation stœchiométrique, les produits de stockage organique interne des cellules sont représentés par le poly-hydroxybutyrate (PHB, C₄H₆O₂). Ce choix est fait parce que le PHB est un exemple typique de PHA et permet de représenter les propriétés fonctionnelles des produits de stockage organique interne des cellules sans devoir identifier chaque type de composé spécifique.

Tableau 15 Les composants du modèle ASM2dModTemp en biomasse (DHI., 2020)

La biomasse				
Organismes autotrophes	Organismes hétérotrophes	Organismes accumulateurs de phosphate		
		La biomasse	Produits de stockage interne des cellules	
			Polyphosphate	Organiques
X_AUT	X_H	X_PAO	X_PP	X_PHA

Pour la modélisation de l'élimination du phosphate inorganique soluble phosphate S_PO est ajouté. Pour l'équilibre des charges électriques, on suppose que S_PO existe de 50% $H_2PO_4^-$ et 50% HPO_4^{2-} indépendant du pH.

Tableau 16 Les composants du modèle en nutriments (DHI., 2020)

Les nutriments			
Azote inorganique			Phosphate inorganique
Azote gazeux	Nitrate	Ammoniac	
S_NH	S_NO	S_NH	S_PO

Les autres composants du modèle sont:

DO: L'oxygène dissous peut être soumis à un échange de gaz.

S_ALK: L'alcalinité est utilisée dans le modèle pour approximer la continuité des charges électriques. On suppose qu'il n'existe que du bicarbonate (HCO_3^-). Cela peut donner une indication précoce des conditions de pH bas.

X_TSS: Le total des solides en suspension (TSS) permet l'inclusion de particules minérales et de poly-phosphate.

3.2.4 Les processus modélisés dans ASM2dModTemp

Les processus modélisés dans la catégorie de modèle ASM2dMod Temp sont répertoriés dans le tableau 17.

Tableau 17 Les processus du modèle ASM2dModTemp (DHI., 2020)

Nom	La description
AerHydrol	Hydrolyse aérobie
AnHydrol	Hydrolyse anoxique
AnaerHydrol	Hydrolyse anaérobie
AerGrowthOnSf	Croissance hétérotrophique sur matière fermentescible et facilement biodégradable
AerGrowthOnSa	Croissance hétérotrophique sur les produits de fermentation
AnGrowthOnSfDenitrif	Dénitrification sur matière fermentescible et facilement biodégradable
AnGrowthOnSaDenitrif	Dénitrification sur les produits de fermentation
Fermentation	Fermentation
LysisOfHetero	Lyse des organismes hétérotrophes
StorageOfXPHA	Stockage du matériel de stockage organique interne de la cellule

StorageOfXPP	Stockage aérobie du poly-phosphate
AnStorageOfXPP	Stockage anoxique de poly-phosphate
AerGrowthOnXPHA	Croissance aérobie d'organismes accumulant du phosphate sur le matériel de stockage organique interne de la cellule
DenitrifByXPAO	Croissance anoxique d'organismes accumulant du phosphate sur le matériel de stockage organique interne de la cellule
LysisOfXPAO	Lyse des organismes accumulateurs de phosphore
LysisOfXPP	Lyse du poly-phosphate
LysisOfXPHA	Lyse du matériau de stockage organique interne de la cellule
GrowthOfAuto	Croissance d'organismes autotrophes
LysisOfAuto	Lyse des organismes autotrophes
Précipitation	Précipitation simultanée de phosphore
Redissolution	Redissolution simultanée du phosphore
Aération	Aération

3.2.4.1 Processus d'hydrolyse

La matière X_S lentement biodégradable est convertie en matière S_F fermentescible et facilement biodégradable au moyen de processus enzymatiques externes. Seuls les organismes hétérotrophes X_H peuvent catalyser l'hydrolyse. On suppose qu'en raison de l'hydrolyse, une petite fraction f_{S_I} de matière organique soluble inerte S_I est également libérée. Il existe des preuves expérimentales que la vitesse d'hydrolyse dépend des accepteurs d'électrons disponibles. L'hydrolyse se produit en contact étroit entre la matière lentement biodégradable et les organismes hétérotrophes. Par conséquent, il est également supposé être limité en surface (DHI., 2020).

-L'hydrolyse aérobie se produit lorsqu'il y a suffisamment d'oxygène dissous S_O.

-Une hydrolyse anoxique se produit lorsqu'il y a peu d'oxygène dissous S_O et suffisamment de nitrates S_{NO} présents. L'hydrolyse anoxique est plus lente que l'hydrolyse aérobie et donc la vitesse est réduite d'un facteur n_{NO_hyd} (DHI., 2020).

-L'hydrolyse anaérobie se produit lorsqu'il y a peu d'oxygène dissous S_O et de nitrate S_{NO}. L'hydrolyse anoxique est plus lente que l'hydrolyse aérobie et par conséquent la vitesse est réduite d'un facteur n_{fe} (DHI., 2020).

La fraction d'azote dans la matière lentement biodégradable est supposée constante, il n'est donc pas nécessaire d'inclure un processus d'hydrolyse séparé pour l'azote organique particulaire (DHI., 2020).

3.2.4.2 Processus d'organismes hétérotrophes

La croissance aérobie d'organismes hétérotrophes X_H sur de la matière fermentescible facilement biodégradable S_F et la croissance aérobie sur les produits de fermentation sont modélisées comme deux processus parallèles. Les deux ont le même taux de croissance et le même coefficient de rendement (DHI., 2020).

La croissance anoxique d'organismes hétérotrophes X_H sur une matière fermentescible facilement biodégradable S_F et sur des produits de fermentation S_A est modélisée de la même manière que la croissance aérobie. Comme accepteur d'électrons, le nitrate S_{NO} est utilisé. Un facteur de correction n_g corrige le fait que tous les organismes hétérotrophes X_H ne peuvent pas se développer sur nitrate et le fait que la dénitrification ne se déroule qu'à un taux réduit. On fait l'hypothèse que tout nitrate S_{NO} est réduit en diazote S_{N_2} (DHI., 2020).

Dans des conditions anaérobies, les organismes hétérotrophes peuvent transformer la matière fermentescible et facilement biodégradable S_F en produits de fermentation S_A . La fermentation est modélisée comme un simple processus de transformation. En raison du fait que la fermentation libère des composants chargés négatifs, l'alcalinité S_{ALK} est utilisée pour maintenir la continuité électrique (DHI., 2020).

La lyse des organismes hétérotrophes X_H est la somme de tous les processus de désintégration. Le taux dépend de l'accepteur d'électrons. Le processus d'ammonification est ignoré dans l'ASM2dTemp en raison de l'hypothèse que la matière fermentescible et facilement biodégradable S_F contient une fraction constante d'azote et de phosphore (DHI., 2020).

3.2.4.3 Processus des organismes accumulateurs de phosphate

Certains organismes, appelés organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} , sont connus pour leur potentiel d'accumulation de phosphate. Le phosphate s'accumule sous forme de poly-phosphate X_{PP} (DHI., 2020).

Dans le modèle ASM2Temp, on a supposé que les organismes accumulateurs de phosphate ne pouvaient pas dénitrifier. La capacité dénitrifiante des organismes accumulateurs de phosphate a été mise en œuvre dans le modèle ASM2dTemp parce que des preuves expérimentales sont disponibles que certains des organismes accumulateurs de phosphate peuvent dénitrifier. Mais on ne tient toujours pas compte de l'importance du glycogène en tant que matériau de stockage organique interne des cellules (DHI., 2020).

Les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} utilisent l'énergie, issue de la libération du poly-phosphate X_{PP} sous forme de phosphate S_{PO} , pour stocker les produits de

fermentation externe S_A sous forme de matériau de stockage interne cellulaire X_{PHA} . Cependant, on a pensé qu'il ne se déroulait que dans des conditions anaérobies, il a également été observé dans des conditions anoxiques et aérobies. Le modèle ne contient donc pas de termes d'inhibition pour le manque d'oxygène S_O et la présence de nitrate S_{NO} (DHI., 2020). Le stockage aérobic du phosphate S_{PO} sous forme de poly-phosphate X_{PP} nécessite les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} pour obtenir de l'énergie. L'énergie peut être obtenue à partir de l'oxydation du matériau de stockage organique interne de la cellule X_{PHA} . Lorsque la teneur en phosphate des organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} devient trop élevée, le stockage du phosphate S_{PO} a tendance à s'arrêter. Ceci est modélisé en utilisant un terme d'inhibition K_{MAX} (DHI., 2020).

Le stockage anoxique du phosphate S_{PO} sous forme de poly-phosphate X_{PP} nécessite les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} pour obtenir de l'énergie. L'énergie peut être obtenue à partir de la respiration anoxique du matériau de stockage organique interne de la cellule X_{PHA} . Lorsque la teneur en phosphate des organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} devient trop élevée, le stockage du phosphate S_{PO} a tendance à s'arrêter. Ceci est modélisé en utilisant un terme d'inhibition K_{MAX} (DHI., 2020).

Dans des conditions aérobies, les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} sont supposés se développer uniquement sur les produits de stockage organique interne des cellules X_{PHA} . Le phosphate S_{PO} est utilisé comme nutriment pour la croissance. On néglige le fait que les produits de fermentation solubles S_A , sur lesquels poussent les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} , ne peuvent devenir disponibles, dans une purification biologique, dans des conditions aérobies (DHI., 2020).

Les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} peuvent également se développer dans des conditions anoxiques. Ici aussi, on suppose que la croissance ne se fait que sur les produits de stockage organique interne des cellules X_{PHA} . Le phosphate S_{PO} est utilisé comme nutriment pour la croissance. On néglige le fait que les produits de fermentation solubles S_A , sur lesquels poussent les organismes accumulateurs de phosphate X_{PAO} , ne peuvent pas devenir disponibles, dans une purification biologique, dans des conditions aérobies (DHI., 2020).

La mort, la respiration endogène et l'entretien, combinés à la lyse, entraînent la perte des trois fractions des organismes accumulateurs de phosphate (les organismes X_{PAO} , le poly-phosphate X_{PP} et les produits de stockage organique interne de la cellule X_{PHA}). Tous les

trois sont modélisés comme un processus de premier ordre par rapport au composant considéré: le taux dépend de l'accepteur d'électrons.

- Lyse des organismes accumulateurs de phosphate X_PAO. On suppose qu'ils se désintègrent en substrat X_S lentement biodégradable (DHI., 2020).

- Lyse du poly-phosphate X_PP. Il existe des preuves expérimentales que le poly-phosphate X_PP se désintègre plus rapidement que les deux autres composants. Cela peut être prédit en utilisant un taux accru b_PP. On suppose que le poly-phosphate X_PP se désintègre en phosphate S_PO.

- Lyse des produits de stockage organique interne des cellules X_PHA, qui sont supposés se désintégrer en produits de fermentation S_A (DHI., 2020).

3.2.4.4 Processus d'organismes autotrophes

Le composant intermédiaire de la nitrification, le nitrite, n'est pas inclus dans le modèle ASM2dTemp. On suppose que l'ammonium S_NH est oxydé directement en nitrate S_NO. La croissance d'organismes autotrophes ne se produit que dans des conditions aérobies. La nitrification conduit au nitrate S_NO et donc la quantité d'alcalinité S_ALK est réduite afin de conserver la continuité électrique. Les organismes autotrophes ont également une absorption de phosphate. La lyse des organismes autotrophes est la somme de tous les processus de désintégration. Le taux dépend de l'accepteur d'électrons (DHI., 2020).

3.2.4.5 Dépendance de la concentration en oxygène à la température

La dépendance de la concentration de saturation en oxygène est calculée comme suit: (DHI., 2020)

$$S_{O,sat} = 14,65 - 0,41 T + 0,00799T^2 - 0,0000778T^3 \quad (46)$$

La correction de température est calculée comme suit:

$$K_T = K_{T_{ref}} \cdot \theta^{(T-T_{ref})} \quad (47)$$

Où:

- k_T désigne le paramètre cinétique : c'est-à-dire le taux de croissance spécifique maximum (μ), le coefficient de dégradation (b) ou la constante d'hydrolyse (k) à la température actuelle T ;

- T_{ref} est la température de référence (20°C);

- θ est la constante de Arrhenius.

3.3 Contrôle d'aération et consommation d'énergie

Le contrôle d'aération dans les stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP) joue un rôle crucial dans l'optimisation non seulement du traitement de l'azote mais aussi la consommation d'énergie, un paramètre essentiel pour répondre aux normes environnementales strictes. L'aération est un processus fondamental dans le traitement biologique des eaux résiduaires, fournissant l'oxygène nécessaire aux microorganismes pour dégrader les polluants organiques et convertir l'ammonium en nitrate. Toutefois, ce processus représente également une part importante de la consommation énergétique totale des STEP, souvent de l'ordre de 40 à 75 % selon la taille et le type de station (Mamais et al., 2015). L'efficacité de l'aération est ainsi directement liée à l'empreinte énergétique des stations, faisant de la gestion de l'aération un levier majeur pour réduire les coûts opérationnels et améliorer la durabilité (Han H et al., 2020).

Cette section explore les méthodes actuelles de contrôle de l'aération en mettant l'accent sur leur impact sur la consommation d'énergie et le traitement de l'azote. Nous examinerons les défis associés à la gestion énergétique dans les STEP, les approches les plus récentes en matière de contrôle de l'aération, et les opportunités offertes par les technologies avancées pour améliorer l'efficacité énergétique tout en optimisant le traitement de l'azote. En analysant les stratégies de contrôle les plus prometteuses, nous mettrons en lumière les meilleures pratiques pour atteindre un équilibre optimal entre performance de traitement et gestion des coûts.

- Etat de l'art

Cette section passe en revue la consommation d'énergie liée à l'aération dans les réacteurs biologiques et les méthodes de contrôle pour les STEP. Dans les STEP, la majorité de l'énergie est consommée par les systèmes d'aération. Ces systèmes sont essentiels pour soutenir à la fois l'oxydation biochimique de la matière organique et la conversion de l'ammonium en nitrate. L'aération des bassins biologiques apporte de l'oxygène aux boues, ce qui aide à dégrader la matière organique et à réduire les concentrations d'azote. Cela nécessite de maintenir une concentration en OD adéquate (Hernández-del-Olmo et al., 2016 ; Huang et al., 2020). Pour garantir une bonne qualité des effluents, la concentration en OD doit être maintenue suffisamment élevée. Plusieurs variables sont manipulées dans les STEP pour contrôler le processus de boues activées, telles que la concentration en oxygène dissous (OD), la concentration en ammonium, le flux de recyclage interne, le flux de recyclage des boues ou le

dosage de carbone externe (Descoins et al., 2012 ; Zuluaga-Bedoya et al., 2018 ; Wang et al., 2019 ; Chabi et Hammar, 2019). L'aération est généralement le plus grand consommateur d'énergie dans les STEP, représentant entre 40 % et 75 % de la demande énergétique totale (Mamais et al., 2015). Selon Panepinto et al., la consommation énergétique totale des STEP en Italie a été estimée à 66,78 GWh/an, dont environ 50 % provient de l'aération des bassins de boues activées (Panepinto et al., 2016). L'étude de Dąbrowski et al. (2016) a conclu que l'évaluation de la consommation d'énergie dans les usines de traitement des boues montrait que l'aération des processus de traitement biologique pouvait représenter jusqu'à 47 % de la consommation électrique de l'usine. La principale consommation d'énergie concerne la phase d'aération, qui représente plus de la moitié de la demande énergétique de l'usine, soit 55,6 %. Masłoń (2017) a également noté que, dans le cas des usines de traitement par boues activées, environ 50 % de l'énergie est utilisée pour l'aération et le mélange. Dans la plupart des STEP moyennes et grandes avec des systèmes de boues activées, l'aération représente environ 50 à 60 % de la consommation énergétique totale (Dairi et al., 2017). La phase d'aération des boues activées est la plus grande contribution à la consommation énergétique totale, représentant entre 50 et 70 % (Lozano Avilés et al., 2019). Environ 60 à 70 % de l'énergie est utilisée dans le traitement biologique (Li et al., 2019a, 2019b). Siatou et al. (2020) ont conclu que, dans une STEP moyenne, le processus d'aération est le principal poste de consommation d'énergie, représentant environ 67,2 % de l'approvisionnement énergétique électrique total de l'usine. L'aération est l'un des processus les plus énergivores, consommant entre 50 % et 90 % de l'énergie requise par une STEP (Skouteris et al., 2020). L'aération dans le traitement biologique (50 à 70 % de l'énergie consommée dans une STEP standard), le décantation primaire et secondaire avec pompage des boues (14 %), et la déshydratation des solides (généralement 7 %) sont les principaux contributeurs (Campo et al., 2022). Une étude de recherche menée par Muloiwa et al. (2023) a montré que l'aération biologique consomme le plus d'énergie (67,3 %) dans le traitement des eaux résiduaires par rapport aux processus de traitement physique (18,8 %) et aux produits chimiques (13,9 %). En Algérie, les systèmes d'aération des usines de boues activées représentent à eux seuls plus de 50 % de l'énergie consommée (Office National d'Assainissement de Saida, 2020). Plusieurs applications de contrôle ont été étudiées dans la littérature, telles que le contrôleur à logique floue (FLC), le contrôleur prédictif de modèle (MPC), le contrôle proportionnel-intégral (PI), le contrôle d'aération basé sur l'ammoniac (ABAC), les modèles ANN et le contrôle intelligent utilisant un algorithme de Q-learning. Ces applications ont été examinées dans diverses combinaisons hiérarchiques de PI, MPC et FLC,

révélant un compromis entre les coûts opérationnels et la qualité des effluents. Différents modèles (linéaires, exponentiels et logarithmiques) ont été comparés aux réseaux de neurones et aux modèles de forêt aléatoire en utilisant une base de données de 317 STEP employant des processus de boues activées situées dans le nord-ouest de l'Europe. Les résultats ont montré que les indicateurs de performance des modèles de coût basés sur l'apprentissage automatique (MLCM) ont surpassé ceux trouvés dans la littérature, mettant en évidence la puissance des techniques d'apprentissage automatique dans la modélisation de la consommation d'énergie des STEP (Torregrossa et al., 2017). Le contrôle limité de l'aération à base d'ammoniac vise à prévenir une nitrification complète et à maintenir la concentration en ammoniac dans l'effluent à un point de consigne généralement compris entre 1 et 2 mgN/L (Amand et al., 2013). Cette stratégie de contrôle est utilisée pour maintenir les niveaux d'ammoniac légèrement élevés tout en respectant les normes d'émission (Rieger et al., 2014). Plusieurs techniques de comparaison de l'énergie utilisant des indicateurs de performance clés (KPI) calculés à partir de données facilement mesurables de la plupart des STEP ont été examinées. Longo et al. (2016) ont décrit trois approches différentes : une approche normalisée, une approche statistique et des techniques de programmation utilisant l'analyse d'enveloppement des données. Oulebsir et al. (2020) ont proposé une méthodologie pour sélectionner les meilleures pratiques de consommation d'énergie basées sur différents KPI calculés à partir de données généralement mesurées dans les STEP à une échelle quotidienne, et pour optimiser la consommation d'énergie en utilisant un réseau neuronal profond formé avec les données sélectionnées. L'avantage principal de cette méthode est qu'elle peut être utilisée sur plusieurs STEP comme outil de diagnostic ou pour prédire la consommation quotidienne d'énergie de la STEP (Oulebsir et al., 2020).

Revollar et al. (2018) ont mis en œuvre une stratégie en cascade utilisant le contrôle PI pour la DO et l'ammoniac sur la plateforme BSM2, ce qui a entraîné une amélioration de 9 % des coûts opérationnels. Maheswari et al. (2021) ont développé un système de contrôle en cascade pour un traitement biologique en trois étapes, en se concentrant sur les fluctuations d'ammoniac. Malgré des coûts opérationnels plus élevés, une amélioration de l'indice de qualité de l'effluent (IQE) a été observée (Maheswari et al., 2021). Shiek et al. (2021) ont mis en œuvre le contrôle basé sur l'ammoniac (ABAC) avec quatre combinaisons différentes de contrôleurs : PI-MPC, MPC-MPC, PI-flou et MPC-flou, ce qui a entraîné un compromis entre l'indice des coûts opérationnels (OCI) et l'IQE. Leur étude a montré une amélioration de 18 % du taux d'élimination de l'ammoniac avec MPC-MPC, mais l'élimination du phosphore n'a pas été

significativement affectée. En tant que stratégie de contrôle avancée, le modèle de contrôle prédictif (PCM) a été progressivement appliqué dans les STEP avec de larges perspectives d'application (Sadeghassadi et al., 2018). Récemment, l'intelligence artificielle avec des algorithmes puissants a suscité un grand intérêt de la part des chercheurs. Elle a été utilisée par certains chercheurs pour équilibrer la relation entre la qualité de l'effluent et les coûts opérationnels (Qiao et al., 2019 ; Han et al., 2020). Les modèles de réseaux neuronaux artificiels (ANN) mentionnés dans la littérature, en particulier ceux axés sur la stabilité de Lyapunov, les réseaux neuronaux à fonction de base radiale (RBF) en contexte récurrent, et les contrôleurs PID optimisés avec l'algorithme d'optimisation basé sur l'apprentissage, sont remarquables (Kumar et al., 2020). Le modèle utilisant des réseaux neuronaux RBF en couches de contexte récurrent pour l'identification des systèmes dynamiques non linéaires offre une perspective intéressante sur la modélisation des variations temporelles dans les systèmes complexes. Cette approche pourrait être bénéfique pour capturer les fluctuations dynamiques des niveaux de pollution, des flux d'oxygène, etc., dans notre contexte de traitement des eaux résiduaires (Kumar, 2024). Le modèle utilisant des contrôleurs PID optimisés avec l'algorithme d'optimisation basé sur l'apprentissage pour le système de balle et de poutre souligne l'importance d'optimiser les paramètres de contrôle pour améliorer la performance du système (Chaturvedi et al., 2023).

Une mise en œuvre judicieuse et une compréhension approfondie des limitations de ces approches sont essentielles pour en tirer pleinement parti dans le traitement des eaux résiduaires. Une collaboration étroite entre les experts en traitement de l'eau et les spécialistes du contrôle et de la modélisation est souvent nécessaire pour assurer le succès de ces approches.

3.3.1 Aération

La fonction de l'aération est de transférer l'oxygène au mélange liquide pour la biodégradation aérobie et l'élimination des contaminants. Le taux de transfert air-liquide est l'entrée principale pour décrire le processus d'aération, car il regroupe différentes informations sur le système d'aération (type de système d'aération utilisé, débit d'air fourni, efficacité de l'aération, etc.). Le coefficient d'échange de l'oxygène (kLa) est utilisé et modifié pour ajuster les conditions de fonctionnement du système d'aération, par exemple, pour augmenter ou diminuer le niveau désiré de DO dans les réacteurs à boues activées. Le changement de concentration en oxygène dû à l'aération est exprimé par la formule suivante : (Han H et al., 2020).

$$\rho_0 = K_L a \cdot (S_{0,sat} - S_0) \quad (48)$$

Où :

ρ_0 : Le taux de transfert air-liquide (en mg/L·h). Il représente la quantité d'oxygène transférée à l'eau par unité de temps.

$K_L a$: Le coefficient d'échange de l'oxygène (j^{-1})

$S_{0,sat}$: Concentration d'oxygène dissous à saturation (en mg/L). C'est la concentration maximale d'oxygène que l'eau peut dissoudre à une température donnée. Elle dépend de la température de l'eau et de la pression atmosphérique.

S_0 : Concentration d'oxygène dissous actuelle (en mg/L). C'est la concentration d'oxygène effectivement présente dans l'eau avant le processus de transfert.

3.3.2 Aérateurs de surface

Il s'agit d'un modèle simple d'aération qui calcule la valeur de $k_L a$ en fonction de l'efficacité de l'aération, de la puissance absorbée, et du gradient d'oxygène par rapport à la saturation à la température de fonctionnement (DHI., 2020):

$$K_L a = \frac{AE.P}{(C_S - C_0).V} \quad (49)$$

Où :

- **AE** représente l'efficacité de l'aération (kg O₂/kWh)
- **P** est la puissance absorbée (W)
- **β** est un facteur de correction pour la concentration d'oxygène à saturation (–)
- **C_S** et **C₀** désignent respectivement la concentration d'oxygène à saturation et la concentration d'oxygène dissous dans le réservoir d'air (g O₂/m³)
- **V** est le volume du réservoir d'air comprimé (m³) (MIKE, 2020).

3.3.3 Optimisation de l'aération

Le contrôle automatique des processus dans les stations d'épuration des eaux résiduaires (STEP) est essentiel pour obtenir un traitement optimal tout en minimisant l'utilisation de ressources telles que les produits chimiques et l'énergie. Le niveau de contrôle va des simples contrôleurs de rétroaction (tels que les contrôleurs PI qui sont les plus largement utilisés aujourd'hui) aux

méthodes avancées telles que le contrôle prédictif de modèle (MPC), où les algorithmes d'optimisation et les prédictions de modèles sont utilisés pour résoudre les problèmes de contrôle et les algorithmes d'intelligence artificielle (Figure), ont un grand potentiel car ils permettent de contrôler une variété d'objectifs (par exemple, les coûts opérationnels, la consommation d'énergie, émissions de gaz à effet de serre) et peuvent prendre en compte des systèmes complexes difficiles à optimiser avec des méthodes plus simples (Åmand et al., 2013 ; Stare et al., 2007). Il est possible d'imposer des contraintes aux deux États et le signal de contrôle qui en fait un outil puissant. Le contrôleur prédictif peut être utilisé pour contrôler directement le processus, ou dans une structure de contrôle hiérarchique où un MPC de haut niveau transmet des points de consigne aux contrôleurs de niveau inférieur (Duzinkiewicz et al., 2009 ; Vega et al., 2014).

Le contrôle des stations d'épuration repose sur quatre piliers (Figure 17) :

- Une compréhension approfondie des opérations de la station et de sa dynamique, résumée dans un modèle mathématique du processus approprié ;
- Des capteurs qui fournissent des données en temps réel sur certaines variables de sortie du processus et les perturbations qui agissent sur lui ;
- Des stratégies de contrôle adéquates qui cherchent à minimiser les écarts par rapport aux objectifs de contrôle (Les actionneurs exécutent les commandes des contrôleurs en activant ou ajustant des équipements tels que pompes, vannes ou aérateurs dans la station d'épuration. Ils sont essentiels pour traduire les décisions de contrôle en actions physiques, permettant d'ajuster les conditions de traitement de l'eau en temps réel.

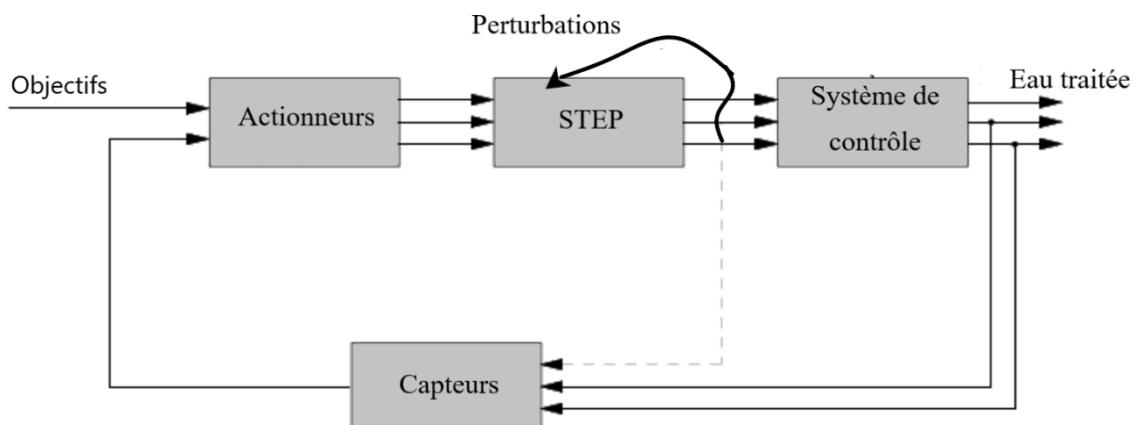


Figure 17 Description schématique de la chaîne de contrôle d'une station d'épuration des eaux résiduaires (Vanrolleghem, 1994).

Ces méthodes permettent d'ajuster les niveaux d'aération en réponse aux variations des charges polluantes et aux conditions opérationnelles, optimisant ainsi à la fois la consommation d'énergie et l'efficacité du traitement. Par exemple, un contrôle basé sur la concentration d'ammonium dans l'effluent peut aider à maintenir des niveaux d'azote conformes aux normes tout en réduisant les coûts énergétiques associés à une aération excessive. Le contrôle précis de l'aération est essentiel pour optimiser le traitement de l'azote. En ajustant les taux d'aération en fonction des besoins biologiques, il est possible de maintenir des niveaux adéquats d'oxygène dissous, favorisant ainsi les processus de nitrification et de dénitrification, tout en minimisant les excès d'aération qui peuvent conduire à une consommation énergétique excessive (DHI., 2020).

Le contrôle par saturation PI est un contrôle en boucle fermée qui comprend deux termes (P, I).

Proportionnel (P) : Ajuste l'apport d'air (via des compresseurs ou des aérateurs) proportionnellement à l'écart entre le niveau d'OD mesuré et le niveau d'OD souhaité.

Intégral (I) : Corrige les écarts accumulés au fil du temps, en ajustant l'apport d'air pour compenser les déviations persistantes (DHI., 2020).

Sa fonctionnalité inclut la capacité à gérer les réponses transitoires à l'état stationnaire, offrant ainsi les solutions les plus simples mais les plus efficaces aux grands problèmes de contrôle dans le monde réel. Grâce à l'utilisation d'une boucle de contrôle, il permet de réguler l'aération, d'éviter un apport excessif d'air (perte d'énergie), et potentiellement d'améliorer la stabilité du processus (Eq 50). Le taux de transfert air-liquide est l'entrée principale décrivant le processus d'aération, car il rassemble différentes informations sur le système d'aération (type de système utilisé, débit d'air fourni, efficacité de l'aération, etc.). Une manipulation du k_{LA} est utilisée pour atteindre la concentration en oxygène dissous (DO) souhaitée dans les réacteurs à boues activées. Le gain indique l'efficacité du contrôleur à réguler la variable autour de son point de consigne (Eq 51). L'action de contrôle est proportionnelle à l'erreur, c'est-à-dire la différence entre le point de consigne et la valeur mesurée (signal d'entrée), son intégrale, et sa première dérivée (DHI., 2020).

$$e = y_s - y_M \quad (50)$$

Où :

- e : représente l'erreur
- y_M : est la sortie mesurée par le capteur
- y_s : est la valeur de consigne pour la variable contrôlée

$$u = u_0 + K_p \cdot e + \frac{K_p}{T_I} \cdot \int e + K_p \cdot T_D \cdot \frac{de}{dt} \quad (51)$$

Où :

u_0 est l'action de contrôle de base (–)

K_p est le facteur de proportionnalité (–), ou gain du contrôleur

T_I et T_D désignent les périodes de temps intégrale et dérivée ($j = 0,1$ pour les deux).

3.3.3.1 Application du Feedback et des Contrôleurs PI

Dans le domaine du contrôle des processus, l'application du feedback est essentielle pour maintenir la stabilité et optimiser la performance des systèmes complexes dans les stations d'épuration des eaux résiduaires, notamment l'aération, qui est un facteur clé dans la réduction des niveaux de nutriments et de polluants (Chaturvedi, S et al., 2023).

- **Feedback (Rétroaction)** : Le feedback est une méthode de régulation où les sorties du système sont constamment surveillées et utilisées pour ajuster les entrées afin de maintenir les performances souhaitées. Cette approche permet de corriger les écarts entre la valeur mesurée et la valeur cible en temps réel, en ajustant les paramètres du système en fonction des erreurs détectées (DHI., 2020).

3.3.3.2 Processus de Feedback dans une Station à Boues Activée

Des capteurs mesurent en continu les niveaux d'oxygène dissous et d'ammonium dans les bassins de traitement (Figure 4.4). Les valeurs mesurées sont comparées aux valeurs cibles prédéfinies. Les contrôleurs PI calculent les ajustements nécessaires pour réduire les écarts entre les valeurs mesurées et les valeurs cibles. Par exemple, si le niveau d'oxygène est trop bas, le contrôleur augmente l'apport d'air. Si la concentration d'ammonium est trop élevée, le contrôleur peut ajuster le débit de recirculation ou le temps de rétention pour améliorer la

nitrification. Les ajustements sont effectués automatiquement via les équipements de la station, comme les aérateurs ou les pompes. Dans le contexte de la station d'épuration étudiée, le feedback aide à réguler le niveau d'oxygène dissous (DO) ou la concentration d'ammonium en fonction des mesures réelles de l'effluent. En utilisant ces techniques, les opérateurs peuvent :

-Optimiser la performance : Les contrôleurs PI permettent d'ajuster les conditions de fonctionnement, telles que le taux d'aération, pour maximiser l'efficacité du traitement tout en répondant aux variations des charges polluantes et des conditions opérationnelles.

-Réduire la consommation d'énergie : En maintenant les paramètres de traitement près des valeurs optimales, il est possible de réduire les coûts énergétiques, notamment en ajustant l'aération en fonction des besoins réels.

-Améliorer la qualité des effluents : Un contrôle précis des processus permet de garantir que les effluents respectent les normes environnementales en matière de qualité, en ajustant en temps réel les paramètres de traitement.

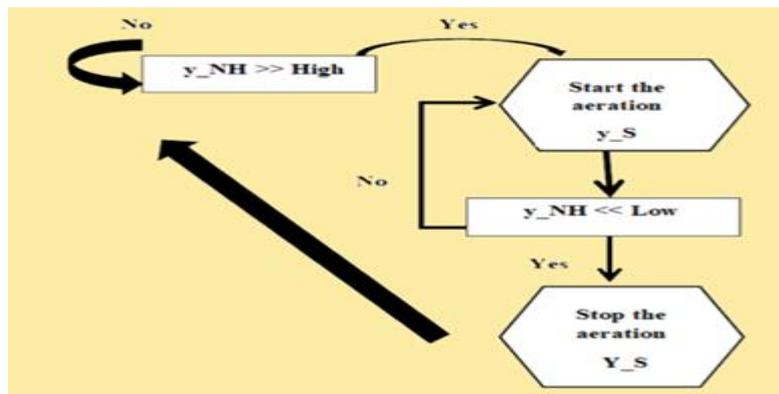


Figure 18 Schéma de contrôle par rétroaction (Feedback) dans un système de traitement à boues activées (DHI., 2020).

3.3.3.3 Stratégies de contrôle de la concentration en oxygène dissous

La réalisation d'un contrôle DO précis est d'une importance vitale à bien des égards. Selon le développement continu des systèmes de contrôle et des différentes exigences de contrôle DO, différentes approches de contrôle ont été adoptées dans le passé.

3.3.3.4 Les différentes méthodes de contrôle

Dans le domaine du contrôle des processus industriels, il existe une variété de méthodes permettant de réguler efficacement les paramètres critiques, tels que la concentration d'oxygène dissous (OD). Ces méthodes se déclinent en plusieurs catégories, allant des approches conventionnelles aux techniques plus avancées et hybrides. Chacune de ces méthodes présente des caractéristiques spécifiques qui les rendent adaptées à des contextes variés (Figure 19)

3.3.3.5 Méthodes de contrôle conventionnelles

Les méthodes de contrôle conventionnelles sont les méthodes de contrôle les plus largement utilisées dans les applications pratiques industrielles et agricoles. Ils peuvent être classés en deux types : le contrôle classique et le contrôle moderne. Au cours des dernières années, les chercheurs et les ingénieurs ont utilisé ces méthodes de contrôle conventionnelles pour contrôler la concentration d'OD dans différents scénarios (Khan et al. 2018 ; Revollar et al. 2018 ; Angani et al. 2019). Cette section passe en revue certaines branches clés des méthodes conventionnelles de contrôle de la concentration d'OD.

3.3.3.5.1 Contrôle classique

Les méthodes de contrôle classiques sont les méthodes de contrôle les plus largement utilisées dans les pratiques réelles de production industrielle et agricole. Le premier contrôle marche/arrêt et le contrôle PID ultérieur appartiennent tous deux au contrôle classique. En particulier, le contrôle PID est largement bien accueilli par les ingénieurs et les experts techniques, en raison de sa structure simple, de sa robustesse et de son adaptabilité, ainsi que de sa capacité à répondre aux besoins de la plupart des applications pratiques. Le contrôle PID, à savoir le contrôle proportionnel-intégral-dérivé, est un contrôle de rétroaction et a trois termes (P, I, D) dont la fonctionnalité couvre la capacité de traiter les réponses transitoires et en régime permanent, et offre ainsi les solutions les plus simples mais les plus efficaces à de vastes problèmes de contrôle du monde réel (Shah & Agashe., 2016). Dans la pratique du contrôle DO, les experts et les ingénieurs choisissent généralement différents types de contrôleurs PID, y compris les contrôleurs P, PI, PD et PID, en fonction des différentes exigences du système réel.

3.3.3.5.2 Modèle de contrôle prédictif

Le modèle de contrôle prédictif a été initialement proposé dans l'industrie pétrochimique, visant à résoudre des problèmes difficiles à traiter pour le contrôle PID classique. En tant que stratégie

de contrôle avancée basée sur un modèle, elle consiste en la prédiction du modèle, l'optimisation du roulement et la correction de la rétroaction. Théoriquement, cette méthode a l'avantage de traiter des problèmes de commande optimale variables ou non, linéaires ou non, retardés ou non retardés. Par conséquent, il obtient des applications de plus en plus étendues dans divers domaines de contrôle, en particulier dans le domaine du contrôle de processus (Markéta Andreides et al., 2022).

3.3.3.6 Méthodes de contrôle intelligentes

Le contrôle intelligent est un mode de contrôle ou un système de contrôle qui peut efficacement surmonter la grande complexité et l'incertitude de l'objet et l'environnement contrôlés et atteindre l'objectif souhaité. L'idée initiale du contrôle intelligent a été proposée pour la première fois par le professeur Fu jingsun dans les années 1960, afin de réaliser la modernisation et l'automatisation des systèmes de contrôle. Après cela, l'intelligence artificielle est progressivement entrée dans le cadre des systèmes de contrôle. Ces dernières années, la combinaison de la théorie du contrôle et des technologies informatiques intelligentes, qui contient principalement la logique floue et le réseau neuronal, a été plus proche et plus profonde (Kumar R et al., 2020).

3.3.3.7 Méthodes de contrôle hybrides

Étant donné que les différentes méthodes de contrôle mentionnées ci-dessus ont non seulement leurs propres avantages, mais également certaines limitations inhérentes lorsqu'elles sont utilisées individuellement, les méthodes de contrôle hybrides se sont développées progressivement en combinant deux ou plusieurs méthodes de contrôle ensemble. De manière générale, les méthodes de lutte hybrides pourraient toujours obtenir de meilleurs résultats en bénéficiant des qualités des méthodes intégrées. Il existe plusieurs méthodes de fusion principales. La combinaison de méthodes de contrôle intelligentes et de contrôleurs classiques forme un type de méthodes de contrôle hybrides typiques, y compris les méthodes de contrôle PID flou et PID de réseau neuronal. Les méthodes de contrôle intelligentes agissent en tant que contrôleurs de supervision tandis que les contrôleurs PID agissent en tant que contrôleurs de régulation pour envoyer des signaux d'exécution aux actionneurs. De plus, les méthodes de contrôle intelligentes sont également combinées avec la méthode MPC pour obtenir de meilleures performances que la simple adoption d'une seule méthode de contrôle (Li et al. 2020).

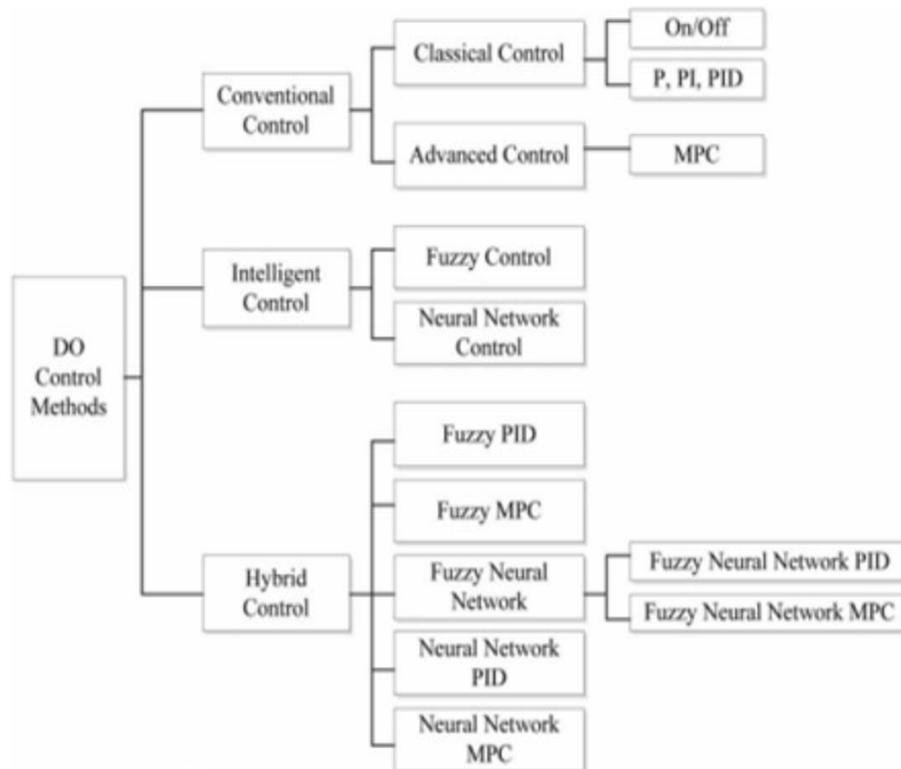


Figure 19 Classification des méthodes de contrôle de la concentration en oxygène dissous (DO) dans les stations d'épuration des eaux résiduaires (Daoliang Li et al., 2022)

3.3.4 Défis et Méthodologies de Modélisation pour le Contrôle des Processus

La modélisation est une phase cruciale dans la résolution de tout problème de contrôle, car la conception efficace d'un contrôleur repose sur une compréhension précise de la dynamique du système à réguler. La création et l'identification d'un modèle approprié sont donc des étapes fondamentales dans les projets de contrôle modernes. La qualité du système de contrôle est étroitement liée à la compréhension que le concepteur a des dynamiques et des limitations du système. Bien que les modèles statistiques linéaires soient souvent utilisés pour la construction et l'identification de modèles de processus, cette approche montre ses limites, notamment pour des systèmes complexes comme les stations d'épuration, qui ne peuvent être correctement décrits par des équations linéaires. Ces modèles linéaires fournissent peu d'informations sur les caractéristiques physiques des systèmes, ce qui les rend inadaptés aux systèmes non linéaires observés dans les procédés industriels actuels.

Face à la diversité et à la complexité des systèmes non linéaires, il est essentiel de développer des méthodes de modélisation et d'estimation de paramètres adaptés. Les processus biotechnologiques, tels que ceux des bioréacteurs dans les stations d'épuration, posent des défis particuliers en raison de leur complexité, impliquant de nombreuses réactions et espèces d'organismes. Ces processus nécessitent des modèles détaillés pour une prédiction précise, mais ces modèles peuvent être peu pratiques pour le contrôle des processus, soulignant la nécessité d'équilibrer la précision et la praticité dans la modélisation et le contrôle des systèmes complexes.

Nous avons opté pour cette étude dans le but de développer une approche de modélisation qui surmonte les limitations des modèles linéaires traditionnels, en offrant une représentation plus précise des systèmes non linéaires complexes rencontrés dans les stations d'épuration. Cette recherche vise à proposer une méthodologie de modélisation et de contrôle qui permette d'optimiser l'efficacité des procédés de traitement des eaux résiduaires, en particulier pour le traitement de l'azote, tout en réduisant la consommation d'énergie. L'impact potentiel de cette étude est significatif, car elle pourrait fournir des outils plus robustes et efficaces pour la gestion des stations d'épuration, contribuant ainsi à la réalisation des objectifs de développement durable en matière de protection de l'environnement et de gestion des ressources en eau.

3.3.5 Paramètres du modèle

L'utilisateur du Modèle de Boues Activées N° 2 (ASM2 et ASM2d) doit déterminer les concentrations des composants des eaux résiduaires ainsi que les paramètres stœchiométriques et cinétiques pour chaque cas spécifique. Bien que les paramètres spécifiques ne soient pas inclus dans ASM₂ ou ASM_{2d}, ils sont essentiels pour l'application du modèle. Le groupe de travail propose une liste de concentrations typiques et de paramètres du modèle pour un effluent primaire, à utiliser comme référence pour tester le code informatique et concevoir des expériences pour affiner ces paramètres.

Les paramètres définis pour la catégorie de modèle ASM2dMod sont répertoriés dans l'Annexe 4. Le tableau 6.1 (Annexe 6) contient une liste de tous les composants du modèle et des concentrations typiques dans un effluent primaire. Les paramètres stœchiométriques et cinétiques utilisés dans les modèles ASM2 et ASM2d, bien qu'établis sur la base de nombreuses études expérimentales, ne sont pas encore totalement calibrés pour une "eau usée typique". Une

matrice stœchiométrique complète pour l'ASM2d est présentée dans le Tableau 6.2 (Annexe 6), Le Tableau 6.4 (Annexe6) ne sont pas destiné à faire partie de l'ASM2d, mais il devrait plutôt indiquer des valeurs approximatives des coefficients stœchiométriques $n_{j,i}$. Le Tableau 6.4 peut être utilisé pour tester le code informatique, qui pourrait être développé pour prédire les coefficients stœchiométriques $n_{j,i}$ en se basant sur les facteurs de conversion et les constantes stœchiométriques comme introduits dans le Tableau 6.2.

3.3.6 Bilan de matière

Les équations de bilan sont des concepts fondamentaux qui sous-tendent l'ensemble du processus de traitement des eaux résiduaires par boues activées. Elles offrent une perspective quantitative sur les flux de matière dans le système, permettant ainsi une meilleure compréhension et une optimisation plus fine des performances des stations d'épuration.

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, soit :

$$\text{Accumulation} = (\text{Entrée} + \text{Production}) - (\text{Sortie} + \text{Consommation}) \quad (52)$$

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.

3.3.7 Processus d'Étalonnage du Modèle ASM2ModTemp

3.3.7.1 Collecte des Données Initiales

La campagne de collecte de données sur le terrain est la première étape de l'étalonnage du modèle ASM2ModTemp. L'objectif de cette campagne est de mesurer les débits influents et les effluents, les concentrations en matières organiques, en azote et en phosphore, ainsi que des paramètres opérationnels tels que le temps de rétention des boues (SRT), les débits hydrauliques et les points de consigne opérationnels (DHI., 2020).

3.3.7.2 Sélection des Paramètres Clés

Pour le modèle ASM2ModTemp, la précision de la simulation repose sur certains paramètres essentiels, tels que les constantes de vitesse des processus biologiques (nitrification, dénitrification, prise en charge du phosphore), les coefficients de saturation et les rendements

des microorganismes (voir Annexe 6). L'ajustement de ces paramètres permet d'aligner les résultats simulés avec les données expérimentales lors de l'étalonnage (Henze et al., 2000)

3.3.7.3 Ajustement du Modèle dans WEST

Le modèle est ajusté dans l'environnement WEST+2020, qui permet de simuler les processus en exploitant les données recueillies. Grâce à des algorithmes d'optimisation intégrés, le logiciel permet de réaliser des itérations automatiques afin de réduire l'écart entre les données simulées et les données réelles (DHI., 2020).

3.3.7.4 Analyse de Sensibilité dans WEST+2020

L'analyse de sensibilité est essentielle pour comprendre l'impact de chaque paramètre sur les résultats du modèle. Dans WEST+2020, cette analyse peut être réalisée en variant systématiquement les paramètres et en observant l'effet sur les résultats de simulation. Cette étape permet de hiérarchiser les paramètres en fonction de leur importance et de concentrer les efforts d'étalonnage sur les paramètres les plus influents (DHI., 2020).

3.3.7.5 Protocole d'Étalonnage

Le protocole suivi pour l'étalonnage du modèle ASM2ModTemp est adapté en fonction des exigences spécifiques de l'étude. Ce protocole intègre l'expertise acquise dans la modélisation des processus biologiques ainsi que les outils disponibles dans WEST+2020 pour l'optimisation et l'ajustement des paramètres (Hauduc H et al., 2011).

3.3.7.6 Processus de Validation du Modèle ASM2ModTemp

La validation du modèle **ASM2ModTemp** requiert un ensemble de données indépendantes de celles utilisées pour l'étalonnage. Ces données peuvent provenir de périodes différentes de fonctionnement de la station ou d'autres scénarios opérationnels non inclus dans l'étalonnage initial. Les simulations sont ensuite réalisées avec ces nouvelles données, et les résultats sont comparés aux mesures réelles. WEST+2020 facilite cette comparaison en offrant des outils graphiques et statistiques pour évaluer la concordance entre les résultats simulés et les observations. Une fois validé, le modèle ASM2ModTemp est considéré comme fiable pour des simulations futures. Cette validation permet de s'assurer que le modèle peut être utilisé pour des prédictions précises sous diverses conditions opérationnelles et pour l'optimisation des processus de la station (Hauduc H et al., 2011).

3.4 Conclusion

Ce chapitre a fourni un aperçu complet des principes fondamentaux et des évolutions historiques de la modélisation du processus des boues activées, en mettant en lumière la diversité des modèles développés au fil des décennies pour simuler et optimiser ce procédé. La revue des différentes approches de modélisation, particulièrement celle du Modèle de Boues Activées ASM2dModTemp, met en évidence l'évolution et la complexité croissantes des outils disponibles pour le traitement des eaux résiduaires, spécifiquement dans le cadre de la gestion de l'azote. La description des processus biologiques clés et la formulation des modèles associés permettent de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents au traitement biologique, tout en soulignant l'importance des capacités de mesure et de manipulation des variables et paramètres du système. Ce cadre théorique et technique constitue la base essentielle pour les analyses, simulations et optimisations qui seront explorées dans les chapitres suivants de cette thèse.

***DEUXIEME PARTIE MATERIELS
ET METHODES***

4 APPLICATION DE LA METHODOLOGIE SUR LE CAS DE LA STATION D'EPURATION DE SAIDA

4.1 Introduction

Ce chapitre décrit les matériels et méthodes utilisés pour optimiser à la fois l'élimination de l'azote et le fonctionnement des clarificateurs dans la station d'épuration de Saida, Algérie. Il présente le site expérimental et ses ouvrages, en mettant l'accent sur le bassin d'aération, clé pour la dégradation des polluants et énergivore. L'étude débute par une brève présentation du procédé de la STEP, suivie de la méthodologie pour les prélèvements et analyses des eaux résiduaires, permettant de caractériser les variations des charges polluantes et l'efficacité des processus. Le chapitre détaille également l'implantation de la STEP dans le logiciel WEST+2020, en utilisant le modèle ASM2dModTemp, ainsi que l'application des contrôleurs pour réguler et optimiser les conditions opérationnelles. Une attention particulière est portée à l'optimisation du fonctionnement des clarificateurs pour améliorer la séparation des boues et des effluents traités. Enfin, une analyse du fonctionnement global de la STEP de Saida est réalisée, mettant en lumière les implications des résultats pour l'optimisation du traitement de l'azote et des clarificateurs dans les stations à boues activées.

4.2 Contexte et Objectifs de l'Optimisation

Dans le contexte actuel de gestion des stations d'épuration, l'optimisation des processus de traitement est essentielle pour faire face à des défis tels que l'augmentation des charges polluantes et les exigences environnementales strictes. La station d'épuration étudiée doit répondre à des enjeux cruciaux, notamment la réduction des concentrations d'azote dans les effluents et l'amélioration de l'efficacité des clarificateurs. Le bassin d'aération, en tant qu'élément clé, joue un rôle central dans la dégradation des polluants tout en étant l'ouvrage le plus énergivore. De même, l'efficacité des clarificateurs joue un rôle vital dans la séparation des boues et des effluents traités, influençant directement la qualité des eaux traitées et le rendement global du processus. L'objectif principal de cette étude est de mettre en œuvre une méthodologie d'optimisation adaptée à la station d'épuration de Saida, en se concentrant sur deux aspects clés, le traitement de l'azote et le fonctionnement des clarificateurs.

4.3 Matériels et méthodes

4.3.1 Présentation de la station d'épuration de Saida

La station d'épuration de Saida constitue un élément central de la gestion des eaux résiduaires dans la région de Saida. Conçue pour traiter des eaux résiduaires urbaines, cette installation est équipée de divers ouvrages et équipements essentiels pour assurer un traitement efficace et conforme aux normes environnementales.

- **Emplacement et fiche technique de la station d'épuration**

La station d'épuration (STEP) étudiée est située au nord-ouest de la ville de Saida, en Algérie. Elle se trouve à 2 km de la ville, dans la zone industrielle, et occupe une superficie de 11,47 hectares, à une altitude de 903 mètres. Ses coordonnées géographiques sont : longitude 0°08'48.89" Est et latitude 34°52'19.41" Nord (Figure 20). La station a été conçue et construite par la société espagnole DEISA du groupe COMSA. Mise en service en 2010, elle a d'abord été exploitée par COMSA pendant deux ans, avant que l'Office National d'Assainissement (ONA) ne prenne en charge son exploitation. Elle a été réalisée dans le but de traiter les eaux résiduaires domestiques de la ville de Saida, pour les réutiliser dans l'irrigation, protéger les eaux de la nappe phréatique de Saida et le milieu récepteur Oued Saida qui est son point de rejet final.



Figure 20 Zone d'étude (STEP de Saida)

La station d'épuration de Saida fonctionne selon un système à boues activées à faible charge, équipée de deux lignes de traitement biologique parallèles. Chaque ligne de traitement comprend un réacteur biologique, où se déroulent les processus de dégradation biologique des polluants, suivi d'un clarificateur, qui permet la séparation des boues activées du liquide clarifié. Ce système, considéré comme assez conventionnel dans le domaine du traitement des eaux résiduaires, a été conçu pour assurer une épuration efficace tout en maintenant des charges hydrauliques et organiques relativement faibles. Elle traite à la fois les eaux résiduaires municipales et une partie des eaux résiduaires industrielles avec une capacité nominale de 150000 EH et un débit moyen de 30·000 m³/j. Les caractéristiques de la station sont répertoriées dans le Tableau 18.

Tableau 18 Fiche technique de la station d'épuration de Saida*

Paramètres	Valeurs
Horizon D'étude	2025
Population (EH)	150 000
Débit d'eau	
Moyenne journalière (m ³ /j)	30 000
Temps sec maximal (m ³ /j)	48 900
Temps pluvieux maximal (m ³ /j)	60 000
Charges polluantes pendant les périodes sèches	
DBO5 (kg/j)	9 000
MES (kg/j)	12 000
Nature des eaux brutes	Domestiques et industrielles
Type de réseau	Unitaire
Principe de traitement	Biologique à faible charge en aération prolongée
Normes de rejet	DBO ₅ < 30 mg/L, MES< 30 mg/L, DCO< 90 mg/L

* *Source:* Office national d'assainissement

4.3.2 Protocole expérimental

Cette station a été choisie comme étude de cas de référence, offrant un accès aux données sur le fonctionnement du procédé à boues activées. Les expériences ont été réalisées dans le laboratoire de l'ONA de la station, et l'étude s'est déroulée sur une période de cinq mois, d'avril

à aout 2020. Le protocole d'analyse des paramètres étudiés est cité dans l'annexe 08. La caractérisation des rejets d'eau résiduaire, a été réalisée sur des prélèvements, effectués les mois étudiés. Les mesures de température et de pH ont été effectuées "in situ" à l'aide d'un modèle multiparamétrique WTW 340i. Les analyses physico-chimiques, les matières en suspension MES, demande chimique en oxygène DCO et demande biochimique en oxygène DBO5 ont été mesurés selon les méthodes décrites dans la norme (ANNEXE 10).

-Méthodes Analytiques pour l'Évaluation des Paramètres Physico-Chimiques

La température, le pH et la conductivité électrique sont mesurés à l'aide d'un thermomètre (Checktemp Dip - HI98539) - d'un conductimètre (HACH HQ 1110) et d'un pH-mètre (HACH HQ 1110, IP67), respectivement. Pour les solides en suspension, l'analyse est basée sur une filtration suivie d'un séchage à 105°C pendant 2 heures. La DBO5 a été déterminée à l'aide d'un BOD-mètre (OXITOP112). Le COD a été mesuré avec une station de minéralisation (Hach, DRB 200). Pour la mesure des teneurs en nitrate, ammonium, nitrite et phosphore, un bloc de digestion (BUCHI Speed Digester K-436) et une unité de distillation (BUCHI K-350) ont été utilisés. Les résultats ont été lus avec un spectrophotomètre (Annexe 10), conformément aux normes spécifiques (Tableau 19).

Tableau 19 Principes de mesure des différents paramètres étudiés (J. Rodier et al., 2016 ; ONA., 2020)

Parameter	Abbreviation	Standards
Suspended matter	TSS	NF T90-105
Biochemical oxygen demand	BOD ₅	NF T90-103
Chemical oxygen demand	COD	NF T90-101
Nitrates	NO ₃ -	NF T90-012
Nitrites	NO ₂ -	NF T90-013
Ammonium	NH ₄ ⁺	NF T90-015
Total phosphorus	Pt	NF T90-023
Conductivity	Cond	NFT90-31

Les normes NF T90 sont des normes françaises spécifiquement utilisées pour les méthodes d'analyse dans le domaine de l'environnement, en particulier pour l'analyse de l'eau. Chaque

norme décrit une méthode spécifique pour mesurer un paramètre particulier ou une série de paramètres (Rodier., 2016)

4.3.3 Présentation du Processus d'Épuration des Eaux Résiduaires

Les effluents arrivent à la station d'épuration et passent d'abord par un piège à sable. Ils subissent ensuite un prétraitement classique, comprenant une unité de dégrillage (à la fois manuelle et automatique) avec des dégrilleurs grossiers et fins, ainsi qu'un dessableur-déhuilleur intégré, chargé d'éliminer les sables et les huiles. Après le prétraitement, les effluents sont pompés vers un bassin unique où se déroulent l'oxydation biologique et la nitrification, avec agitation et aération assurées par des aérateurs mécaniques de surface (turbines). Les effluents traités sont ensuite dirigés vers un clarificateur pour la séparation des boues. Une partie des boues est recirculée en amont du traitement biologique pour optimiser le processus, tandis que l'autre partie est dirigée vers le traitement des boues pour une gestion ultérieure. Le processus se termine par une désinfection finale des effluents (Figure 21).

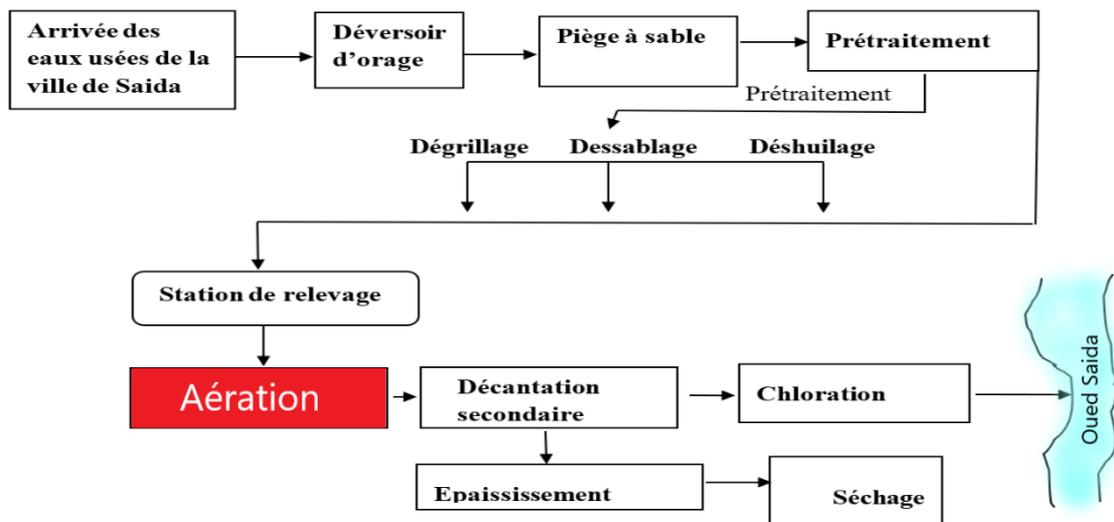


Figure 21 Schéma général de la STEP de Saida

Le traitement secondaire utilise un système complet de boues activées, constitué de deux lignes de traitement parallèles. Chaque ligne comprend un réacteur biologique d'une capacité unitaire de 13 068 m³, mesurant 44 m de largeur, 66 m de longueur, avec une hauteur d'eau de 4,5 m. Chaque réacteur est suivi d'un décanteur, ayant une surface de 1452 m² et un volume de 5082 m³. (COMSA, 2010). Pour éviter la surcharge du bioréacteur par les micro-organismes, l'excès

de boues est évacué, épaissi, puis déshydraté sur des lits de séchage avant d'être éliminé [Figure 22(b)]. Le liquide mixte est aéré et agité par six aérateurs de surface à axe vertical à basse vitesse identiques, montés sur des passerelles en béton armé avec un large corps en béton et un escalier d'accès, chacun fournissant une puissance de 75 Kw (ANNEXE 9). Des articles publiés par de nombreux chercheurs ont mis en évidence leur forte consommation d'énergie, avec une consommation associée allant de 0,128 à 2,280 kWh/m³ d'effluent (Siatou et al., 2020). Le débit de sortie des bassins de décantation secondaire retourne dans les bassins d'oxydation à un ratio de 1,2 afin de fournir les besoins en nutriments des bactéries et de maintenir une concentration adéquate en solides. Pendant le fonctionnement du processus, la concentration en oxygène dissous (OD) est maintenue à environ 2 mg/L. Le transfert d'oxygène est assuré par 6 (six) aérateurs de surface identiques, de type axe vertical et à vitesse de rotation lente, ces appareils sont montés sur passerelles en béton armé avec grande-corps et escalier d'accès en béton délivrant une puissance de 75 kW chacune (Figure 22(a)). Pour le bassin d'aération, avec un objectif de rejet inférieur à 30 mg/L en DBO₅, le rendement d'épuration est estimé à environ 95%. En se basant sur ce rendement, les données suivantes ont été considérées :

- **Charge volumique** : 0,34 kg DBO₅/m³/jour
- **Concentration des boues** : 5 g/L
- **Charge massique** : 0,07 kg DBO₅/kg de boues/jour

Ces paramètres reflètent les conditions opérationnelles du bassin d'aération, avec une charge volumique indiquant la quantité de matière organique traitée par unité de volume de réacteur par jour. La concentration des boues représente la masse de boues activées en suspension dans l'eau, tandis que la charge massique exprime la quantité de DBO₅ éliminée par kilogramme de boues activées par jour.

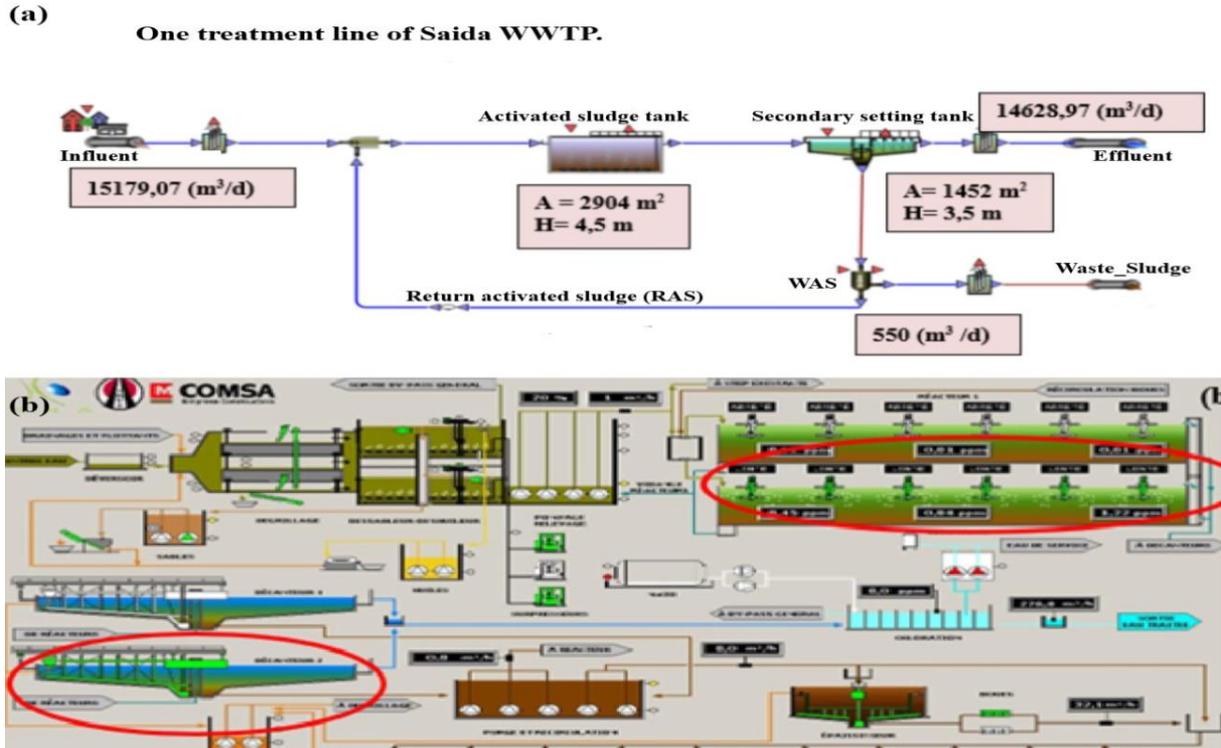


Figure 22 (a) Disposition de la station d'épuration des eaux résiduaires (STEP) de Saida, interface WEST. (b) Système de contrôle et d'acquisition de données

4.3.4 Stratégie de Recherche et Modélisation

Dans le cadre de cette étude, une stratégie de contrôle pour la STEP de Saida a été testée. Le logiciel WEST⁺2020 a été utilisé pour effectuer des simulations dynamiques décrivant les principaux processus biologiques et physiques impliqués. Le comportement dynamique des STEP est influencé par des variations simultanées des objectifs, telles que les conditions environnementales incertaines, les interactions entre les variables de processus, et les fluctuations du débit et de la composition des effluents (Man et al., 2018 ; Pang et al., 2019). Ces variations compliquent la mise en œuvre de contrôles opérationnels optimaux. Les données d'exploitation ont été obtenues auprès de l'Office National de l'Assainissement de Saida (ONA de Saida., 2020) et du Département d'Assainissement de la Direction des Ressources en Eau de Saida (DRE de Saida., 2020). Les données ont ensuite été examinées pour sélectionner le mois d'août 2020 pour l'étalonnage du logiciel, pour lequel des informations étaient disponibles sur le processus de traitement, la capacité de conception, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO₅), les solides en suspension (MES), les concentrations d'ammonium (NH₄⁺) dans l'influent et l'effluent, le taux de charge moyen et la

consommation énergétique mensuelle. L'une des lignes de traitement, avec une capacité nominale de 15 000 m³/jour (COMSA, 2010), a été utilisée comme ligne de test [Figure 2(a)]. Pour évaluer et optimiser le fonctionnement global de la station d'épuration, des simulations des processus de traitement biologique (Bassin d'aération) ont été réalisées à l'aide du logiciel. Le modèle ASM2dModTemp a été choisi pour modéliser les systèmes existants et les processus de traitement afin de tenir compte des spécificités opérationnelles de l'usine. Un contrôleur PI a été implémenté dans le modèle pour réguler à la fois le kLa (coefficient de transfert d'oxygène) et la concentration en oxygène dissous (DO). Un contrôleur d'aération on/off a été installé pour surveiller l'impact de l'échelle de traitement et de l'élimination du NH₄⁺ sur la consommation d'énergie du traitement des eaux résiduaires.

-WEST+2020 Outil de Simulation et de Modélisation

WEST⁺2020 fournit une plate-forme pour la simulation des processus de traitement des eaux résiduaires via des modèles de boues activées modifiés (ASM). Le logiciel WEST+2020 (licence académique ANNEXE 14) est la 5^{ème} version repensée de WEST (Wastewater Treatment Plant Engine for Simulation and Training), c'est un outil puissant et convivial pour la modélisation dynamique et la simulation de l'installation municipale de récupération des ressources en eau (Water Resource Recovery Facility, WRRF) et du système d'eau urbain intégré (Integrated Urban Water System, IUWS). La vaste bibliothèque de modèles de pointe de WEST permet de modéliser et d'évaluer presque tous les types de WRRF modernes et une variété de systèmes IUWS (DHI, MIKE., 2020). Il permet aux consultants et ingénieurs d'optimiser les processus de traitement des eaux résiduaires. Avec sa flexibilité et sa structure de modèle entièrement ouverte (n'importe quel modèle dans la bibliothèque peut être changé sans limitations) en combinaison avec des outils spécifiques pour un étalonnage facile du modèle et une évaluation des performances de l'usine (analyse de sensibilité, estimation des paramètres, analyse de scénarios et analyse d'incertitude) et pour la minimisation des fonctions objectives (par exemple les coûts), WEST⁺ est l'outil le plus puissant de la suite (DHI, MIKE, 2020).

Dans l'environnement de modélisation graphique de WEST⁺, la disposition physique de l'usine peut être reconstruite et chaque bloc de construction peut être lié à un modèle spécifique à partir de la base de modèles. (Vanhooren H et al. 2003).

Modéliser une station d'épuration nécessite en fait l'utilisation de plusieurs modèles (Gillot et al., 2006):

- Un modèle hydrodynamique (représentant le comportement hydraulique de l'installation...),
- Un modèle d'aération,
- Des modèles pour les procédés physico-chimiques (variation du pH et de l'alcalinité, floculation, précipitation, décantation...),
- Des modèles biocinétiques (procédés biologiques),
- Un modèle de fractionnement : conversion des mesures réalisées sur l'affluent (DCO, NTK...) en variables d'état des modèles biocinétiques (fractions de substrat lentement et rapidement biodégradables...).

4.3.5 Optimisation du Traitement de l'Azote

Dans le cadre de l'optimisation du traitement de l'azote dans les stations d'épuration par boues activées, l'utilisation de modèles avancés est cruciale pour atteindre des performances épuratoires optimales. Le modèle ASM₂dModTemp (Activated Sludge Model No. 2d with Temperature Correction) représente une évolution significative par rapport aux modèles de base tels que l'ASM₁. ASM₂dModTemp est une extension d'ASM₂, intégrant non seulement les processus de dégradation de la matière organique et de l'azote, mais aussi les dynamiques complexes de la déphosphatation biologique. Ce modèle permet de simuler avec précision les processus de stockage et de libération du phosphore par les microorganismes, offrant ainsi une représentation plus complète des phénomènes biologiques dans les stations d'épuration. Un aspect distinctif d'ASM₂dModTemp est sa capacité à corriger les cinétiques des réactions en fonction de la température, ce qui le rend particulièrement adapté pour les simulations sous diverses conditions climatiques. Cette correction permet d'ajuster les taux de réaction en fonction des variations saisonnières, améliorant ainsi la précision des prévisions et des optimisations. Par ailleurs, ASM₂dModTemp permet de modéliser simultanément la croissance et le stockage des substrats par les microorganismes, une fonctionnalité essentielle pour une représentation fidèle des processus biologiques dans les systèmes de traitement des eaux résiduaires. Les paramètres avancés et les constantes cinétiques ajustées du modèle permettent une calibration précise et une adaptation aux spécificités des installations locales.

De nombreuses fluctuations dans les conditions opérationnelles, telles que les variations de débit, de charge polluante, et de composition des eaux résiduaires, augmentent les défis liés à la mise en œuvre optimale des tâches de contrôle opérationnel dans les applications pratiques (Man et al., 2018 ; Pang et al., 2019). Les méthodes d'optimisation avancées et les stratégies de

contrôle sont rarement appliquées en raison de leur complexité et des contraintes économiques du secteur. Actuellement, les stations d'épuration (STEP) adoptent des solutions de compromis basées sur l'expertise des opérateurs pour équilibrer les objectifs opérationnels. L'analyse de performance met principalement l'accent sur la consommation d'énergie, un facteur crucial influençant les coûts opérationnels et environnementaux, et qui est au cœur de la plupart des actions de contrôle. La conservation de l'énergie reste donc une préoccupation majeure pour les décennies à venir (Ghoneim et al., 2016 ; Revollar et al., 2018 ; Żyłka et al., 2021).

4.3.5.1 Méthodologie d'optimisation du traitement de l'azote

Le modèle ASM2dModTemp a été sélectionné pour modéliser les systèmes et les processus de traitement existants afin de refléter les particularités opérationnelles de l'usine. Ce modèle, basé sur les boues activées, est utilisé avec le simulateur WEST+2020, en suivant les directives fournies par le groupe IWA concernant l'utilisation des modèles de boues activées (Rieger et al., 2013 ; Hauduc et al., 2011). Ces directives offrent un cadre méthodologique pour l'étalonnage, la simulation et la création d'une plateforme virtuelle de tests.

4.3.5.2 Adaptation et Calibrage du Modèle ASM2dModTemp à la STEP de Saida

Le modèle constitue un environnement de simulation pour les STEP, définissant la disposition de l'usine, le modèle de simulation, les charges tributaires, les procédures de test et les critères d'évaluation. La modélisation concerne la construction de la STEP de Saïda sur le logiciel WEST+2020, à travers la combinaison de différents blocs, chaque bloc représentant une unité de l'usine. Divers capteurs, utilisés comme sources visuelles, peuvent être placés à différents points de l'usine pour obtenir des informations sur les flux, ce qui a permis de tester les simulations. Le réservoir biologique est modélisé par le modèle FixVolume ASU, et le bassin de décantation secondaire est modélisé par le modèle de vitesse de sédimentation Takács_SVI (Sludge Volume Index) (Takács et al., 1991 ; MIKE, 2020 ; Aguilar-López et al., 2013). Une représentation schématique de la configuration de référence est présentée dans la Figure 3(a).

Le modèle ASM2dModTemp a été calibré en fonction de la configuration spécifique des réacteurs et des flux de la station d'épuration municipale étudiée. Ce calibrage a été réalisé en utilisant les données mesurées collectées entre Avril et Aout 2020 au sein de cette installation. La station d'épuration de Saida adopte une configuration aérobie, ce qui signifie que le traitement des eaux résiduaires repose sur des processus biologiques nécessitant de l'oxygène dissous pour la dégradation de la pollution carbonée (MES, DBO5, DCO) et la nitrification. Le

modèle ASM2d, enrichi et adapté aux spécificités de cette station, prend en compte ces dynamiques pour simuler avec précision le comportement de la station sous différentes conditions opérationnelles. L'ajustement du modèle en fonction des données réelles de la station permet d'améliorer la précision des simulations et de fournir des prévisions fiables pour l'optimisation des performances de la station d'épuration.

Les coefficients stœchiométriques, tels que les rendements de croissance et les taux de consommation de substrat, ainsi que les paramètres cinétiques, comme les vitesses maximales de croissance et les constantes de demi-saturation, définissent la dynamique des réactions au sein du modèle (ASM2dModTemp) utilisé dans cette étude sont ajustés. Pour une compréhension détaillée des ajustements effectués y compris les valeurs spécifiques utilisées les ANNEXES 4, 6 et 7 fournissent une description approfondie des données saisies, des paramètres ajustés.

Pour la simulation à l'état stable et la simulation dynamique du modèle, les quantités de modèle sont essentielles pour évaluer avec précision les performances du système (l'ANNEXE 5). Les ajustements de ces paramètres permettent de refléter de manière fidèle les conditions opérationnelles réelles et d'optimiser le fonctionnement du bassin d'aération dans les simulations. Les expériences de simulation en régime permanent (steady-state) et dynamique ont leur propre ensemble distinct de propriétés. Ces propriétés peuvent être accessibles via le bouton Simulation dans le groupe Propriétés du menu Projet, ce qui affichera les fenêtres de dialogue illustrée à l'ANNEXE 11.

4.3.5.3 Modèle de Fractionnement

Les résultats opérationnels basés sur la simulation, le temps de rétention des solides, la qualité des effluents, la demande en oxygène et la production de boues peuvent être considérablement influencés par les fractions de la DCO. L'objectif de cette étape est de créer le modèle de fractionnement, c'est-à-dire l'interface entre l'ensemble des variables d'entrée (composants définis par l'utilisateur) et l'ensemble des variables de sortie (le vecteur des composants pour le modèle instance/catégorie sélectionné).

La Figure 23 montre le graphique de fractionnement initial où : les flèches bleues représentent les variables d'entrée du modèle de fractionnement. Les variables sortant du modèle de fractionnement sont indiquées par les flèches vertes.

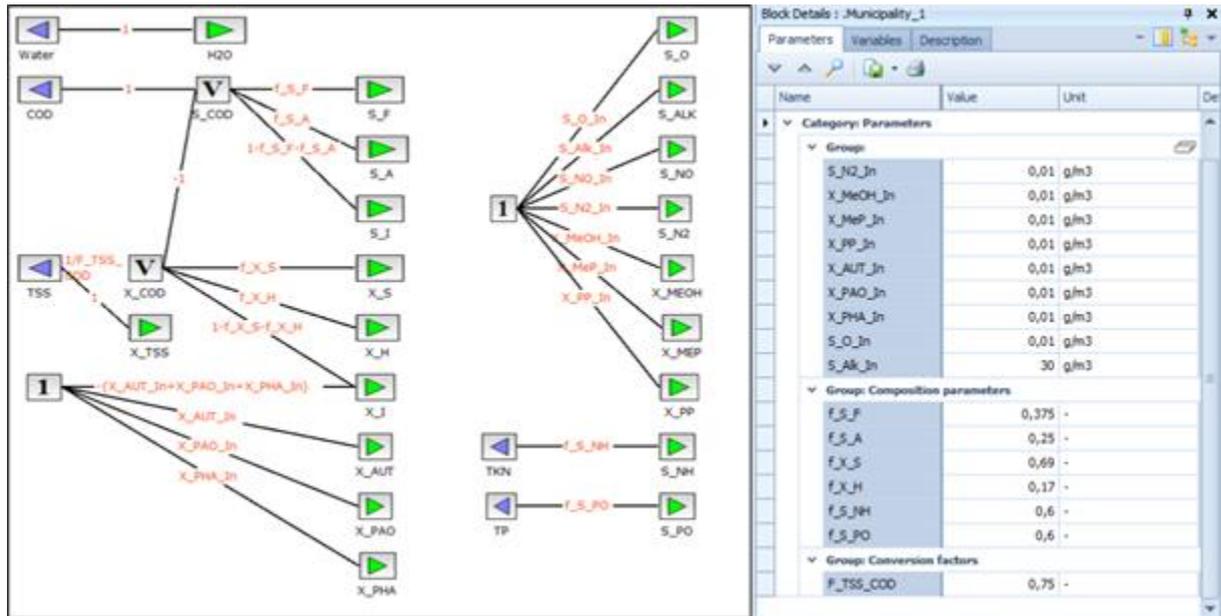


Figure 23 Fractionnement des eaux résiduaires entrantes en composants de DCO dans ASM2dModTemp, WEST+2020

L'application de ce modèle nécessite la caractérisation des tributaires sur la base de la DCO, qui est ensuite divisée en plusieurs fractions en fonction des variables du modèle (Henze et al., 1995 ; Barker et Dold, 1997 ; Henze et al., 1999 ; Dubreuil et al., 2013). Les paramètres d'entrée pour les méthodes de fractionnement appliquées sont les MES et la DCO de l'effluent primaire réel (Figure 5). Les paramètres utilisés sont ceux déterminés à 20°C (Henze et al., 2000). Une procédure standardisée et une procédure modifiée, telles que proposées par Hauduc et al. (2009, 2011), sont utilisées pour les paramètres de fractionnement ASM2dModTemp, comme répertorié dans le Tableau 20.

Tableau 20 Paramètres de fractionnement ASM2dModTemp, WEST +2020

Name	Type	Description	Default value	Group
f_S_A	Fraction	Soluble COD to SA ratio	0.25	Composition parameters
f_S_F	Fraction	Soluble COD to SF ratio	0.375	Composition parameters
f_S_NH	Fraction	Total nitrogen to ammonia ratio	0.6	Composition parameters
f_S_PO	Fraction	Total phosphorous to PO ratio	0.6	Composition parameters
F_TSS_COD	Fraction	TSS to COD conversion factor	0.75	Conversion factor
f_X_H	Fraction	Particulate COD to X_H ratio	0.17	Composition parameters
f_X_S	Fraction	Particulate COD to X_S ratio	0.69	Composition parameters

4.3.5.4 Données pour l'Étalonnage et la Validation de WEST+2020

Les données d'entrée pour les simulations proviennent des paramètres de fonctionnement de la station d'épuration de Saida (ONA., 2020) et des normes d'analyse (Rodier et al., 2016). Elles couvrent la période d'avril à juillet pour l'étalonnage et août 2020 pour la validation. Les valeurs des paramètres de fonctionnement et des caractéristiques des eaux résiduaires utilisées pour l'étalonnage et la validation du modèle sont présentées dans le Tableau 21. Les simulations ont été réalisées en considérant un processus constant avec un âge des boues de 18 jours et une température moyenne de 23°C, mesurée durant la période de référence. Le modèle a été ajusté pour les flux d'influent, d'effluent, de boues recyclées et de boues excédentaires. Les procédures d'étalonnage et de validation du modèle en régime permanent ont suivi les directives décrites par Hauduc et al. (2009 ; 2011). Sous les conditions normales de la station étudiée, différentes variantes de contrôle de la zone d'aération ont été testées. Une fois le modèle étalonné et validé, il a été utilisé pour évaluer la performance de la station d'épuration et confirmer l'approche de fractionnement et de modélisation de la DCO pour une optimisation adéquate (Drewnowski et al., 2019). Un scénario basé sur le contrôle marche/arrêt en cascade avec un contrôleur PI de l'aération dans le bassin biologique a été mis en place pour analyser la qualité de l'eau traitée et les coûts de l'aération, en tenant compte de paramètres tels que la DCO, la DBO5, les MES, les nitrates, l'ammonium et le phosphore total. Cette stratégie de contrôle a été simulée sur 100 jours de fonctionnement constant pour garantir un état stationnaire. Le modèle suppose que la station d'épuration a atteint cet état stationnaire, incluant la concentration moyenne de l'effluent et l'équilibre des solides pour des conditions initiales optimales durant la simulation dynamique (Wang et al., 2019). Après une simulation en régime permanent préliminaire, le système atteint son état d'équilibre, qui est ensuite utilisé comme condition initiale réaliste pour la simulation dynamique sur 31 jours. La stratégie de contrôle est appliquée, la performance est évaluée et les coûts sont estimés. Le système permet aux points de consigne de l'aérateur de varier en fonction des concentrations d'ammonium et de phosphore total dans l'effluent.

Tableau 21 Caractéristiques des Eaux Résiduaires Influentes et paramètres de Fonctionnement de la STEP de Saida (données d'août 2020)

Paramètres	Valeurs
Débit Moy, Min et Max (m^3/d)	12694,06 – 10453 – 15178,98
DCO (mg/l)	672 \pm 50
DBO ₅ (mg/l)	384 \pm 55
MES (mg/l)	410 \pm 67
NH ₄ ⁺	45 \pm 5
NO ₃ ⁻	2 \pm 0,1
TP	17 \pm 7
MLSS	4 \pm 1,4
Temps de séjour hydraulique (TSH)	10,4 \pm 4
Age des boues (j)	16,3 \pm 3
pH	7,1 \pm 0,1
Temp (°c)	22,9 \pm 4,5

Le contrôle est limité entre des valeurs inférieure (u_{Min}) et supérieure (u_{Max}) pour le signal de sortie. WEST+2020 permet l'utilisation d'une stratégie de contrôle supplémentaire (Tableau 22) qui réplique le fonctionnement typique d'une grande station d'épuration. Le contrôleur marche/arrêt améliore le contrôle de l'aération en réduisant l'intensité de l'aération lorsqu'elle est moins nécessaire, ce qui permet d'économiser de l'énergie et de réduire les coûts d'exploitation (Figure 24).

En fonction de la concentration d'ammonium dans l'effluent, l'action de contrôle modifie la consigne de DO (oxygène dissous) du contrôleur d'aération existant. L'action de contrôle a deux états (c'est-à-dire « marche » et « arrêt ») correspondant aux deux seuils de la valeur mesurée (signal d'entrée).

$$Y_M < Y_{Min} : u = u_{Min}$$

$$Y_{Min} \leq Y_M < Y_{Max} : u = u_{t-\Delta t}$$

$$Y_M \geq Y_{Max} : u = u_{Max}$$

Où :

- Y_{Min} et Y_{Max} désignent les seuils inférieur et supérieur (–) du signal entrant.
- u_{Min} et u_{Max} indiquent les états correspondants (–), c'est-à-dire les signaux de sortie.
- $u_{t-\Delta t}$ est le signal de sortie à l'étape de temps précédente.

À l'intérieur de la bande (–), l'action de contrôle ne change pas.

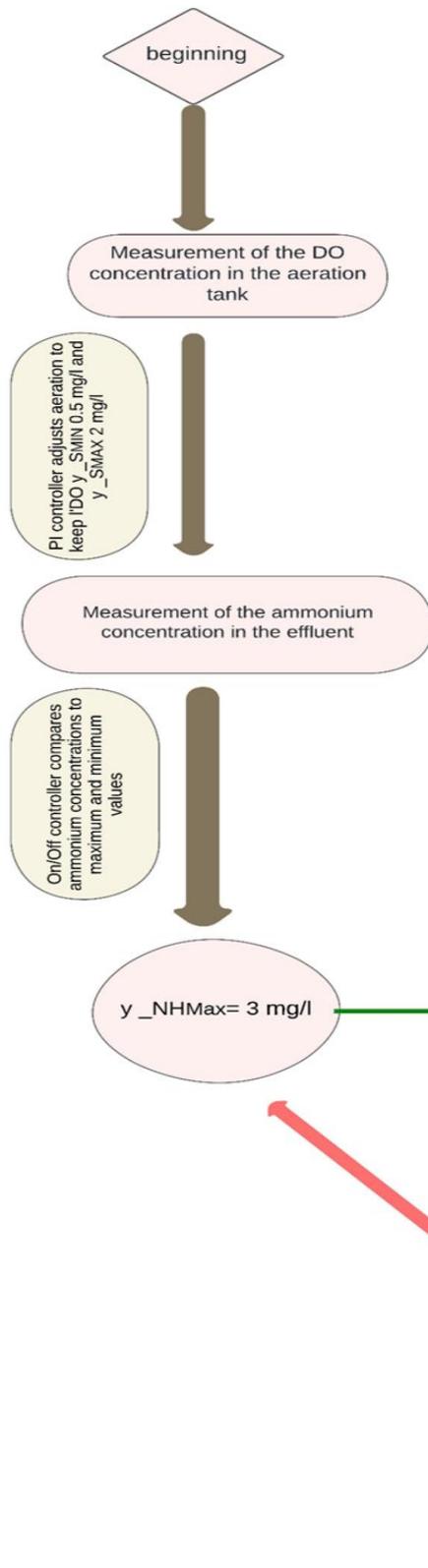


Tableau 22 Variables d'interface du contrôleur marche/arrêt

Interface variables	
$y_{NH_{MAX}}$	Output when the measured value is y_{Max}
$y_{NH_{MIN}}$	Output when the measured value is y_{Min}
$y_{S_{MAX}}$	Maximum allowed measured value
$y_{S_{MIN}}$	Minimum allowed measured value

Figure 24 Schéma de contrôle de l'oxygène dissous (DO) et de l'ammonium (NH₄⁺).

Un pseudo-code détaillant les différentes étapes de la méthode de contrôle proposée. Ce pseudo-code illustre le processus de gestion des flux dans la station d'épuration en suivant une série d'étapes clés. Il commence par l'initialisation des paramètres de contrôle et des capteurs nécessaires. Ensuite, il décrit la boucle de contrôle continue, où les mesures des variables d'entrée sont prises et les paramètres de contrôle ajustés en fonction du débit influent et des concentrations dans l'effluent. Le code prévoit également des ajustements dynamiques en cas de variations importantes et termine par la sauvegarde des résultats pour une analyse et une optimisation ultérieure. Cette approche permet d'assurer une gestion efficace du traitement des eaux résiduaires en réagissant aux conditions changeantes et en optimisant les performances du système (ANNEXE 12).

4.3.6 Optimisation du fonctionnement de Clarificateur

Le clarificateur reflète le fonctionnement du bassin d'aération et de l'ensemble de la station d'épuration, agissant comme un miroir de l'efficacité globale du traitement des eaux résiduaires. Il joue un rôle crucial dans le traitement par boues activées, en assurant la séparation des solides issus du bassin d'aération et l'épaississement des boues. Les exploitants des stations d'épuration (STEP) rencontrent souvent des difficultés à prévoir la remontée du lit de boues, due à des variations des charges hydrauliques ou organiques, faute de modèles de prédiction adéquats. Le modèle unidimensionnel de clarificateur, basé sur la vitesse de sédimentation de Takács_SVI et la théorie des flux, est largement utilisé pour prédire les concentrations de matières en suspension dans les effluents et le sous-écoulement (Takács, I et al., 1991). L'objectif de cette partie est de vérifier si ce modèle est capable de prédire avec précision la hauteur du lit de boues dans des conditions réelles, malgré les variations dans les propriétés des boues. Cela permettra de déterminer la pertinence du modèle pour des applications à grande échelle, tout en tenant compte de ces changements dans les caractéristiques des boues, qui peuvent affecter les performances de la station.

4.3.6.1 Méthodologie d'optimisation des clarificateurs

Cette section analyse le clarificateur secondaire de la station d'épuration objet de l'étude, en se concentrant sur son optimisation. Elle aborde également les modèles de vitesse de sédimentation et du clarificateur secondaire, en se basant sur l'indice de boues (SVI). Cette partie vise à optimiser les valeurs des paramètres de décantation du modèle Takács_SVI pour simuler, via le logiciel WEST+2020, le comportement du voile de boue dans des

clarificateurs secondaires. Une augmentation de la concentration des boues dans le clarificateur permet de maintenir une biomasse efficace dans le réacteur biologique tout en réduisant le besoin en débit de recirculation. Cela a pour effet de limiter le flux d'entrée sur le clarificateur, optimisant ainsi le fonctionnement global du système de traitement des eaux résiduaires. Il permet de réduire les coûts d'opération tout en maintenant une performance de traitement efficace. Pour chaque ouvrage de la station d'épuration, il est essentiel d'associer un modèle spécifique à l'objet traité. Pour cette étude, nous avons sélectionné les modèles suivants : le modèle FixVol ASU pour le bassin d'aération et le modèle Takács_SVI pour le clarificateur. Ces choix ont été faits en fonction des caractéristiques et des besoins spécifiques de chaque ouvrage. Les variables propres à chaque objet ont été soigneusement saisies, comme détaillé dans l'Annexe 4. Cela inclut notamment les caractéristiques de l'effluent brut et les dimensions physiques des ouvrages. Nous avons ensuite configuré l'environnement graphique en définissant les fenêtres nécessaires pour la visualisation des variables de contrôle et des variables de sortie. La saisie des données a été suivie par une compilation complète des informations, permettant d'effectuer les simulations requises. Ces simulations ont été réalisées pour caractériser aussi bien les régimes permanents que les régimes dynamiques du système. Ce processus a permis d'obtenir une vue détaillée et précise des performances des ouvrages en conditions variées, facilitant ainsi l'optimisation et l'analyse des processus de traitement (DHI., 2020). Le présent travail a été effectué pour le mois d'Aout 2020, il ne concerne dans sa grande majorité que les clarificateurs intégrés dans un système à boues activées à très faible charge ou aération prolongée, le cas de la STEP de Saida. Le paramètre clé de dimensionnement le plus fréquent est la Charge massique, C_m , exprimée en kg de DBO5 par kg de MVS et par jour. Ce paramètre a des conséquences sur la production spécifique de boue et donc l'âge des boues contenues dans le système, le taux de MVS des boues, le rendement dont les ordres de grandeurs sont explicités au tableau 23.

Tableau 23 Relation entre la charge massique et l'âge des boues (Aguilar-López., 2013)

Charges des boues activées	Charge massique (kg DBO5/kgMVS. j)	Age des boues (jour)
Très forte charge	$C_m > 1$	$A < 1$
Forte charge	$0,5 < C_m \leq 1$	$A < 2$
Moyenne charge	$0,25 < C_m \leq 0,5$	$A < 5$
Faible charge	$0,1 < C_m \leq 0,25$	$5 < A < 10$
Aération prolongée	$C_m \leq 0,1$	$A > 15$

4.3.6.2 Présentation du modèle de Takács_SVI pour un décanteur secondaire

Le modèle Takács et al., 1991 traite les différentes zones de sédimentation avec les équations appropriées en couches horizontales homogènes selon un axe vertical (Figure 25). Le modèle est basé sur la théorie des flux. Il est supposé que dans les clarificateurs, les profils de vitesses horizontales sont uniformes et que les gradients horizontaux de concentration sont négligeables. Par conséquent, seuls les processus dans la dimension verticale sont modélisés. Le cylindre de décantation idéalisé résultant est traité comme un réacteur à écoulement continu. À la section d'entrée, l'écoulement entrant et les suspensions introduites sont répartis de manière homogène sur la section transversale horizontale, et la suspension est diluée par convection ainsi que par d'autres processus de transport. Le flux est divisé en un flux descendant vers la sortie inférieure et un flux ascendant vers la sortie de l'effluent en haut. Le liquide et les solides en suspension pénètrent dans le cylindre par la section transversale d'entrée et sont extraits en bas et en haut.

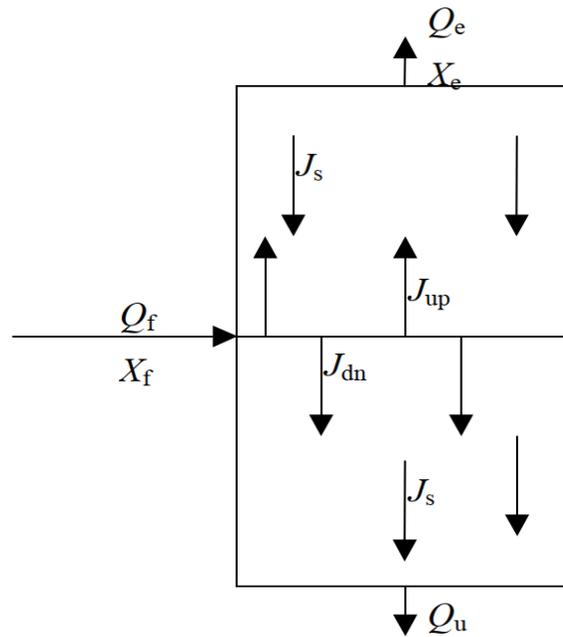


Figure 25 Directions des flux dans l'approche du modèle Takács_SVI (Takács_SVI., 1991)

Pour intégrer l'effet du SVI dans le modèle de Takács, il est possible de modifier les paramètres de vitesse de sédimentation, notamment r_h , qui influence la vitesse à laquelle les particules solides se déposent. En utilisant une corrélation entre le SVI et r_h , on peut ajuster r_h en fonction des variations du SVI.

4.3.6.3 Description du modèle Takács_SVI

Le modèle Takács décrit le décanteur en une superposition de 10 couches de même épaisseur (figure 26) entre lesquelles s'effectuent des transferts de matière et propose une vitesse de décantation en double exponentielle. Le modèle Takács_SVI est une extension du modèle de Takács dans lequel une disposition est prévue pour l'estimation du paramètre de sédimentation via la mesure de l'indice de volume des boues (SVI), selon Daigger., 1995.

$$r_H = \frac{0.148 + 0.00210 \cdot SVI}{1000} \quad (62)$$

Le modèle original de Takács modélise la vitesse de sédimentation des boues dans un clarificateur. Il utilise un paramètre spécifique pour décrire comment les boues se déposent. Ce paramètre est essentiel pour simuler correctement le comportement des boues dans le clarificateur. L'amélioration apportée au modèle permet de calculer ce paramètre de

sédimentation à partir de la mesure de l'Indice de Volume des Boues (SVI). Le SVI est une mesure couramment utilisée pour évaluer la capacité des boues à se compacter après sédimentation. Le modèle de Takács est basé sur le modèle de Vitasovic. Le décanteur est modélisé avec un certain nombre de couches (NR_OF_LAYERS) autour desquelles un bilan des solides est effectué (Figure 26)

Certaines hypothèses sont faites :

- Les solides entrants sont immédiatement répartis de manière homogène sur la couche d'alimentation.
- Seul l'écoulement vertical est pris en compte.

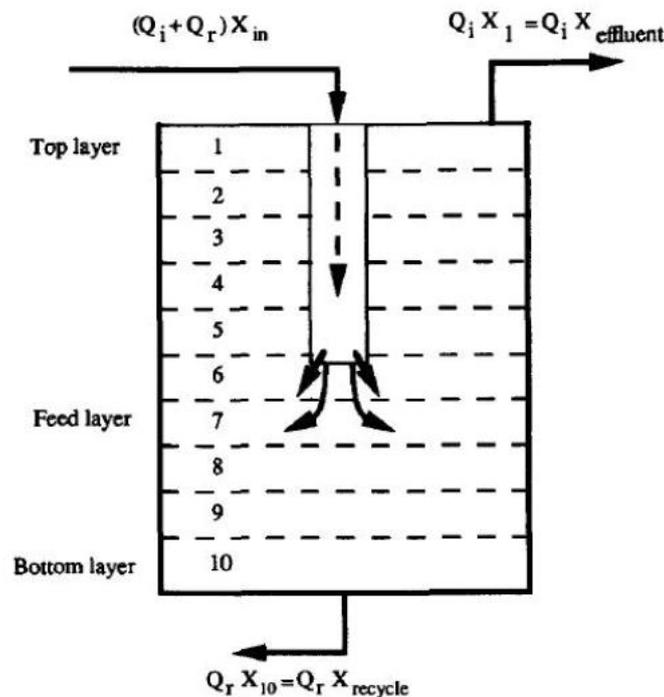


Figure 26 Découpage en 10 couches du décanteur (Takács et al., 1991)

La vitesse de sédimentation du lit de boues a été trouvée comme étant une fonction non linéaire de la concentration en solides. Dans le modèle de Vitasovic, le flux de sédimentation est dû à la fois à la décantation gravitaire et au flux de masse. Le flux de masse est ascendant au-dessus de la couche d'alimentation et résulte du débit de surverse. En dessous de la couche d'alimentation, le flux de masse est descendant et résulte du débit de soutirage.

-Flux de Masse Ascendant (J_asc)

$$J_{asc} = X_{L,i} \cdot V_{asc} \quad (63)$$

J_{asc} : Flux de masse ascendant (kg/m²·s)

X_{L,i} : concentration des solides dans le liquide à la couche i (solids concentration in the liquid at layer i) (kg/m³ ou g/m³)

V_{asc} : Vitesse ascendante (m/s)

Calcul de la Vitesse Ascendante (v_{asc})

$$V_{asc} = \frac{Q_{sortie}}{S} \quad (64)$$

v_{asc} : Vitesse ascendante (m/s)

Q_{sortie} : Débit de sortie (m³/s)

S : Section transversale (m²)

-Flux de Masse Descendant (J_desc)

$$J_{desc} = X_{L,i} \cdot V_{desc} \quad (65)$$

J_{desc} : Flux de masse descendant (kg/m²·s)

X_{L,i} : concentration des solides dans le liquide à la couche i (solids concentration in the liquid at layer i) (kg/m³ ou g/m³)

V_{desc} : Vitesse descendante (m/s)

Calcul de la Vitesse Descendante (V_{desc})

$$V_{desc} = \frac{Q_{bas}}{S}$$

-Flux Gravitationnel (J_g)

Le flux gravitationnel est toujours descendant

$$J_g = X_{L,i} \cdot V_s \quad (66)$$

Calcul de la Vitesse de Sédimentation (V_s)

Le calcul de la vitesse de sédimentation V_s dépend de la concentration des particules.

$$(X < X_{Min}): v_s = 0$$

$$(X \geq X_{Min}): V_s = V_0 \cdot e^{-r_H \cdot X_j} - V_0 \cdot e^{-r_p \cdot X_j} \quad (67)$$

Concentration Minimale (X_{Min})

$$X_{Min} = f_{ns} \cdot \frac{X_{in}}{Q_{in}} \quad (68)$$

Où :

- X_{in} est la concentration des solides (g/m^3) dans l'eau entrante
- $X_j = X_{L,i} - X_{Min}$

Au-dessus de la concentration minimale, la vitesse de sédimentation suit l'équation de Vesilind pour les grandes particules avec une correction pour les particules plus petites (Figure 27)

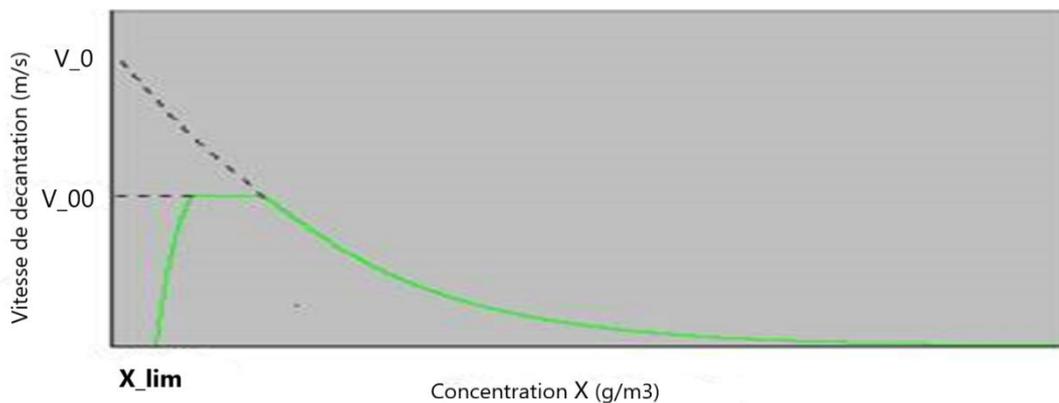


Figure 27 Courbe de Vitesse de Sédimentation et Concentration Seuil des Solides en Suspension (DHI., 2020)

Pour les couches au-dessus de la couche d'alimentation, une concentration seuil de solides en suspension (X_T) est ajoutée. La concentration seuil est la concentration maximale que la couche inférieure peut supporter. Cela constitue une limitation pour le flux descendant des solides (WEST⁺2020).

La consommation d'énergie pour le pompage est estimée comme suit

$$P_{Pump} = \frac{F \cdot Q_{out}}{24} \quad (69)$$

Où :

F indique l'énergie de pompage par unité de débit (kWh/m³)

Q_{out} désigne le débit d'effluent (m³/jour)

4.3.6.4 Le Calibrage du modèle Takács_SVI

Pour calibrer le modèle, nous avons utilisé la vitesse maximale de sédimentation de Vesilind (V_0), obtenue à partir de la corrélation WEST⁺2020, comme point de départ. Ensuite, le paramètre lié à la zone d'épaississement (r_h) a été ajusté de manière à ce que la hauteur du voile de boue et les concentrations de MES recirculées simulées correspondent aux données mesurées. En adoptant une approche où V_0 et r_h sont considérés comme interdépendants, nous reconnaissons qu'il s'agit d'une approximation. Toutefois, l'impact de cette simplification sur la qualité des résultats sera soigneusement évalué. En calibrant le modèle comme si V_0 et r_h étaient interdépendants, nous reconnaissons faire une approximation, dont nous évaluerons l'impact sur les résultats.

4.3.6.5 Les variables manipulées pour l'optimisation

Pour l'optimisation des clarificateurs, les variables manipulées sont principalement liées au comportement des boues et au flux hydraulique à l'intérieur du clarificateur. Parmi ces variables, on retrouve la concentration en solides dans l'effluent, la vitesse de sédimentation des boues, le débit de recirculation, et le taux de d'extraction des boues épaissies. L'optimisation de ces paramètres permet de garantir une séparation efficace des solides et un épaississement optimal des boues, tout en prévenant des problèmes tels que la remontée du lit de boues ou les pertes de matières en suspension. Une gestion rigoureuse de ces variables est

essentielle pour améliorer la performance globale du clarificateur et assurer une qualité constante des effluents.

4.3.6.6 Contrôle de flux de recirculation

Un clarificateur bien optimisé permet d'assurer une sédimentation efficace des boues, tout en minimisant la perte de biomasse active et en garantissant une qualité d'effluent conforme aux normes environnementales. Cette approche repose sur l'intégration des contrôleurs de rapport (Ratio Controllers) à des endroits stratégiques pour moduler les flux (IR, RAS et WAS). Elle permet d'ajuster automatiquement ces débits en fonction des variations du débit d'entrée, permettant ainsi une meilleure stabilité du processus de clarification. Deux contrôleurs de rapport ont été implantés :

-Ratio contrôleur 1 a été placé à proximité du séparateur "IR_recycle", permettant de réguler le débit de recirculation interne (IR) en fonction du débit d'entrée mesuré par le capteur situé à l'entrée de la station.

-Ratio Contrôleur 2 a été positionné près du clarificateur, désigné "SST" (Séparateur des Solides en Suspension), afin de moduler le débit de retour des boues activées (RAS). Ce contrôleur permet d'adapter dynamiquement le débit de RAS en fonction des variations du débit d'entrée, garantissant ainsi un retour approprié de la biomasse au bassin d'aération. (Figure 29)

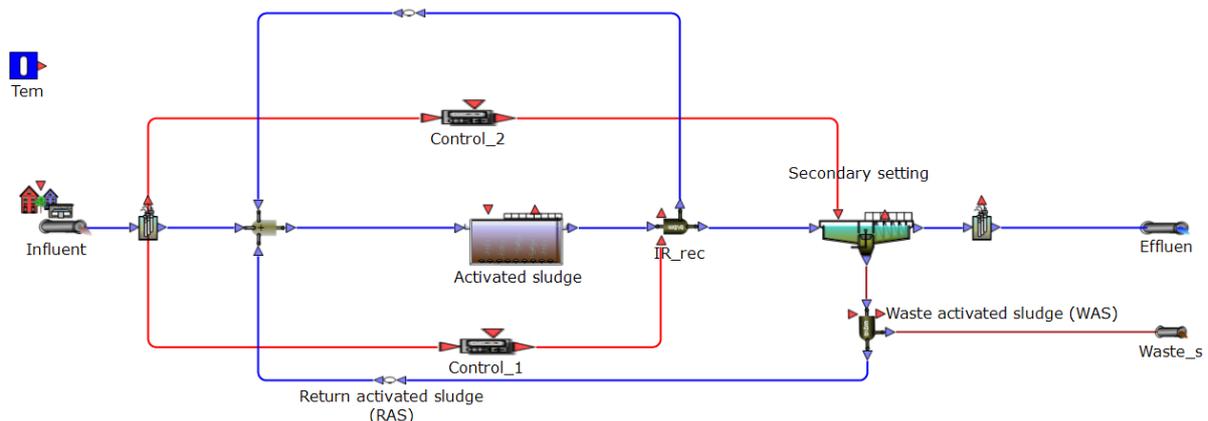


Figure 28 L'intégration des contrôleurs de recirculation des boues dans la STEP de Saida (WEST+2020)

Dans cette simulation, les ratios appliqués aux flux de recirculation ont été spécifiquement définis pour optimiser le processus. Le Ratio Contrôleur 1, chargé de réguler la recirculation interne (RI), a été fixé à 70 % (10 625,28 m³/j) du débit influent (15178,98 m³/j), garantissant ainsi un recyclage substantiel du flux pour maximiser l'élimination des nutriments. Quant au Ratio Contrôleur 2, qui contrôle le retour des boues activées (RAS) depuis le clarificateur, il a été défini à 80 % (12 143,18 m³/j) du débit d'influent, permettant de maintenir un équilibre optimal entre l'extraction des boues et le retour de la biomasse active vers le bassin d'aération. Ces choix de ratios visent à assurer une performance stable et efficace du système, même en présence de variations importantes du débit d'entrée.

4.4 Résultats et discussion

La section des résultats et discussions est divisée en deux parties principales. La première traite du suivi des performances biologiques de la station d'épuration, tandis que la seconde offre une comparaison de la consommation d'énergie et des coûts dans le bassin d'aération dans les deux cas, avec et sans contrôle de l'aération.

4.4.1 Évaluation des performances de traitement

La quantité d'eaux résiduaires et la concentration des polluants (DCO, DBO5, MES, NH_4^+ , NO_3^- et Pt) sont les facteurs directement pris en compte pour évaluer les performances de la station d'épuration. Le débit des eaux résiduaires est un élément clé dans la simulation de la station d'épuration. Étant donné que la station est soumise à des variations de débits d'entrée, il est nécessaire de définir des séries chronologiques de débits. Selon la disponibilité des données, la série chronologique des données d'août 2020 a été utilisée pour la simulation.

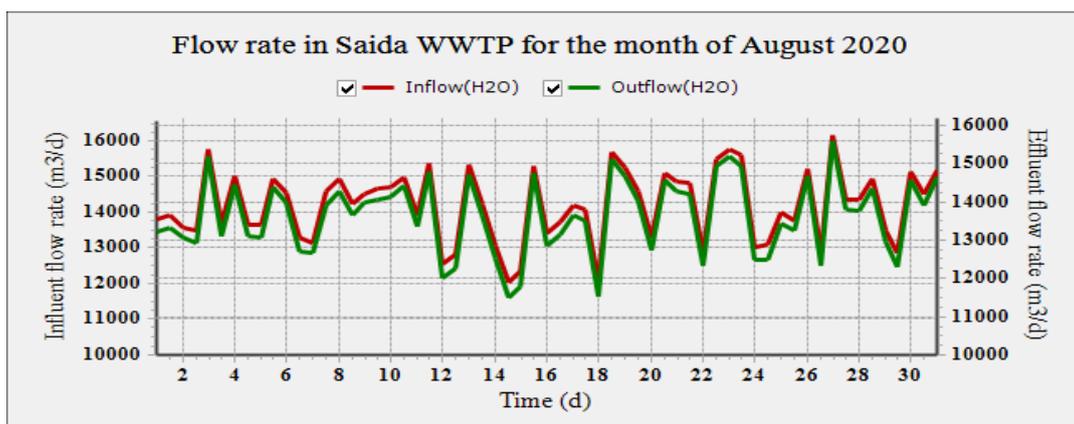


Figure 29 Séries temporelles du débit des eaux résiduaires pour le mois d'août

La Figure 30 montre la variation des débits moyens journaliers à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration (pour une seule filière), allant de 11 500 à 16 000 m³/j. La différence entre les débits influents et effluents correspond au débit des boues rejetées. Le comportement des eaux résiduaires est très variable et peut changer d'un jour à l'autre en raison de divers facteurs externes. Les économies d'eau, les déversements accidentels dans le système d'égouts et la connexion de nouveaux utilisateurs peuvent modifier la charge hydraulique. Le débit moyen quotidien a varié entre 0,15 m³/Eh-j et 0,21 m³/Eh-j, avec une moyenne de 0,18 m³/Eh-j. Cette valeur moyenne est proche du volume quotidien d'eaux résiduaires par habitant rapporté dans d'autres études (Aguilar-López et al., 2013 ; Newhart et al., 2019).

La variation des concentrations de polluants aux entrées de la STEP de Saida est montrée à la Figure 31. Les divers contaminants, tels que la demande biologique en oxygène (DBO5), la DCO et les solides en suspension totaux (SST), sont exprimés en mg/l.

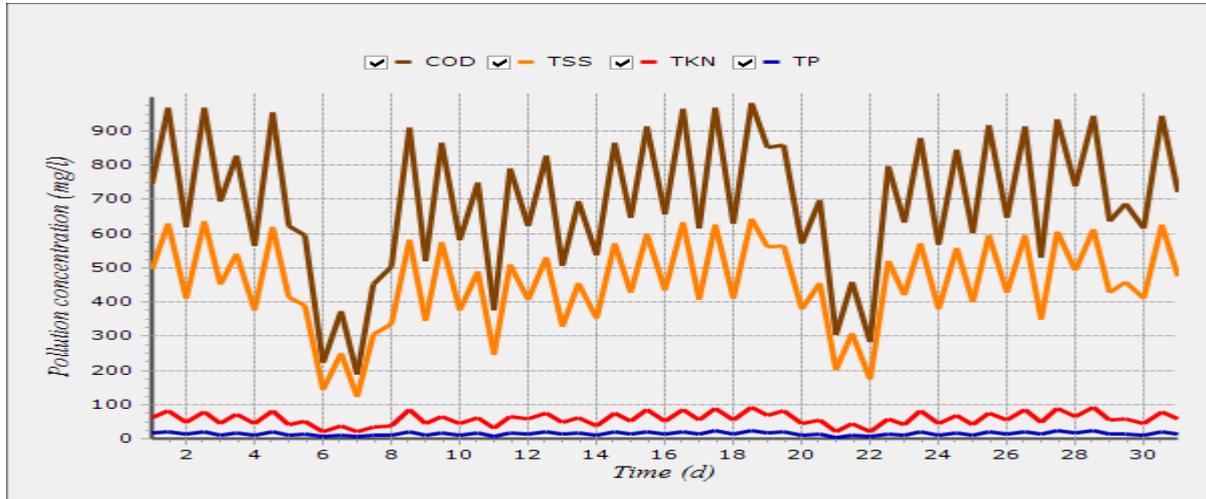


Figure 30 Variation des concentrations de pollution dans l'effluent de la STEP de Saida

De hautes efficacités d'élimination du COD (Demande Chimique en Oxygène), des MEST (Matières En Suspension Totales), de l'azote total (TN), du phosphore total (TP) et de l'ammonium (NH_4^+) sont rapportées, ce qui indique une bonne performance de la station d'épuration. Cependant, en comparaison avec l'efficacité standard qu'une station d'épuration devrait atteindre, la station d'épuration de Saïda a atteint les valeurs d'efficacité et respecté les normes de qualité applicables à la pollution carbonée et à la nitrification. Les résultats de simulation obtenus sont présentés dans le Tableau 24.

Le taux d'élimination (R , %) d'une station d'épuration peut être calculé comme le rapport entre la charge éliminée de l'effluent et celle de l'influent, selon l'expression suivante :

$$R = \frac{(C_{\text{influent}} - C_{\text{effluent}})}{C_{\text{influent}}} \times 100$$

- C_{influent} : La concentration des polluants dans l'effluent entrant (influent).
- C_{effluent} : La concentration des polluants dans l'effluent sortant (effluent).

Le taux d'élimination (R) exprime l'efficacité du traitement en pourcentage. Il indique la proportion de la charge polluante initiale qui a été enlevée par la station d'épuration. Plus ce taux est élevé, plus l'efficacité de l'élimination des polluants est grande.

Tableau 24 *Efficacité de l'élimination et concentrations influent-effluent (valeurs moyennes mensuelles d'août 2020)*

Parameters	Influent	Effluent	Removal Efficiency (%)
Water (m ³ /d)	15178,98	14628,98	-
Temperature(°c)	24,56	23, 3	-
COD (mg/l)	721,90	49,74	93
TSS (mg/l)	476,58	11,62	98
NH ₄ ⁺ (mg/l)	35,50	0,58	98
TN (mg/l)	64,11	34,89	46
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,01	33,68	-
TP (mg/l)	28,9	23,10	20

Selon les résultats illustrés dans la Figure 32, Les concentrations de COD dans l'influent varient entre 198 mg/l et 998 mg/l avec une moyenne mensuelle d'environ 565,81 mg/l [Figure 32 (c)]. Les MEST varient entre 120 mg/l et 650 mg/l avec une moyenne mensuelle d'environ 364,01 mg/l [Figure 32 (d)]. Les TN varient également entre 20 mg/l et 90 mg/l avec une moyenne mensuelle de 53,59 mg/l [Figure 32 (a)]. Le phosphore total (TP) varie de 5 mg/l à 25 mg/l avec une moyenne mensuelle de 13,92 mg/l [Figure 32 (b)]. Les paramètres montrent une variation considérable au cours du mois (31 jours), reflétant des fluctuations dans la qualité des eaux résiduaires entrantes qui peuvent être influencées par des facteurs externes tels que des décharges accidentelles, des changements dans la consommation d'eau, et l'ajout de nouveaux utilisateurs au réseau d'assainissement. Ces variations mettent en évidence la nécessité d'un contrôle précis et d'une adaptation continue du processus de traitement pour maintenir une performance optimale de la station d'épuration.

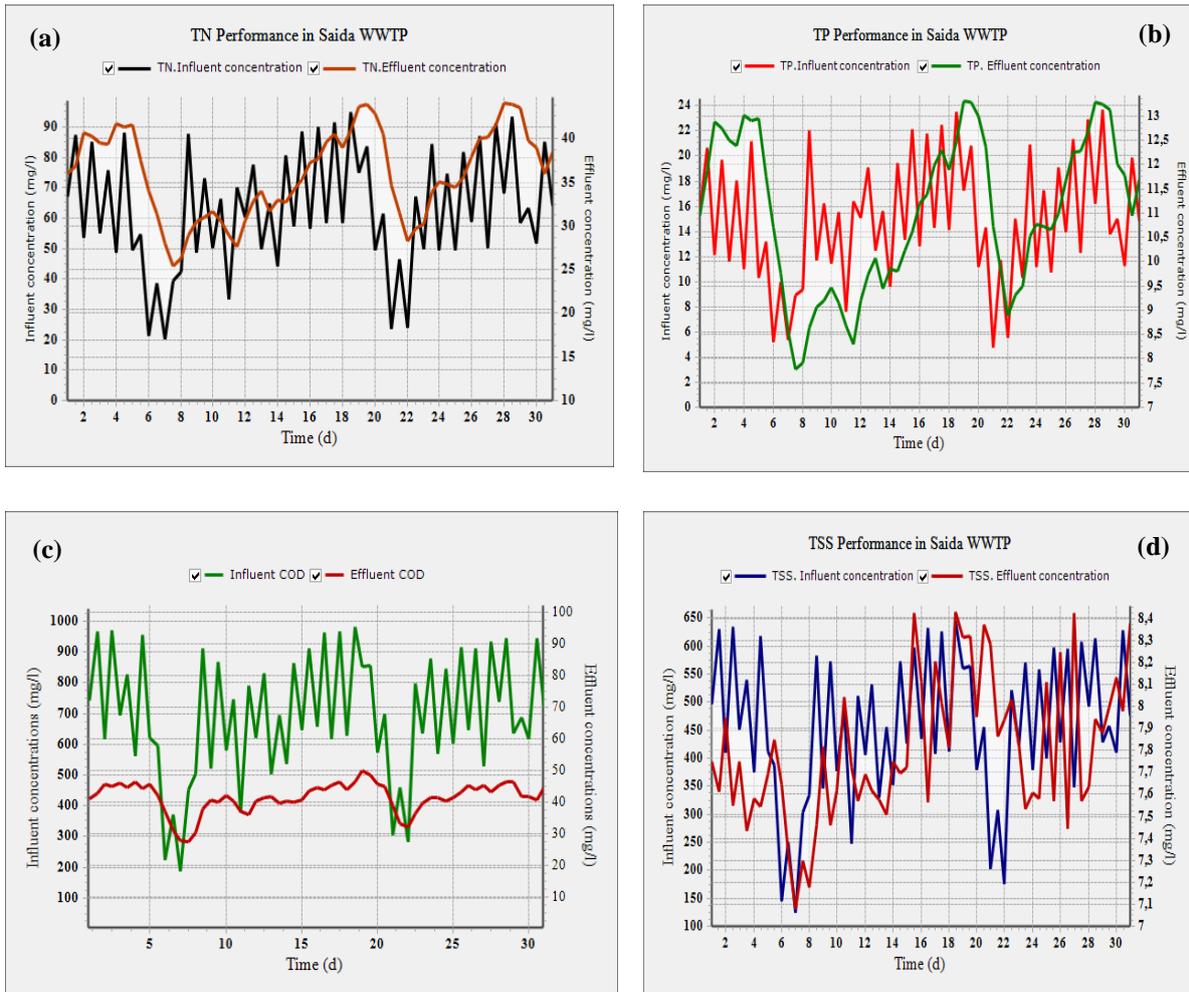


Figure 31 Résultats de la Simulation des Performances de la STEP de Saida pour les Paramètres (a)TN, (b)TP, (c) COD et (d) MES

L'oxygénation favorise la croissance des bactéries responsables de la dégradation des composés organiques présents dans les eaux résiduaires. Ces bactéries utilisent l'oxygène pour métaboliser les composés organiques en dioxyde de carbone, en eau et en biomasse. Ce processus permet de recycler les micro-organismes utilisés dans le traitement et d'obtenir une eau traitée avec une DCO réduite. Les valeurs de DCO dans l'eau traitée à la STEP de Saïda sont inférieures à la valeur guide fixée par la norme algérienne, ce qui témoigne d'une bonne efficacité du traitement. De plus, la concentration en matières en suspension (MES) dans l'effluent est très faible, respectant ainsi les normes recommandées pour le rejet des effluents. Le traitement a permis une réduction significative du phosphore total (20%) et de l'azote total (40%) dans les effluents, grâce notamment à leur incorporation dans la biomasse des micro-organismes présents dans les

bassins d'aération. Des micro-organismes spécifiques, appelés accumulateurs de polyphosphates (PAO), sont utilisés pour éliminer le phosphore. Ces micro-organismes stockent le phosphore sous forme de polyphosphates dans leurs cellules, contribuant ainsi à réduire la concentration de phosphore dans les effluents. Une concentration plus faible de DCO, de MES, d'azote total et de phosphore total a été observée dans les affluents aux jours 6–7 et 21–22, ce qui peut être attribué à des événements de réduction de charge, tels que des diminutions des rejets industriels, plutôt qu'à des événements pluvieux. Cela indique la sensibilité du système de traitement aux variations des charges entrantes (Figure 5.8).

Pour évaluer les performances de la STEP de Saïda, il est essentiel de comparer les mesures expérimentales de la DCO avec les valeurs obtenues par le modèle de simulation WEST+2020. Cette comparaison permet de vérifier la précision et la fiabilité du modèle, en examinant dans quelle mesure il peut reproduire les conditions réelles observées sur le terrain. En analysant les écarts entre les mesures expérimentales et les résultats du modèle, il est possible d'identifier les points forts du modèle ainsi que les aspects à améliorer pour une meilleure optimisation des processus de traitement des eaux résiduaires. Cette analyse comparative constitue donc une étape cruciale dans l'évaluation et l'ajustement du modèle de simulation pour qu'il reflète fidèlement les performances réelles de la station d'épuration.

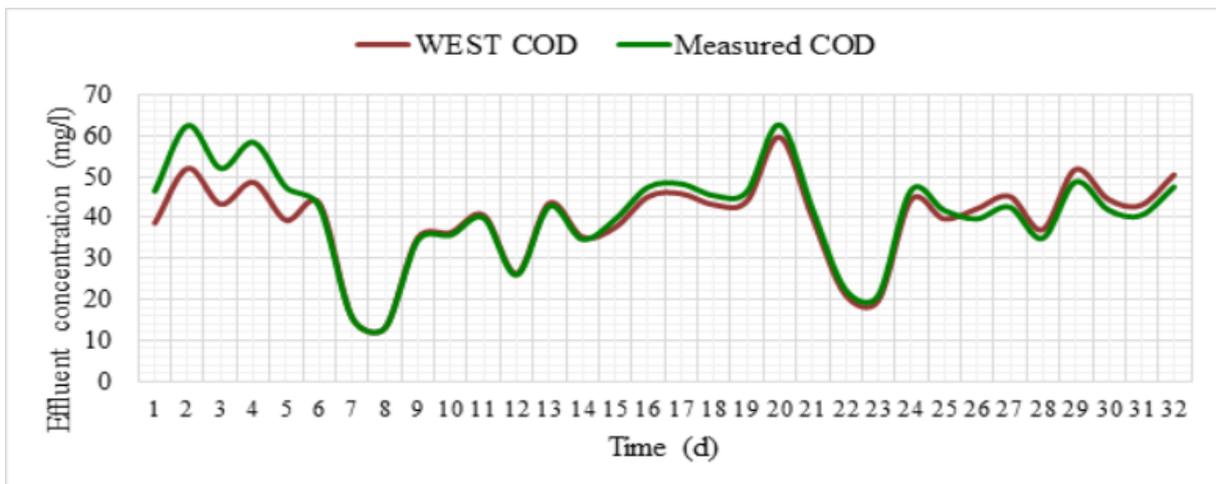


Figure 32 Comparaison entre les mesures expérimentales de la demande chimique en oxygène (DCO) et les valeurs obtenues directement à partir de WEST+2020

Les résultats de la simulation montrent une très bonne corrélation ($r=0,93$) entre les valeurs mesurées et celles calculées par WEST+2020 pour la DCO (Figure 33). L'analyse des résultats obtenus à partir du modèle et des mesures révèle les mêmes tendances : les valeurs calculées et mesurées sont très proches et ne posent aucun problème en ce qui concerne les réglementations, notamment le respect des valeurs de rejet pour la DCO : 50 mg/l. En particulier pour les faibles charges, la simulation semble représenter fidèlement la réalité.

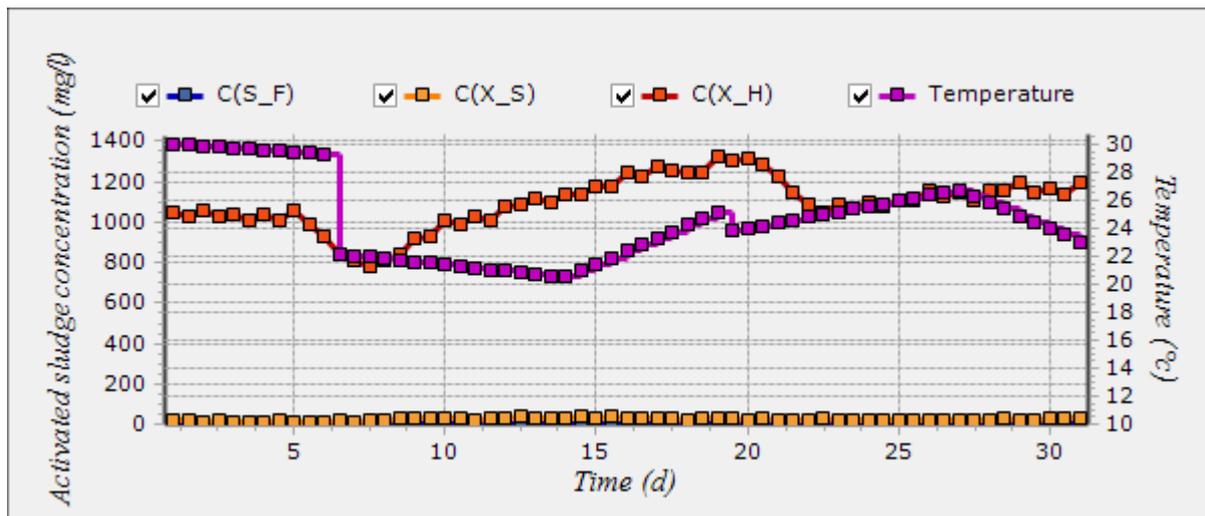


Figure 33 Résultats de la Simulation des Performances de la STEP de Saida pour les bactéries hétérotrophes

Les bactéries hétérotrophes, qui sont responsables de la dégradation des matières organiques dans les eaux résiduaires, ont une plage de température optimale pour leur croissance maximale. Cette plage peut varier en fonction des espèces bactériennes spécifiques et des conditions environnementales. En général, les températures optimales pour la croissance des bactéries hétérotrophes se situent souvent entre 20°C et 40°C. En dessous ou au-dessus de cette plage optimale, la croissance bactérienne peut être ralentie ou inhibée. Les températures optimales favorisent une activité bactérienne maximale, essentielle pour un traitement efficace des eaux résiduaires.

Selon les résultats obtenus (Figure 34), la concentration de bactéries hétérotrophes augmente avec la température, atteignant un pic de plus de 1100 mg/l entre 28°C et 29°C, mais diminue à environ 800 mg/l lorsque la température baisse. Cela indique que les bactéries se développent mieux à ces températures plus élevées. Une population hétérotrophe stable est observée, avec une légère diminution correspondant à des événements de charge influente réduite (jours 5-7,

jours 21-23). Une concentration relativement basse de substrat à dégradabilité lente est indiquée (<50 mg/L). Cela suggère que l'hydrolyse du substrat (dégradation initiale des matières organiques complexes) ne limite pas la croissance des bactéries. En d'autres termes, les bactéries ont suffisamment de biomasse active pour traiter les matières organiques, et les produits de dégradation sont en quantité moindre dans les boues.

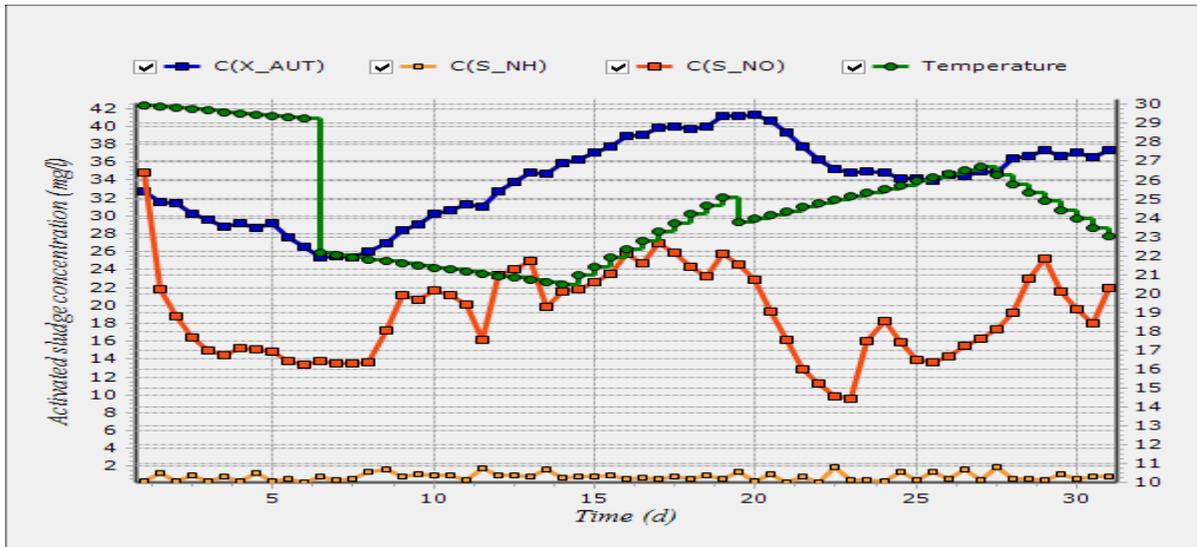


Figure 34 Résultats de la Simulation des Performances de la STEP de Saida pour les bactéries autotrophes

Dans la Figure 35, on peut observer une population de bactéries nitrifiantes stable, avec une performance de nitrification efficace et une conversion presque complète de l'ammonium entrant (S_NH) en nitrate (S_NO). On note une légère diminution de la concentration des bactéries autotrophes, correspondant à des périodes de réduction de la charge influente (jours 5–7, jours 21–23). La concentration des nitrifiants dans un système de traitement des eaux résiduaires est étroitement liée à la charge moyenne d'ammonium (NH₄⁺) dans l'effluent. Cette concentration de nitrifiants évolue lentement, généralement sur plusieurs jours, ce qui signifie que les ajustements dans l'intensité de l'aération sont contraints par la fraction de nitrifiants déjà présents dans le système. En effet, l'efficacité du contrôle de l'ammonium par augmentation de l'aération est limitée par la quantité de nitrifiants disponibles. Ainsi, même si l'intensité de l'aération est augmentée, la capacité du système à traiter l'ammonium est principalement limitée par la concentration et l'activité des nitrifiants présents. Étant donné l'ampleur des données générées, il n'est pas possible de présenter tous les résultats détaillés dans ce document.

Cependant, un exemple des résultats obtenus lors d'un scénario de contrôle est fourni dans l'Annexe 14.

4.4.2 Évaluation des Besoins Énergétiques

Une évaluation comparative de la consommation énergétique unitaire des stations d'épuration dans différents pays a montré que la consommation énergétique unitaire exprimée en kWh/m³ doit être prise en compte dans les études sur l'efficacité des stations d'épuration. Les données disponibles dans la littérature indiquent que la consommation spécifique d'énergie électrique pour les stations à boues activées varie entre 0,5 et 0,7 kWh/m³ d'eau traitée. L'état de la consommation énergétique pour le traitement des eaux résiduaires à Saïda a été évalué en utilisant les données opérationnelles mensuelles de la station d'épuration pour la période d'avril à août 2020, en raison de la disponibilité des données opérationnelles mensuelles durant cette période (Tableau 25).

L'analyse des données mensuelles révèle comment la consommation d'énergie fluctue en fonction des conditions opérationnelles de la station d'épuration pendant cette période. Ces données mensuelles soulignent comment les variations de la charge hydraulique et des niveaux de pollution ont un impact direct sur la consommation énergétique de la station d'épuration. Cela souligne l'importance de surveiller et d'ajuster les processus opérationnels pour optimiser l'utilisation de l'énergie tout en maintenant l'efficacité du traitement des eaux résiduaires.

Tableau 25 Statistiques de fonctionnement de la station d'épuration de Saïda durant la période d'étude(ONA, 2020)

Saida WWTP	Wastewater flow (m3/month)	COD Polluting load (kg/month)	BOD5 Polluting load (kg/month)	Energy (kwh/month)	Energy cost (AD/month)	Purified water (m3/Month)	Ratios				
							Kwh/m ³	DA/m ³	DA /Kwh	Energy/BOD5 (kwh/kg)	Energy/COD (Kwh/Kg)
April	645713,4	424234	209211,1	264783	1207410,3	625690,2	0,42	1,93	4,56	1,27	0,62
May	690376,2	500085,5	243979	276380,5	1260294,9	667243,38	0,41	1,89	4,56	1,13	0,55
June	719626,2	538376,3	298189,1	285415,7	1301495,6	697554,25	0,41	1,87	4,56	0,96	0,53
July	775633,5	569315	284657,5	297005,6	1354345,5	749993,4	0,40	1,81	4,56	1,04	0,52
August	758972,6	547934,5	294351,7	295064,4	1364895,6	756738,3	0,39	1,80	4,56	1,02	0,54
The average	718064,38	515989,06	266077,68	283729,84	1297688,38	699443,906	0,40	1,86	4,56	1,08	0,55

Source: Office National d'Assainissement de Saïda (2020)

4.4.3 Influence des contrôleurs On/Off sur la consommation d'énergie

Cette section présente les résultats des simulations concernant les besoins en énergie dans le bassin d'aération d'une seule station d'épuration étudiée pour le mois d'août (Figure 36). Les simulations ont été effectuées pour évaluer comment l'utilisation de contrôleurs On/Off influence la consommation d'énergie dans le bassin d'aération de la station d'épuration. Les contrôleurs On/Off permettent de réguler l'aération en fonction des seuils prédéfinis, réduisant ainsi l'intensité de l'aération lorsque cela est possible. Les résultats des simulations montrent les variations de la consommation d'énergie en fonction des réglages du contrôleur On/Off pendant le mois d'août. Cette période a été choisie en raison de ses températures élevées et de la charge élevée de l'effluent, fournissant des conditions critiques pour évaluer l'efficacité du contrôle de l'aération. Une comparaison de la consommation d'énergie avec et sans le contrôle On/Off a été effectuée.

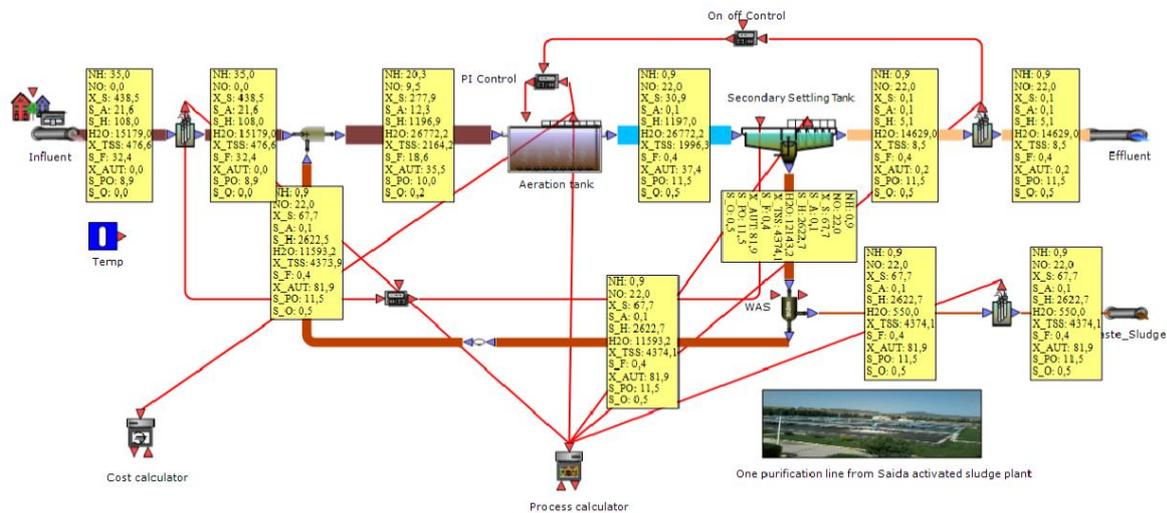


Figure 35 Statistiques de fonctionnement de la station d'épuration de Saïda durant la période d'étude

La consommation énergétique de la STEP de Saïda en août est de 147 532,2 kWh/mois pour une ligne de traitement (ONA., 2020). La consommation d'énergie du bassin d'aération avant le contrôle de l'aération est de 75 241,422 kWh/mois. Cela signifie que l'aération représente à elle seule 51 % de la consommation totale d'énergie.

Tableau 26 Consommation d'énergie du bassin d'aération dans un secteur de la station d'épuration de Saida, août (Simulation WEST+ 2020)

AERATION controlor (On/Off)	COD load (kg/month)	BOD5 load (kg/month)	PURIFIED WATER (m ³ /month)	Oxygene (mg/l)	kLa (1/d)	Energy (kwh/month)	Aeration energy cost (DA/ month)	Ratios				
								Kwh/m ³	DA/m ³	DA /Kwh	Kwh/ kg BOD5	Kwh/kg COD
without controlor				1,99	82,86	75 241,42	343100,88	0,23	1,39	4,56	0,64	0,39
With controlor	194425,8	116655,48	324043	0,53	60,85	55678,65	253894,64	0,17	1,04	4,56	0,47	0,29
Earnings								26%				

D'après le tableau 26, les résultats de la simulation montrent que l'intégration du contrôleur on/off dans le réacteur biologique de la station d'épuration de Saida a entraîné une réduction notable de la consommation d'énergie pour l'aération. Avant l'implémentation de ce contrôleur, l'énergie consommée pour l'aération s'élevait à 75 241,42 kWh par mois, représentant 51 % de la consommation totale d'énergie de la station. Après l'introduction du contrôleur on/off, la consommation énergétique a été réduite à 55 678,65 kWh par mois. Cette diminution indique une amélioration significative de l'efficacité énergétique, calculée en fonction du volume d'eau usée traitée (kWh/m³). Le contrôleur on/off ajuste l'aération en fonction des besoins spécifiques du système, permettant ainsi une gestion plus efficace de l'énergie et une réduction des coûts opérationnels, tout en optimisant l'efficacité énergétique globale de la station.

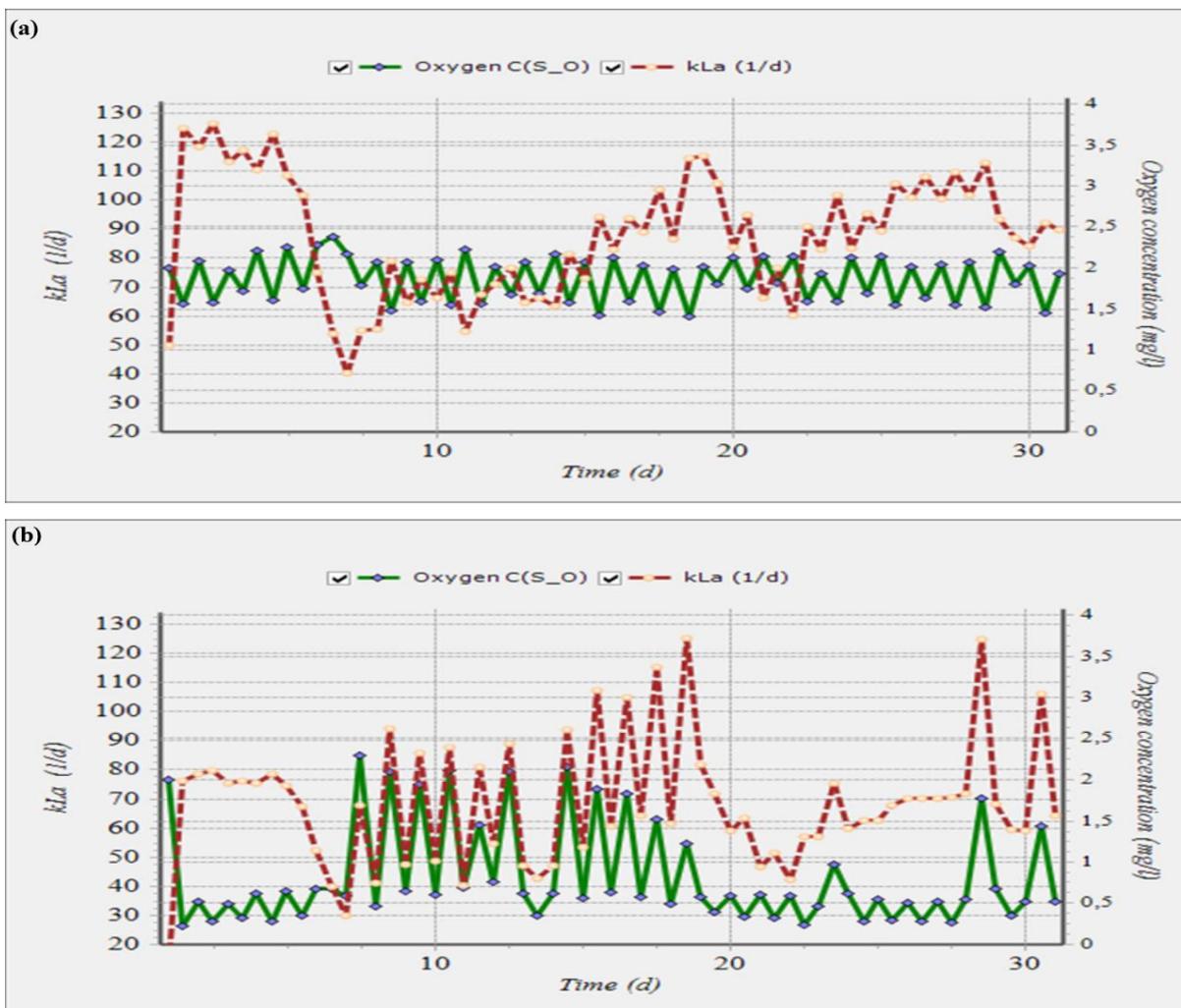


Figure 36 La Variation de la concentration en oxygène et du coefficient kLa dans le bassin d'aération, (a) avant le contrôle on/off (b) après le contrôle on/off

Une augmentation du coefficient de transfert d'oxygène (kLa) dans la zone aérée favorise la croissance des bactéries nitrifiantes en fournissant davantage d'oxygène dissous nécessaire à leur métabolisme. Cela entraîne une accélération du taux de nitrification, ce qui se traduit par une diminution des niveaux d'ammonium dans l'effluent, car une plus grande quantité est convertie en nitrites et en nitrates [Figure 36 (a)].

L'optimisation du processus d'aération est obtenue lorsque la variable de contrôle de l'aération (coefficient de transfert d'oxygène, kLa) est minimisée et que la concentration moyenne quotidienne d'ammonium dans les eaux résiduaires atteint le niveau souhaité. La concentration en oxygène est également une variable clé du processus à contrôler pour l'élimination des nutriments. L'utilisation d'un contrôleur on/off a réduit l'intensité de l'aération, et la concentration en oxygène est passée de 1,99 mg/l à 0,53 mg/l lorsque la concentration d'ammonium dans l'effluent est suffisamment basse [Figure 36 (b)].

Le NH₄-N suit une courbe de Monod typique, suggérant une augmentation linéaire de l'activité des bactéries nitrifiantes avec l'augmentation de l'oxygène dissous jusqu'à un certain point (par exemple, 2 mg O₂/l), et une augmentation au-delà de ce point n'apporte aucun bénéfice supplémentaire puisque le taux de nitrification est limité cinétiquement par la concentration des nitrifiants. La nitrification représente une demande importante en oxygène, ce qui pèse sur la consommation d'énergie de l'aération (Figure 37).

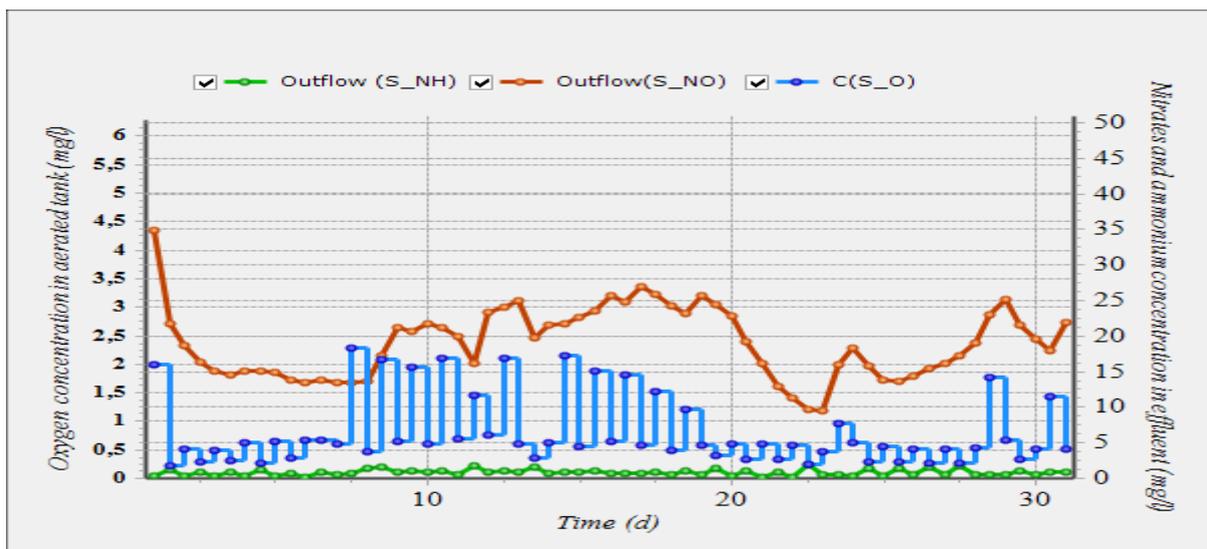


Figure 37 Impact du contrôleur On/Off sur la concentration en oxygène dans le bassin d'aération; concentrations d'ammonium et de nitrates dans l'effluent de la STEP de Saïda en fonction du temps.

Le contrôleur d'aération régule plus efficacement l'apport en oxygène nécessaire au processus de traitement, évitant ainsi un surcroît de consommation énergétique. La réduction de la consommation d'énergie se traduit directement par des économies financières substantielles. En utilisant le contrôleur d'aération, les coûts associés à l'aération, qui représentent souvent une part importante des dépenses liées au traitement des eaux résiduaires, sont significativement réduits. L'optimisation de l'efficacité énergétique, les ratios kWh/m³ et DA/m³ sont des indicateurs clés de l'efficacité du processus de traitement. Le coefficient de consommation d'énergie dans les bassins d'aération ne dépasse pas la valeur moyenne, qui est de 0,71 kWh/m³ (Wang et al., 2016 ; Wakeel et al., 2016 ; Di Fraia et al., 2018). Avec le contrôleur d'aération, ces ratios sont améliorés, passant de 0,23 à 0,17 kWh/m³ et de 1,39 à 1,04 DA/m³, ce qui reflète une utilisation plus efficace de l'énergie (Tableau 26). Améliorer ce ratio avec le contrôleur d'aération montre que l'énergie est utilisée plus efficacement pour réaliser le traitement, ce qui est bénéfique d'un point de vue gestion des ressources énergétiques. Les ratios kWh/kg BOD5 et kWh/kg COD mesurent l'efficacité énergétique de la charge organique traitée. La valeur habituelle rapportée par d'autres études pour le processus de boues activées est de 2 kWh/kg BOD5 éliminé (Struk-Sokołowska et al., 2018 ; Kazimierowicz et al., 2021 ; Żyłka et al., 2021). Les résultats de simulation montrent que ce ratio passe de 0,64 à 0,47 kWh/kg BOD5, et de 0,39 à 0,29 kWh/kg COD (Tableau 26). L'amélioration de ces ratios avec le contrôleur d'aération indique une optimisation du processus de traitement, où moins d'énergie est nécessaire pour traiter la même quantité de polluants, démontrant une meilleure performance du système.

Réduire la concentration en oxygène dans le bassin d'aération entraîne une baisse significative de la demande en oxygène, réduisant ainsi le besoin d'une aération intense. Cette optimisation réduit donc la consommation d'énergie nécessaire pour fournir cet oxygène supplémentaire, entraînant des économies substantielles sur les coûts d'exploitation.

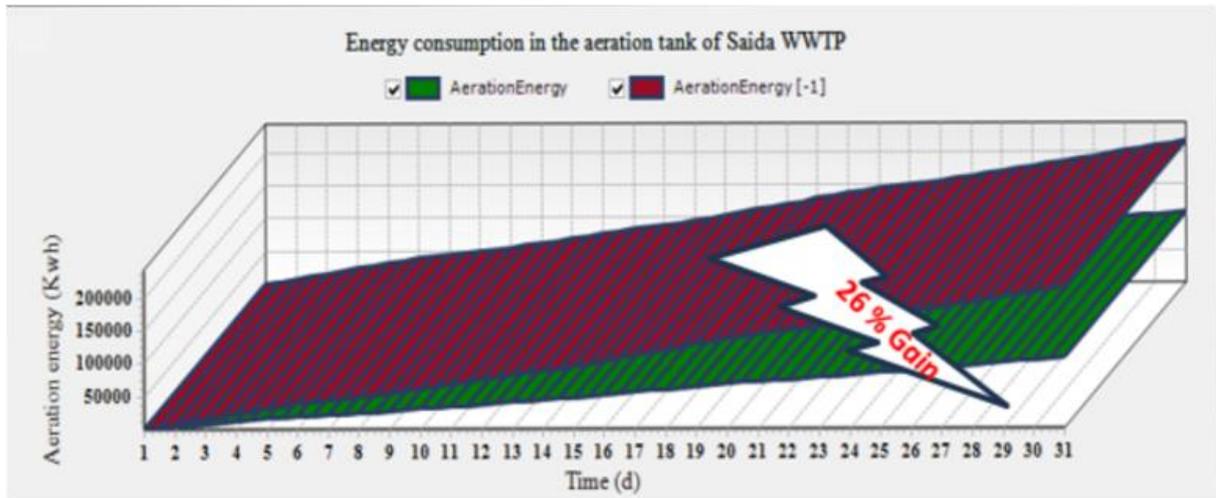


Figure 38 Optimisation de la puissance d'aération dans le bassin à boues activées (WEST+ 2020)

En comparant les deux situations, l'utilisation du contrôleur d'aération a permis une réduction significative de la consommation d'énergie dans le bassin d'aération, passant de 75 241,42 kWh/mois à 55 678,65 kWh/mois, ce qui représente une réduction d'environ 26 % dans un secteur unique, démontrant l'efficacité du contrôleur dans la régulation de l'aération pour une utilisation plus judicieuse de l'énergie (Figure 39).

L'implémentation d'un système de contrôle de l'aération a permis d'ajuster la quantité d'oxygène utilisée en fonction des besoins réels du processus de traitement des eaux résiduaires. Cette optimisation a conduit à une réduction notable de la consommation d'énergie, particulièrement dans le bassin d'aération où l'oxygène est injecté pour soutenir les processus biologiques de traitement. En conséquence, les coûts énergétiques, qui constituent une part importante du budget opérationnel d'une station d'épuration, ont été significativement réduits.

Après la mise en œuvre du contrôle de l'aération, la réduction de la consommation d'énergie a entraîné une diminution des coûts énergétiques associés à l'aération. Plus précisément, les coûts sont passés d'une moyenne de 343 100,88 DA à 253 864,64 DA, ce qui représente un gain opérationnel moyen de 89 206,24 DA par mois. Cette économie financière significative souligne l'impact positif du contrôleur d'aération sur les coûts opérationnels (Figure 40).

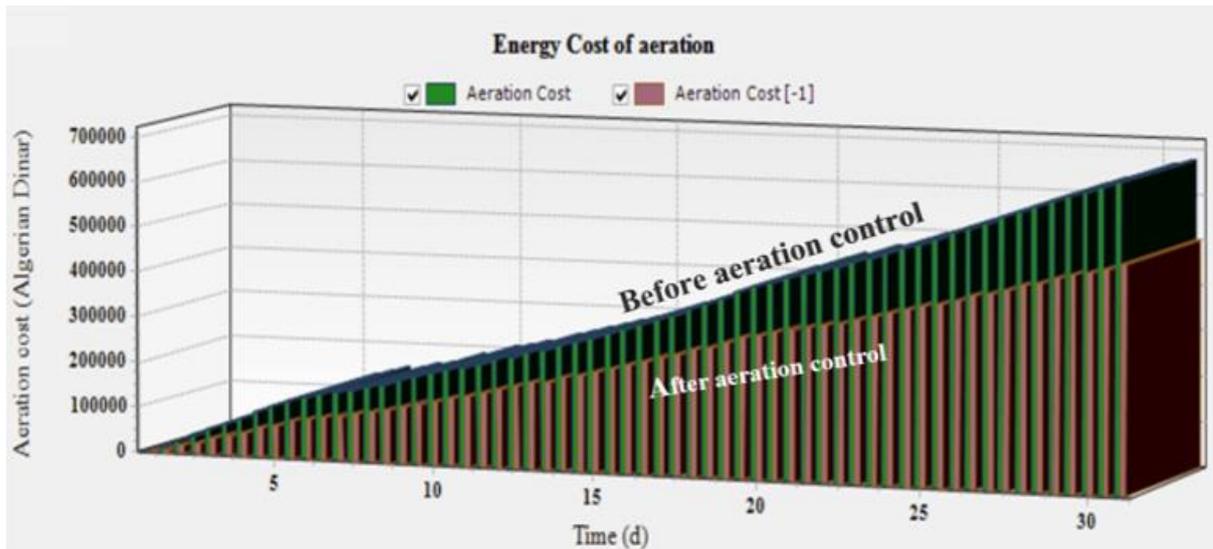


Figure 39 Coût de la consommation d'énergie dans le bassin d'aération de la STEP de Saïda, WEST+2020

4.4.4 Évaluation des performances de clarificateur

Pour évaluer les performances du clarificateur, il est essentiel de comparer les données expérimentales des matières en suspension (MES) avec les valeurs simulées par le modèle. Les MES constituent un indicateur clé de l'efficacité du clarificateur, car elles représentent la quantité de particules solides présentes dans l'eau traitée. Cette comparaison a pour objectif de vérifier dans quelle mesure le modèle parvient à reproduire les conditions réelles du système de traitement des eaux. Une correspondance étroite entre les valeurs mesurées et simulées indique que le modèle est capable de capturer les dynamiques physiques et chimiques du clarificateur avec précision. En revanche, si des écarts significatifs sont constatés, cela peut suggérer que certains paramètres du modèle doivent être ajustés ou que des phénomènes complexes ne sont pas correctement représentés (Ben Li., 2014).

En validant la capacité du modèle ASM2dModTemp à simuler fidèlement les conditions réelles, cette comparaison permet de renforcer la confiance dans l'utilisation de WEST+2020 pour la prédiction des performances futures du clarificateur et l'optimisation de son fonctionnement.

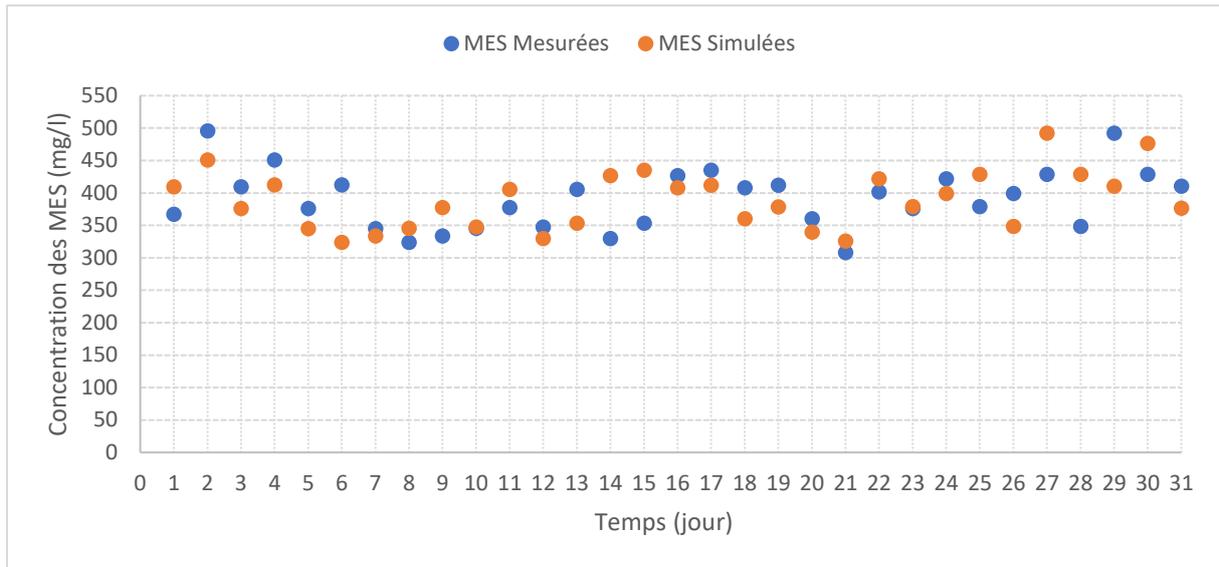


Figure 40 Comparaison entre les mesures expérimentales des MES et les valeurs modélisées par WEST+2020

Pour la STEP de Saida, les valeurs simulées des concentrations en matières en suspension (MES) concordent globalement bien avec les mesures expérimentales, ce qui témoigne de la précision et de la fiabilité du modèle utilisé dans le logiciel. Bien que de légers écarts aient été observés certains jours, où les valeurs simulées sont légèrement plus élevées, ces différences restent minimales. Cela indique que le modèle capture efficacement la dynamique des MES dans la station. Ces résultats montrent que le logiciel est capable de reproduire fidèlement les conditions réelles et d'optimiser les performances du système, tout en permettant d'anticiper d'éventuelles fluctuations (Figure 28).

Les résultats de simulation obtenus après le contrôle de la recirculation interne (IR), du retour des boues activées (RAS) et de l'extraction des boues (WAS) montrent une performance différenciée selon les différents paramètres de traitement.

Tableau 27 Résultats de la simulation après le contrôle de la recirculation des boues (WEST+2020)

Variable	Criterion	Value	
Out_COD	Minimum	33,57823	93 %
	Maximum	66,891814	
	Mean	51,928024	
	Standard Deviation	5,685276	
Out_(S_NH)			

	Minimum	0,14081327	98 %
	Maximum	2,600931	
	Mean	0,52158445	
	Standard Deviation	0,38075483	
Out_(S_NO)	Minimum	19,163536	-
	Maximum	53,77617	
	Mean	39,949526	
	Standard Deviation	7,6978787	
Out_TP	Minimum	5,5259843	19 %
	Maximum	14,585906	
	Mean	10,884771	
	Standard Deviation	1,9723096	
Out_TSS	Minimum	9,301053	97 %
	Maximum	31,373922	
	Mean	14,859536	
	Standard Deviation	3,8589227	

Pour la DCO Un taux d'élimination de 93 %, Un taux d'élimination de 98 % de l'ammonium et 97 % est le taux d'élimination des solides en suspension (MES). Cette combinaison optimale de recirculation interne (RI), retour des boues (RAR), et extraction de boues (WAS) a permis une bonne dégradation de la matière organique dans le système. L'ammonium présent dans l'influent a été transformé à 98% en nitrate (NO_3^-) dans les zones aérobies (Figure 41). Ce taux élevé est généralement un indicateur d'une bonne oxygénation et d'une concentration suffisante en biomasse active capable d'effectuer la nitrification. Une élévation des concentrations des nitrates dans l'effluent peut suggérer que la dénitrification ne se produit pas efficacement ou que la quantité de nitrate produite par la nitrification dépasse celle qui est réduite en azote gazeux. Ce problème peut être attribué à un manque de conditions anoxiques ou à une insuffisance dans le système de dénitrification. Pour aborder ce défi, une approche de contrôle a été étudiée dans la partie précédente, visant spécifiquement à résoudre le problème d'élimination de l'azote, tant pour la nitrification que pour la dénitrification. Cette approche constituait l'objectif principal de l'étude, visant à optimiser les processus de traitement afin de maintenir un équilibre efficace entre la production et la réduction des nitrates dans le système. Le taux d'élimination des matières en suspension (TSS) de 97 % atteste d'une excellente performance de sédimentation dans le clarificateur ainsi que d'une gestion efficace des boues. Ce résultat démontre que le clarificateur est très performant pour séparer les solides en suspension de l'effluent, garantissant une clarification optimale de l'eau traitée (Tableau 27). La gestion des boues, intégrant le retour des boues activées (RAS) et l'extraction des boues

excédentaires (WAS), a également été adéquate, permettant le maintien d'une concentration optimale de biomasse dans le système. Ce taux élevé d'élimination des MES (TSS) indique que le système de traitement est bien équilibré et efficace, favorisant une élimination maximale des solides en suspension et contribuant à la qualité globale de l'effluent final.

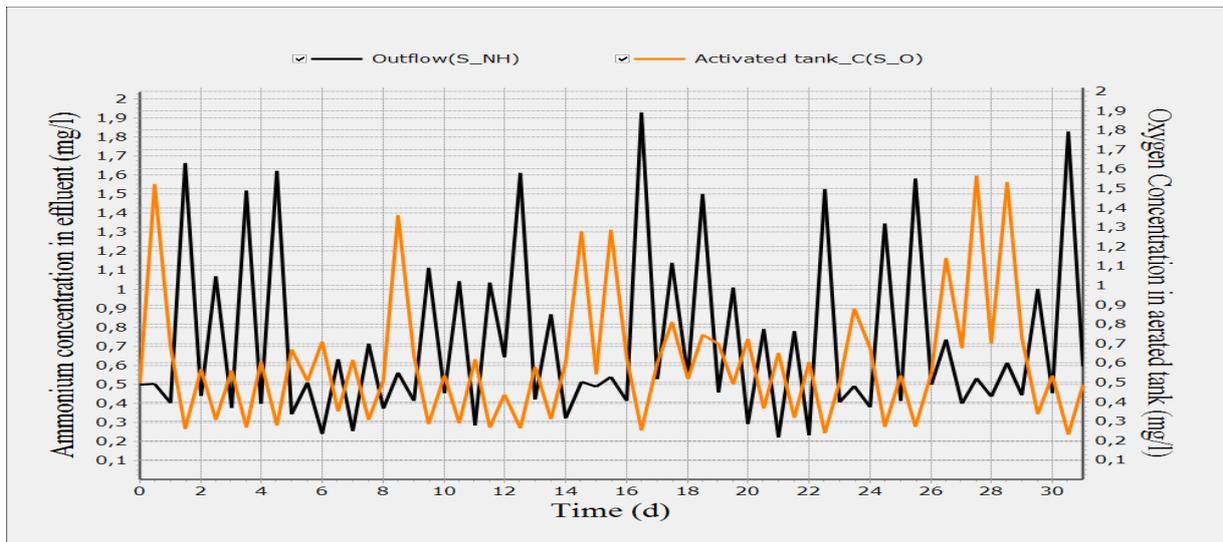


Figure 41 Variation de la concentration d'ammonium dans l'eau traitée (effluent) et de la concentration d'oxygène dans la bassin biologique en fonction du temps

La Figure 41 illustre des fluctuations significatives dans les concentrations d'ammonium, qui varient considérablement, atteignant 1,6 mg/l et chutant jusqu'à environ 0,1 mg/l. Ces variations sont souvent corrélées aux changements dans les niveaux d'oxygène dans le réservoir aéré, dont les concentrations oscillent entre environ 0,2 mg/L et 1,8 mg/L. Les pics et les creux des niveaux d'oxygène correspondent généralement aux variations observées dans les concentrations d'ammonium. La relation inverse entre les deux lignes suggère que lorsque les niveaux d'oxygène augmentent dans le réservoir aéré, la concentration d'ammonium dans l'effluent a tendance à diminuer, et vice versa. Les fluctuations périodiques des concentrations d'oxygène et d'ammonium indiquent que le système subit une nitrification. Cette analyse suggère qu'une optimisation du contrôle de l'oxygène pourrait aider à stabiliser les concentrations d'ammonium dans l'effluent.

4.4.4.1 L'extraction des boues

L'extraction des boues (d'où le flux de WAS) est la variable manipulée la plus importante dans un système de traitement des eaux résiduaires (DHI., 2020). Le flux WAS détermine le temps de séjour moyen des solides dans le système (également connu sous le nom de temps de séjour solide, SRT) et il affecte les quantités de solides présentes (plus il y a de boues gaspillées, plus la quantité de solides dans le système est faible). C'est pourquoi le flux de WAS est généralement utilisé pour contrôler la concentration de biomasse dans les réacteurs à boues activées, également définis comme MLSS (solides en suspension de liqueur mixte). Le but est de mettre en œuvre une structure de contrôle simple (basée sur l'activation ou la désactivation du flux WAS) afin de maintenir la concentration MLSS dans les bioréacteurs dans une plage souhaitée (Figure 42).

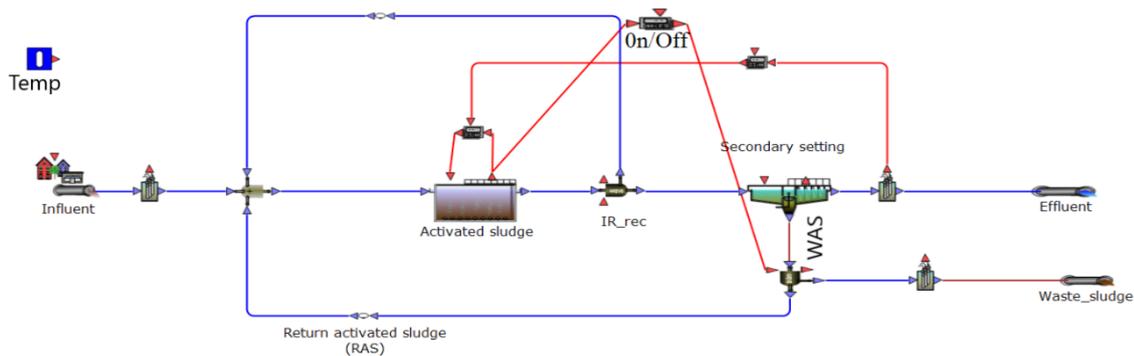


Figure 42 Structure de contrôle basée sur On/Off du flux WAS

Un bloc «On/Off Controller», a été installé près du séparateur de déchets de boues WAS. Les connexions appropriées sont résumées comme dans le Tableau 28 :

Le but de ce contrôleur est de maintenir la concentration de solides dans les réservoirs (MLSS ou TSS) à environ 5000 g / m^3 ($y_{\text{Min}} == 4800 \text{ g / m}^3$, $y_{\text{Max}} = 5200 \text{ g / m}^3$) en agissant sur le débit de perte ($u_{\text{Max}} = 500 \text{ m}^3 / \text{d}$, $u_{\text{Min}} = 150 \text{ m}^3 / \text{j}$)

Tableau 28 Les connexions appropriées du contrôleur On/Off (WEST+2020)

Terminal «De»		Terminal «À»	
Bloquer	Variable	Bloquer	Variable
Réservoir aéré	TSS	On Off Controller	y_M
On Off Controller	u	Déchets de boues	Q_Out2

Le contrôleur ajuste le processus de purge des boues en fonction de la concentration de matières en suspension totales (TSS) dans le réservoir aéré. Lorsque la concentration de TSS dépasse 5,2 g/L, le contrôleur augmente la quantité de boues éliminées, dans le but de faire baisser cette concentration. Inversement, lorsque la concentration de TSS descend en dessous de 4,8 g/L, le contrôleur réduit la quantité de boues purgées, ce qui permet d'augmenter la concentration de TSS dans le réservoir. Ce mécanisme de contrôle vise à maintenir la concentration de TSS dans une plage optimale pour le fonctionnement du système. Une concentration trop élevée de TSS dans le réservoir aéré peut entraîner des problèmes comme une surcharge de biomasse et une mauvaise sédimentation dans le clarificateur. En éliminant davantage de boues lorsque cette concentration dépasse 5,2 g/L, on évite ces problèmes.

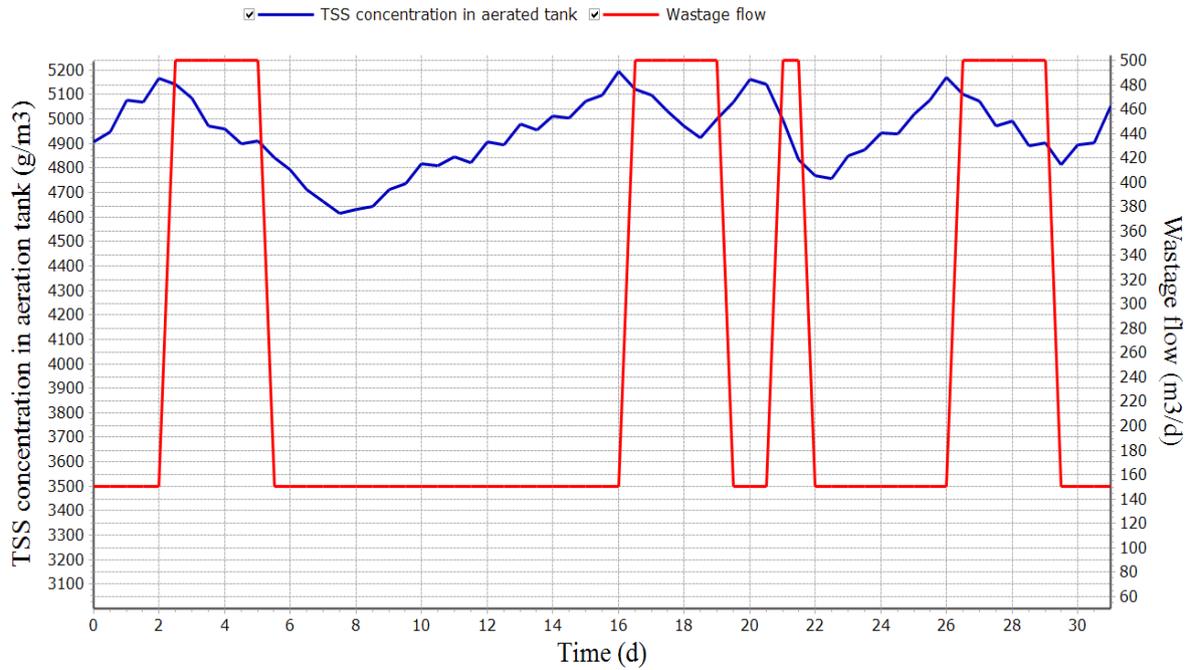


Figure 43 Variation des concentrations en MES dans le bassin d'aération en fonction des débits de purge.

La Figure 43 présente l'évolution de la concentration des matières en suspension totales (TSS) dans le bassin d'aération ainsi que le débit de purge (wastage flow) au fil du temps. La concentration des TSS dans le bassin d'aération (g/m^3) augmente progressivement lorsque le débit de purge est constant ou faible. Une tendance générale à la hausse, mais avec des oscillations régulières, probablement liées aux changements dans le débit de purge ou à la dynamique du processus biologique. À chaque augmentation du débit de purge, la concentration des TSS diminue légèrement, ce qui est cohérent avec les principes de fonctionnement des bassins d'aération, plus de biomasse est retirée du système, la concentration des solides dans le bassin d'aération est réduite. Cette gestion permet de maintenir des niveaux appropriés de biomasse dans le système afin de garantir un traitement optimal des eaux résiduaires.

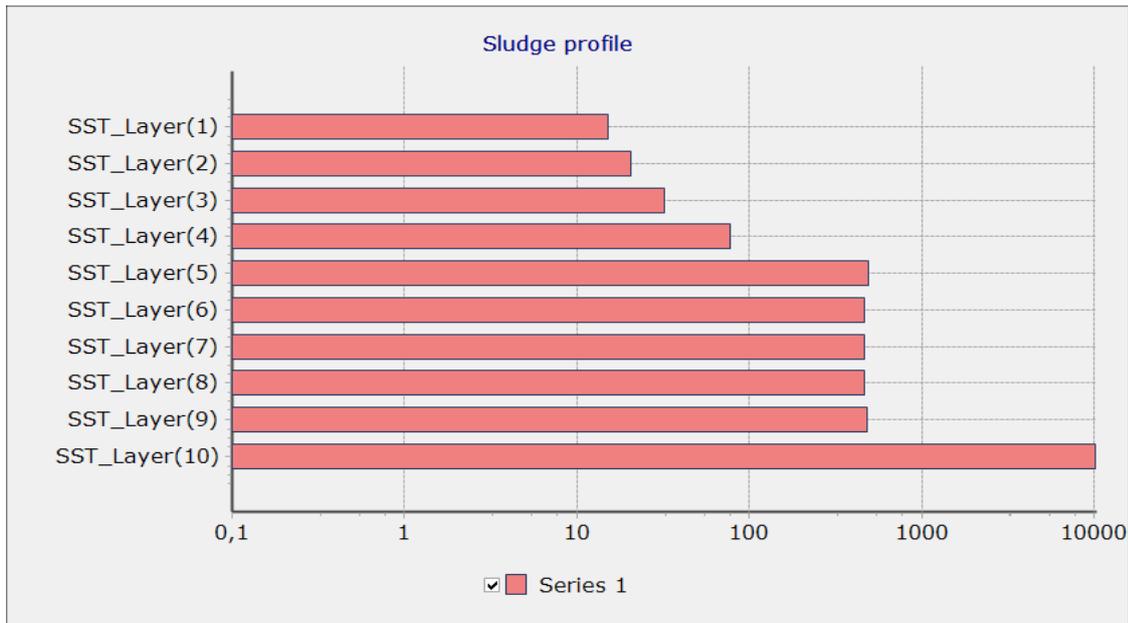


Figure 44 Profil des boues dans le clarificateur (WEST+2020)

Le profil des boues montre des variations significatives dans l'accumulation des boues à différentes couches du clarificateur, ce qui peut offrir des indications précieuses sur le fonctionnement du système. Les premières couches montrent une accumulation progressive des boues, ce qui est généralement attendu et indique que le processus de sédimentation fonctionne correctement dans ces zones. Une accumulation régulière ici est généralement un signe de conditions de fonctionnement normales. L'augmentation marquée dans la couche 5 pourrait signaler un problème ou une anomalie, comme une augmentation de la densité des boues ou une variation dans le taux de sédimentation. Cela peut être causé par des changements dans les conditions de fonctionnement, tels qu'une variation du débit ou de la charge organique. La stabilité dans ces couches suggère que le système a atteint un état d'équilibre, ce qui est souvent un bon signe de la performance continue du clarificateur dans ces zones. Cette augmentation très importante indique une accumulation excessive de boues dans la couche 10, ce qui pourrait signaler une surcharge du clarificateur (Figure 44).

4.4.4.2 Indice de volume de boues SVI

La décantation des boues est l'une des caractéristiques les plus importantes du procédé à boues activées (ASP). Le gonflement des boues, entraînant une mauvaise décantation dans le clarificateur secondaire et permettant à la biomasse non décantée de s'échapper avec l'effluent, est causé par le développement excessif de bactéries filamenteuses. Le gonflement des boues est l'un des principaux problèmes opérationnels des systèmes à boues activées. La valeur de

l'indice des boues SVI est la mesure standard des caractéristiques physiques des boues activées solides, utilisées pour caractériser quantitativement le gonflement des boues (LEPORCQ C et al 2009). Il est un indicateur crucial de la qualité de la sédimentation des boues dans le clarificateur. Un SVI faible est associé à des boues denses et bien décantées, tandis qu'un SVI élevé, reflète une tendance à des boues filamenteuses ou difficilement décantables. La relation entre le SVI, la hauteur des boues et les TSS est illustrée dans le tableau 29.

Tableau 29 Résultats de la Simulation des Effets du SVI sur la Sédimentation (WEST+2020)

SVI	Hauteur des boues (m)	r_H (m ³ /g)	TSS (g/m ³)
100	0,7	0,000358	938,425222579261
140	0,7	0,000442	943,764385563562
200	1,05	0,000568	1198,93560128176

Le Tableau 29 met en évidence trois paramètres clés dans le fonctionnement d'un clarificateur de station de traitement des eaux résiduaires : l'Indice de Volume des Boues (SVI), la hauteur des boues et la concentration de solides en suspension totaux (TSS). Les résultats de la simulation, manipulant différents niveaux de SVI, permettent de comprendre l'impact de ce paramètre sur la performance du clarificateur. À un SVI de 100, les boues se sédimentent efficacement, avec une hauteur de boues modérée de 0,7 mètre et un paramètre de sédimentation entravée (r_H) faible de 0,000358 m³/g. La concentration des matières en suspension totales (TSS) est relativement basse à 938,43 mg/L, indiquant une qualité d'effluent satisfaisante. En revanche, lorsque le SVI augmente à 140, bien que la hauteur des boues reste stable à 0,7 mètre, l'efficacité de la sédimentation diminue légèrement. Le r_H augmente à 0,000442 m³/g et la concentration de TSS monte à 943,76 mg/L, signalant une légère détérioration de la qualité de l'effluent. À un SVI de 200, la capacité de sédimentation est considérablement compromise, comme en témoigne l'augmentation de la hauteur des boues à 1,05 mètre et un r_H élevé de 0,000568 m³/g. La concentration des TSS grimpe de manière significative à 1198,94 mg/L, révélant une dégradation notable de la qualité de l'effluent due à une accumulation accrue de boues et à une sédimentation inefficace. Ces résultats soulignent l'impact direct du SVI sur la performance du clarificateur et la qualité finale de l'effluent. Dans cette étude, les résultats de simulation montrent une relation claire entre le SVI et l'efficacité de la sédimentation ainsi que la qualité de l'effluent.

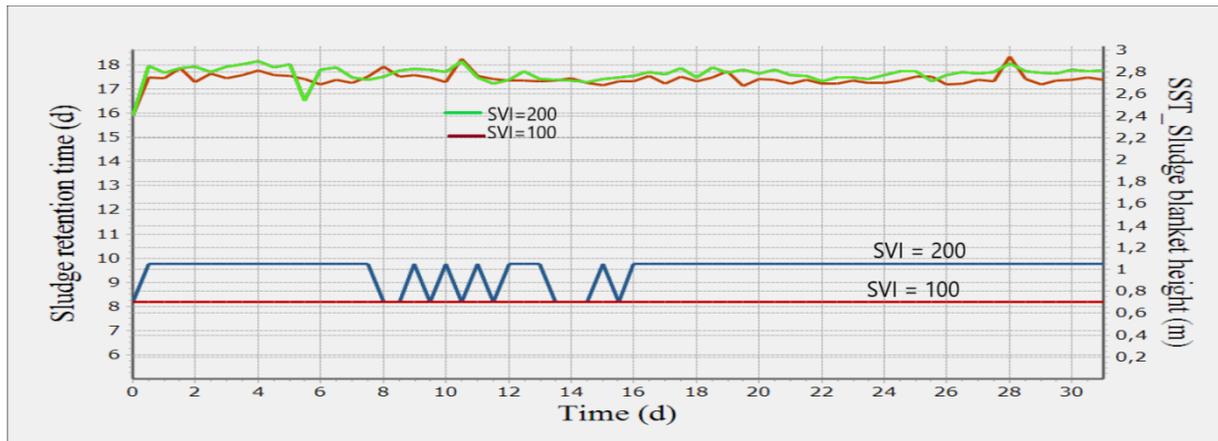


Figure 45 Impact de la Variation du SVI sur la hauteur des boues dans le clarificateur et le temps de séjour.

Bien que l'Indice de Volume des Boues (SVI) puisse varier, le Temps de Séjour des Boues (SRT) reste relativement stable, oscillant entre 16 et 18 jours. Cette stabilité du SRT, malgré les fluctuations du SVI, confirme ce qui a été observé dans la littérature, à savoir que le SRT est principalement influencé par la biomasse active et les conditions de traitement dans le réacteur, plutôt que par la capacité des boues à se sédimer, indiquée par le SVI. En d'autres termes, même si un SVI plus élevé ou plus bas peut refléter des changements dans la sédimentation des boues, le temps durant lequel les boues restent dans le système pour être stabilisées et traitées reste constant tant que les conditions opérationnelles et la biomasse active demeurent inchangées (Figure 45)

4.5 Conclusion

L'étude menée a permis de démontrer l'efficacité du modèle ASM2dModTemp pour optimiser le traitement de l'azote et le fonctionnement de clarificateur au sein de la station d'épuration de Saida. Les résultats ont montré que les simulations réalisées à l'aide du logiciel WEST+2020 ont bien correspondu aux données expérimentales, En particulier, concernant l'élimination des pollutions carbonée et azotée, la nitrification est entièrement réalisée, tandis que la dénitrification et la déphosphatation interviennent de manière implicite au sein du processus global de dégradation. Le traitement de l'azote, qui implique des processus comme la nitrification et la dénitrification, est énergivore en raison de la forte demande en oxygène nécessaire à la croissance des bactéries nitrifiantes. Toutefois, une gestion efficace de ces processus, notamment par l'utilisation de contrôleurs d'aération tels que les contrôleurs PI et on/off, permet de réduire de manière significative la consommation d'énergie tout en maintenant une performance de traitement optimale. En ajustant l'apport en oxygène aux besoins réels du

processus biologique, il est possible de minimiser le gaspillage d'énergie sans compromettre l'efficacité de l'élimination de la pollution azotées et phosphorées. De plus, l'intégration de l'estimation du paramètre de sédimentation via le SVI rend le modèle plus précis et applicable dans des situations réelles. Cela permet aux ingénieurs d'utiliser des données mesurées directement sur le terrain (le SVI) pour affiner leurs simulations, ce qui améliore la précision des prévisions concernant le comportement des boues dans un clarificateur secondaire. Les simulations ont mis en lumière l'importance de la gestion des conditions opérationnelles telles que le débit de recirculation et l'aération, avec des ajustements précis des paramètres ayant un impact direct sur l'efficacité du traitement.

***CONCLUSION GENERALE &
PERSPECTIVES***

Conclusion générale

La présente recherche est une contribution à l'optimisation des performances des stations d'épuration des eaux usées (STEP) à boues activées. Le processus de traitement des eaux résiduaires est généralement exploité dans des conditions de charge très variables, dues aux changements temporels du débit et de la composition des eaux résiduaires.

Un traitement biologique efficace des effluents contribue à une augmentation rapide des coûts d'exploitation associés à la consommation d'énergie et la gestion de la qualité des rejets, c'est pourquoi, la complexité des processus à boues activées nécessite des techniques de modélisation de plus en plus précises et développées. Les modèles de boues activées (ASM) et leurs dérivés ont révolutionné la modélisation des processus biologiques de traitement des eaux résiduaires. Ils ont permis d'améliorer l'efficacité des STEP tout en abordant les défis liés à la consommation énergétique et à la qualité des effluents. Ces modèles sont devenus des outils indispensables pour la simulation, l'optimisation et le contrôle des systèmes de traitement, permettant aux ingénieurs et chercheurs de mieux comprendre et gérer les processus complexes impliqués dans le traitement des eaux résiduaires. L'évolution continue de ces modèles, soutenue par la recherche académique, garantit leur pertinence et leur efficacité pour répondre aux défis actuels et futurs du traitement des eaux résiduaires. Cette étude répond aux défis environnementaux et technologiques en développant des solutions concrètes pour optimiser le traitement de l'azote, favoriser l'économie d'énergie et réduire les coûts d'exploitation des stations d'épuration (STEP), tout en contribuant à une gestion plus durable des ressources en eau en Algérie. Elle a permis de développer une méthodologie efficace pour l'optimisation du traitement de l'azote en utilisant le modèle de simulation ASM2dModTemp et le modèle Tackas_SVI de décantation dans le clarificateur de la STEP à boues activées de la wilaya de Saida.

En utilisant le logiciel de simulation WEST+2020, basé sur les concepts et les équations de modélisation ASM2dModTemp une analyse de plusieurs scénarios de contrôle de l'aération et de l'extraction des boues a été testée. L'approche adoptée s'est concentrée sur l'ajustement de plusieurs paramètres de simulation au cours du mois d'août 2020, une période marquée par des températures élevées. L'ensemble des mesures nécessaires des paramètres de pollution, tels que la DCO, MES, DBO5, NH4+, et le phosphore total, était disponible, ce qui a grandement facilité le calibrage précis du modèle. Ces données ont été exploitées pour optimiser à la fois

l'élimination biologique des nutriments et la consommation énergétique, améliorant ainsi significativement la performance opérationnelle de la station d'épuration. Les stratégies de contrôle en cascade PI avec contrôle on/off pour contrôler la concentration en oxygène dissous (DO) dans les processus à boues activées ont été investiguées, simulées et évaluées selon les critères définis dans ASM2dModTemp. De ce fait, le contrôleur PI peut être utilisé à différents niveaux de contrôle, et sa capacité à répondre rapidement pour ajuster le taux d'oxygène dissous (OD) proche du point de consigne est cruciale. Ensuite, dans une plage restreinte autour de ce point de consigne, une stratégie de contrôle en cascade on/off a pu être mise en œuvre pour optimiser les performances de traitement et de fonctionnement. A partir des résultats de la simulation, la stratégie de contrôle de l'aération en cascade PI avec contrôleur on/off a atteint de meilleurs indices de performance en termes d'élimination de la pollution carbonée et de nitrification, et a également réduit la consommation d'énergie due à l'aération. Les résultats de la simulation ont montré que les concentrations de DCO (Demande Chimique en Oxygène) mesurées à la sortie de la station correspondaient étroitement aux valeurs prédites par le modèle de simulation utilisé. Cette corrélation satisfaisante indique que le modèle est capable de reproduire de manière fiable les conditions réelles du processus de traitement des eaux usées. Les résultats ont montré également que l'aération des réacteurs biologiques représentait la plus grande part de la consommation totale d'énergie et constituait de ce fait, une part importante du budget d'exploitation de la STEP de Saïda, avec 51% des besoins totaux en énergie. Ces résultats démontrent une amélioration remarquable de l'efficacité du traitement, avec des réductions significatives de la demande chimique en oxygène (DCO) de 93 %, des matières en suspension de 98 %, de l'ammonium de 98 % et de 20 % pour le phosphore total. De plus, la consommation d'énergie a été réduite de 26 % sur une ligne de traitement, ce qui représente une avancée notable dans la gestion énergétique des STEP.

En intégrant ce modèle dans un outil d'aide à la décision, les opérateurs de la station d'épuration peuvent l'utiliser pour prévoir et ajuster les paramètres du traitement, tels que l'aération ou l'extraction des boues, en fonction des prévisions de qualité de l'eau en sortie. Cela permet de mieux contrôler le processus biologique des boues activées et d'optimiser la gestion de la station, notamment en garantissant que les niveaux de DCO respectent les normes environnementales. Le modèle devient ainsi un atout précieux pour assurer une gestion proactive et efficace de la qualité des eaux traitées, réduisant ainsi les risques d'erreurs ou de dépassement des seuils réglementaires. L'ajout de contrôleurs automatiques permet également une surveillance plus fréquente et réactive des conditions au sein du bassin d'aération et du

clarificateur. Cette surveillance continue offre la possibilité d'intervenir rapidement pour corriger d'éventuelles dérives dans les paramètres critiques, réduisant ainsi les risques de non-conformité avec les seuils réglementaires et assurant une qualité constante des eaux traitées.

Les conclusions de cette recherche offrent une base solide pour l'optimisation des procédés de traitement des eaux résiduaires, ouvrant la voie à des améliorations opérationnelles significatives et à des économies d'énergie. L'intégration de modèles de simulation avancés, combinée à une gestion précise des paramètres de contrôle, révèle un potentiel considérable pour optimiser les performances des stations d'épuration dans divers contextes régionaux et climatiques. Cependant, il est essentiel que les opérateurs veillent à maintenir ces systèmes en bon état et appliquent des stratégies efficaces de contrôle de l'aération des réacteurs biologiques afin de maximiser l'efficacité énergétique.

L'application de modèles mathématiques avancés et de simulations dans cette étude, a démontré que des gains significatifs en termes d'efficacité énergétique et de traitement des polluants pouvaient être réalisés. D'un point de vue économique et environnemental, l'optimisation dynamique se révèle être un outil puissant pour les ingénieurs, leur permettant de déterminer la conception optimale des systèmes de traitement des eaux résiduaires. Les exploitants de stations d'épuration sont de plus en plus contraints d'adopter des solutions d'optimisation pour réduire les coûts énergétiques, notamment ceux liés aux processus les plus énergivores. Dans ce contexte, l'utilisation de technologies avancées, telles que la modélisation mathématique, la simulation informatique, et le contrôle matériel, devient essentielle. Ces technologies permettent d'analyser diverses solutions en peu de temps et avec un budget limité, intégrant ainsi la modélisation dans la conception et l'exploitation des systèmes. Ce processus permet d'acquérir des connaissances cruciales sur les mécanismes opérationnels et les stratégies d'optimisation.

Ce travail ouvre la voie à des études futures visant à affiner ces modèles et à explorer des solutions innovantes, répondant ainsi aux exigences croissantes en matière de durabilité environnementale et de gestion des ressources en eau. Ces avancées, en phase avec les préoccupations mondiales actuelles, contribuent à rendre le traitement des eaux usées plus efficace et respectueux de l'environnement.

Bien que des avancées significatives aient été réalisées dans les stations d'épuration à boues activées, plusieurs aspects présentent encore des limitations qui méritent d'être soulignées. Ces avancées ont permis une amélioration notable des capacités de traitement, mais des défis subsistent, en particulier en ce qui concerne l'optimisation de la gestion des boues, la réduction de la consommation énergétique, et l'intégration des technologies de traitement des nutriments comme l'azote et le phosphore. Ainsi, en s'appuyant sur les résultats obtenus, cette recherche ouvre de nouvelles perspectives de développement et d'investigation, qui pourront enrichir les futures initiatives d'optimisation des stations d'épuration.

Limitations & perspectives

Limite 1 : Domaine de validité du modèle

La première limitation majeure de cette méthodologie réside dans la nécessité d'un modèle de la station d'épuration (STEP) dont le domaine de validité couvre adéquatement les paramètres explorés lors de la manipulation des systèmes de contrôle. Cette limitation est cruciale car le domaine de validité des modèles utilisés est souvent mal défini. Par exemple, il n'est pas évident qu'un modèle calibré pour une STEP avec des unités de boues activées fonctionnant sous des charges élevées ou moyennes et avec des concentrations d'oxygène presque séquencées (0 ou 2 mg/L) puisse être appliqué à la même STEP en aération prolongée avec des concentrations d'oxygène très faibles. Cette incertitude quant à la transférabilité des modèles entre différents modes de fonctionnement met en lumière la nécessité d'une meilleure compréhension et définition du domaine de validité des modèles.

Perspective 1 : Développement de modèles adaptatifs

Pour pallier cette limitation, il serait pertinent de développer des modèles adaptatifs ou « étendus » capables de simuler différents scénarios d'exploitation de la STEP. Ces modèles pourraient inclure des mécanismes permettant de capturer les variations dans les conditions de fonctionnement, telles que les changements dans les concentrations d'oxygène et les charges organiques. Par exemple, la modélisation de la diversité de la biomasse et l'analyse de son impact sur la stabilité du fonctionnement de la STEP pourraient offrir des insights précieux. Une étude plus approfondie pourrait être nécessaire pour développer des modèles qui intègrent ces variables et valider leur applicabilité dans divers scénarios de fonctionnement.

Limite 2 : Connaissance des caractéristiques de l'influent

Une autre contrainte importante réside dans la nécessité d'une connaissance précise des caractéristiques de l'influent pour générer des ensembles de données fiables couvrant diverses conditions météorologiques et périodes. Une information détaillée sur l'influent est cruciale pour créer des ensembles de données représentatifs pour les périodes sèches, les événements pluvieux, et les longues périodes. Cependant, même si une station d'épuration (STEP) n'a pas des ressources aussi abondantes qu'une grande installation en termes de données détaillées sur l'influent (les eaux résiduaires entrant dans la station), elle peut tout de même fournir des informations précieuses. Cette capacité est renforcée lorsque les données disponibles sont associées à des modèles phénoménologiques de l'influent. Bien que la validité des ensembles de données ainsi générés puisse être limitée, cette approche représente un point de départ qui peut être amélioré à mesure que la compréhension des caractéristiques de l'influent progresse.

Perspective 2 : Développement d'outils d'assistance à la modélisation de l'influent

Pour surmonter les limitations actuelles, le développement d'outils spécifiques facilitant la modélisation de l'influent est recommandé. Ces outils devraient inclure des modules pour l'acquisition, l'analyse, et la gestion des données, ainsi que des recommandations sur les niveaux de calibration nécessaires, afin d'améliorer la précision et l'accessibilité des méthodologies en pratique. En parallèle, des technologies avancées comme les biofiltres et les réacteurs à membranes peuvent offrir des solutions efficaces pour le traitement des eaux résiduaires, bien qu'elles puissent entraîner des coûts supplémentaires. L'intégration de ces solutions dans les stations d'épuration nécessite une sensibilisation accrue aux défis futurs liés à la disponibilité de l'eau potable, afin de justifier les investissements nécessaires tout en optimisant les performances des installations.

Limite 3 : Optimisation Incomplète des Paramètres Internes du Contrôleur

La méthodologie actuelle a principalement focalisé son optimisation sur les points de consigne et les limites du contrôleur, en négligeant les paramètres internes du contrôleur, tels que ceux qui influencent sa stabilité et sa vitesse de réponse. Bien que les paramètres internes actuellement utilisés soient considérés comme appropriés pour les points de consigne testés, une optimisation plus approfondie de ces paramètres pourrait affiner davantage les résultats.

Perspective 3 : Intégration de l'optimisation des paramètres internes du contrôleur

Pour surmonter cette limitation, il serait bénéfique d'intégrer l'optimisation des paramètres internes du contrôleur en parallèle avec celle des points de consigne et des limites. Une approche possible consiste à mener une optimisation en deux étapes : d'abord, une optimisation globale des points de consigne et des limites est réalisée, suivie par une optimisation plus ciblée des paramètres internes pour chaque solution proposée. Cette méthode permettrait de maintenir un bon équilibre entre la qualité des effluents, la consommation d'énergie et la stabilité du contrôle. En affinant les paramètres internes de cette manière, on pourrait obtenir une meilleure précision et une performance globale améliorée des systèmes de contrôle dans le traitement des eaux résiduaires.

Limite 4 : Importance de l'Expertise en Modélisation pour une Optimisation Précise

Enfin, l'application de cette méthodologie exige une expertise approfondie en modélisation de l'élimination biologique des différentes formes de pollution, ainsi qu'une compréhension des variations de la biomasse épuratrice. Cette expertise est cruciale pour sélectionner les paramétrages adéquats, définir les objectifs et les contraintes appropriés, et effectuer une analyse précise des résultats d'optimisation pour éviter les interprétations erronées. Bien que la méthodologie fournisse un outil précieux, elle ne remplace pas l'expertise d'un spécialiste en modèles de stations d'épuration (STEP), mais peut servir de support complémentaire.

Perspective 4 : Développement d'outils conviviaux pour l'optimisation des STEP et collaboration entre experts et praticiens

Pour pallier cette limitation, il est recommandé de développer des outils conviviaux qui intègrent des connaissances expertes en modélisation tout en étant accessibles aux utilisateurs non spécialistes. Un tel outil pourrait simplifier la sélection des paramétrages, la définition des objectifs, et l'interprétation des résultats, tout en offrant des recommandations basées sur des normes éprouvées. De plus, une collaboration étroite entre les experts en modélisation et les praticiens de terrain pourrait faciliter l'application de cette méthodologie, enrichir la compréhension des dynamiques complexes de la STEP, et garantir une utilisation plus efficace des outils d'optimisation.

Perspective Finale

Une perspective prometteuse pour cette recherche est l'élargissement de la méthodologie à d'autres problèmes d'optimisation. En effet, au-delà de l'optimisation des stations d'épuration

(STEP), cette approche pourrait être adaptée à des objectifs variés tels que le dimensionnement des équipements, la gestion des coûts d'investissement et de maintenance, ainsi que l'optimisation de systèmes différents de l'aération des boues activées. En outre, la méthodologie pourrait également être exploitée pour concevoir des configurations d'usines plus résilientes aux perturbations et pour évaluer les risques de dysfonctionnement. Cette extension pourrait non seulement enrichir les applications pratiques de la méthodologie, mais aussi contribuer à une meilleure compréhension et gestion des systèmes complexes de traitement des eaux résiduaires, en offrant des solutions robustes et adaptées aux défis futurs.

Perspectives de Recherche Future

Pour faire avancer le domaine de l'optimisation des systèmes de traitement des eaux résiduaires, plusieurs axes de recherche prometteurs peuvent être explorés :

Intégration des Effets Climatiques et Environnementaux :

Les impacts du changement climatique sur les performances des stations d'épuration devraient être examinés plus en profondeur. Cela inclut l'étude des effets des variations de température, de la fréquence des pluies extrêmes et de la qualité de l'eau d'entrée sur les processus biologiques et chimiques. La modélisation dynamique prenant en compte ces variables pourrait offrir des solutions adaptées aux conditions changeantes.

Développement de Modèles Multidimensionnels :

Les recherches futures pourraient se concentrer sur le développement de modèles multidimensionnels qui intègrent des aspects économiques, sociaux et environnementaux. Ces modèles pourraient aider à optimiser non seulement les performances techniques mais aussi les coûts opérationnels et l'impact environnemental des stations d'épuration.

Optimisation des Processus de Réutilisation et de Récupération des Ressources :

Face aux défis globaux du changement climatique et de la pénurie d'eau, les eaux résiduaires sont désormais considérées comme une ressource précieuse plutôt qu'un problème. Cette nouvelle perception est alimentée par la possibilité de récupérer de précieuses ressources telles que l'eau, l'énergie et les nutriments à partir des eaux résiduaires. En mettant en œuvre des technologies avancées, les eaux résiduaires peuvent être recyclées et réutilisées, ce qui

contribue à la conservation de l'eau. L'énergie contenue dans la matière organique des eaux résiduaires peut également être exploitée pour produire de l'énergie renouvelable, tandis que des nutriments comme l'azote et le phosphore peuvent être récupérés pour fabriquer des engrais. Cette approche intégrée soutient la tendance mondiale vers la durabilité et l'efficacité des ressources, faisant des eaux résiduaires un élément clé pour relever les défis environnementaux futurs. L'optimisation des processus de récupération des ressources telles que l'eau, les nutriments et l'énergie est un domaine de recherche crucial. Explorer de nouvelles technologies et approches pour maximiser la récupération des ressources et réduire les déchets peut conduire à des systèmes de traitement des eaux résiduaires plus durables et économiquement viables.

Application des Technologies Avancées de Surveillance et de Contrôle :

L'intégration de technologies avancées telles que l'Internet des objets (IoT), l'intelligence artificielle (IA) et l'apprentissage automatique dans les systèmes de contrôle des stations d'épuration pourrait améliorer la précision et l'efficacité du traitement. Des recherches sur la manière dont ces technologies peuvent être appliquées pour optimiser les processus en temps réel sont prometteuses. Par exemple, l'utilisation de modèles de réseaux de neurones artificiels multicouches (ANN) ou de réseaux de neurones basés sur des fonctions radiales (RBF) permettrait une meilleure compréhension et une optimisation plus précise des processus. L'intégration de ces approches d'optimisation pourrait être appliquée à l'ensemble du système STEP pour réduire la consommation d'énergie tout en maintenant l'efficacité du traitement des eaux résiduaires.

Étude des Interactions Microbiennes Complexes :

Une meilleure compréhension des interactions microbiennes dans les systèmes de traitement est nécessaire pour optimiser les processus biologiques. Des recherches sur la dynamique des communautés microbiennes et leur influence sur les processus de traitement, notamment en conditions variées, peuvent fournir des informations précieuses pour l'amélioration des performances des modèles.

En examinant ces perspectives et en comparant les similitudes et les divergences avec notre approche actuelle, nous pourrions approfondir notre compréhension des systèmes dynamiques complexes et faire progresser la recherche appliquée dans ce domaine. En poursuivant ces axes de recherche, nous avons l'opportunité de perfectionner les systèmes de traitement des eaux résiduaires, de relever les défis émergents et de favoriser un environnement plus durable et plus efficace.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- Aghalari, Z., Dahms, H.U., Sillanpaa, M., Sosa-Hernandez, J.E. and Parra-Saldívar, R. (2020) Effectiveness of wastewater treatment systems in removing microbial agents: a systematic review', *Glob. Health*, Vol. 16, No. 1, p.13, BioMed Central Ltd., <https://doi.org/10.1186/s12992-020-0546-y>.
- Aguilar-López, R., López-Pérez, P.A., Peña-Caballero, V. and Maya-Yescas, R. (2013) Regulation of an activate sludge wastewater plant via robust active control design, *International Journal of Environmental Research*, Winter, Vol. 7, No. 1, pp.61–68, ISSN: 1735-6865.
- Ahmed S.F., Kumar P.S., Kabir M., Zuhara F.T., Mehjabin A., Tasannum N., Hoang A.T., Kabir Z., Mofijur M (2022) Threats, Challenges and Sustainable Conservation Strategies for Freshwater Biodiversity. *Environ. Res.* 214:113808. doi: 10.1016/j.envres.2022.113808
- Alalewi, A., & Chen, S. (2017). Nutrient removal evaluation using the ASM2dModel. *Current Journal of Applied Science and Technology*, 24(3),1–10.
- Almeida, M. C. (2000). Pollutant transformation processes in sewers under aerobic dry weather flow conditions. PhD. Collection Teses e Programas de Investigação LNEC 17. LNEC, Lisbon.
- Åmand, L., Olsson, G., & Carlsson, B. (2013). Aeration control - A review. *Water Science and Technology*, Vol. 67, No. 11, pp.2374–2398, <https://doi.org/10.2166/wst.2013.139>.
- Andreas N. Angelakis and Shane A. Snyder (2015) Wastewater Treatment and Reuse: Past, Present, and Future Water, Vol. 7, pp.4887–4895, <https://doi.org/10.3390/w7094887>.
- Angelakis, A.N. and Snyder, S.A. (2015) Wastewater treatment and reuse: past, present, and future, *Water*, Vol. 7, pp.4887–4895, <https://doi.org/10.3390/w7094887>.
- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G. (1976) Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48: 835.
- Ardern E. and Lockett W.T. (1914) Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *J. Soc Chem Ind.*, 33, 523.
- Aslan S., Dahab M. (2008) Nitritation and denitritation of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors. *J. Hazard. Mater.* 156: 56.
- Aslan S., Miller L., Dahab M. (2009) Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technol.* 100: 659.

- Ayesa, E., De la Sota, A., Grau, P., Sagarna, J.M., Salterain, A., Suescun, J (2006) Supervisory control strategies for the new WWTP of Galindo-Bilbao: the long run from the conceptual design to the full-scale experimental validation. *Wat. Sci. Tech.* 53 (4e5), 193-201.
- Baalbaki, Z., Torfs, E., Maere, T., Yargeau, V., Vanrolleghem, P.A (2017) Dynamic modelling of solids in a full-scale activated sludge plant preceded by CEPT as a preliminary step for micropollutant removal modelling. *Bioproc. Biosyst. Eng.* 40, 499–510. <https://doi.org/10.1007/s00449-016-1715-5>.
- Barker, P.S. and Dold, P.L. (1997) General model for biological nutrient removal activated sludge systems: model presentation, *Water Environ. Res.*, Vol. 69, No. 5, pp.969–984, DOI: 10.2175/106143097X125669.
- Bastin G., Dochain D (1990) On-line estimation and adaptative control of bioreactors. Amsterdam, Elsevier, 1990, 379 p.
- Benedetti, L., De Baets, B., Nopens, I., Vanrolleghem, P.A (2010) Multi-criteria analysis of wastewater treatment plant design and control scenarios under uncertainty. *Environ. Model. Softw* 25, 616–621. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2009.06.003>.
- Ben Li, Michael K. Stenstrom (2014) Dynamic one-dimensional modeling of secondary settling tanks and design impacts of sizing decisions *Water rechearch*, 50 , 160-170 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.037>
- Benoît BERAUD (2009) Méthodologie d'optimisation du contrôle/commande des usines de traitement des eaux résiduaires urbaines basée sur la modélisation et les algorithmes génétiques multi-objectifs, Thèse de Université MONTPELLIER II Sciences et Techniques du languedoc
- Bixio, D., Parmentier, G., Rousseau, D., Verdonck, F., Meirlaen, J., Vanrolleghem, P.A., Thoeye, C (2002) A quantitative risk analysis tool for design/simulation of wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* 46 (4-5), 301-307.
- Bougard D. (2004) Traitement biologique d'effluents azotes avec arrêt de la nitrification au stade nitrite. Ecole nationale agronomique de Montpellier, France.
- Bougard D., Bernet N., Chèneby D., Delgenès J.P. (2006) Nitrification of a high-strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: Effect of temperature on nitrite accumulation. *Proc. Biochem.* 41, 106.
- Brdjanovic, D., Meijer, S.C.F., Lopez-Vazquez, C.M., Hooijmans, C.M. and Van Loosdrecht, M.C.M. (2015) Applications of Activated Sludge Models, Vol. 14, IWA Publishing,

<https://doi.org/10.2166/9781780404660>.

- Burgan, H.İ., İçağa, Y., Bostanoğlu, Y. and Kilit, M. (2012) 'Water quality tendency of akarçay river between 2006–2011', Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi, Vol. 19, No. 3, pp.127–132, DOI: 10.5505/pajes.2013.46855
- Cai Y., Zhu M., Meng X., Zhou J.L., Zhang H., Shen X (2022) The Role of Biochar on Alleviating Ammonia Toxicity in Anaerobic Digestion of Nitrogen-Rich Wastes: A Review. *Bioresour. Technol.* 351:126924. doi: 10.1016/j.biortech.2022.126924.
- Campo, G., Miggiano, A., Panepinto, D. and Zanetti (2022) Insights into the domestic wastewater treatment (DWWT) regimes: a review, *Water*, MDPI, <https://doi.org/10.3390/w14213542>.
- Centre de recherche en environnement (2023) Séminaire national sur l'innovation pour la réutilisation et la valorisation des eaux résiduaires, SNIRVEu'23, Annaba, Algérie
- Chabi, M. and Hammar, Y. (2019) 'Modélisation de la dépense énergétique dans une station d'épuration à boues actives: cas de la station de Souk Ahras', *Rev. Sci. Technol.*, Vol. 25, No. 1, pp.144–154, <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/150753>.
- Chaize S., Huyard A. (1991) Membrane bioreactors on domestic wastewater treatment sludge production and modeling approach. *Water Science and Technology* 23: 1591-1600.
- Chandran K., Hu Z. Q., Smets B. F. (2008) A critical comparison of extant batch respirometric and substrate depletion assays for estimation of nitrification biokinetics. *Biotechnology and Bioengineering* 101(1): 62-72.
- Charley R.C., Hooper D.G., McLee A.G. (1980) Nitrification kinetics in activated sludge at various temperatures and dissolved oxygen concentrations. *Water Research* 14: 1387-1396.
- Chaturvedi, S., Kumar, N. and Kumar, R. (2023) 'Two feedback PID controllers tuned with teaching-learning-based optimization algorithm for ball and beam system', *IETE Journal of Research*, pp.1–10, <https://doi.org/10.1080/03772063.2023.2284955>.
- Chen Y., Liu C., Nie J., Luo X., Wang D (2013) Chemical Precipitation and Biosorption Treating Landfill Leachate to Remove Ammonium-Nitrogen. *Clean Techn. Environ. Policy.* 2013;15:395–399. doi: 10.1007/s10098-012-0511-4.
- Cho SH, Chang HN, Prost C (1996) Steady state analysis of the coupling aerator and secondary settling tank in activated sludge process. *Water Res* 30(11):2601–2608

- Choubert J.M. (2002) Analyse et optimisation du traitement de l'azote par boues activées à basse température. Université Louis Pasteur, Strasbourg I, France.
- Choubert J.M. Racaul Y., Grasmick A., Beck C., Heduit A. (2005) Nitrogen removal from urban wastewater by activated sludge process operated over the conventional carbon loading rate limit at low temperature. *Water SA* 4.
- Chuang H.P., Ohashi A., Imachi H., Tandukar M., Harada H. (2007) Effective partial nitrification to nitrite by downflow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. *Water Research* 41: 295.
- Cindy BASSOMPIERRE (2007) procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote a la validation de modèles. Thèse de doctorat. Spécialité Automatique. Institut National Polytechnique de Grenoble
- Ciuła, J. (2021). Modeling the migration of anthropogenic pollution from active municipal landfill in groundwaters. *Architecture Civil Engineering Environment*, 14(2), 81–90.
- Coen, F., Vanderhaeghen, B., Boonen, I., Vanrolleghem, P.A., Van Eyck, L., Van Meenen, P.(1996) Nitrogen removal upgrade of a WWTP within existing reactor volumes: a simulation supported scenario analysis. *Water Sci. Technol.* 34 (3-4), 339–346.
- COMSA (2010) Construction and Operation File for the SAIDA Wastewater Treatment Plant,
- Conant R.T., Berdanier A.B., Grace P.R (2013) Patterns and Trends in Nitrogen Use and Nitrogen Recovery Efficiency in World Agriculture. *Glob. Biogeochem. Cycles.* 27:558–566. doi: 10.1002/gbc.20053.
- Cruz H., Law Y.Y., Guest J.S., Rabaey K., Batstone D., Laycock B., Verstraete W., Pikaar I (2019) Mainstream Ammonium Recovery to Advance Sustainable Urban Wastewater Management. *Environ. Sci. Technol.* 53:11066–11079. doi: 10.1021/acs.est.9b00603.
- Dąbrowski, W., Żyłka, R. and Rynkiewicz, M. (2016) 'Evaluation of energy consumption in agro-industrial wastewater treatment plant', *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 17, No. 3, pp.73–78, DOI: 10.12911/22998993/63306.
- Dai H., Han T., Sun T., Zhu H., Wang X., Lu X (2021) Nitrous Oxide Emission during Denitrifying Phosphorus Removal Process: A Review on the Mechanisms and Influencing Factors. *J. Environ. Manag.* 2021;278:111561. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111561.
- Dairi, S., Djebbar, Y., Hammar, Y. and Mrad, D. (2017) 'Dynamic simulation for wastewater treatment plants management: case of Souk-Ahras Region, North-Eastern Algeria', *Journal of Water and Land Development*, <http://www.itp.edu.pl/wydawnictwo/journal>; <http://www.degruyter.com/view/j/jwld>.
- DAIGGER G.T. Development of refined clarifier operating diagrams using an updated settling

characteristics database. *Water Environment Research*, Volume 67 (1), 1995.

Daoliang Li, Mi Zou, Lingwei Jiang; Dissolved oxygen control strategies for water treatment: a review. *Water Sci Technol* 15 September 2022; 86 (6): 1444–1466. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2022.281>

De Ketele, J., Davister, D., Ikumi, D.S (2018) Applying performance indices in plantwide modelling for a comparative study of wastewater treatment plant operational strategies. *Water S.A.* 44, 539–550. <https://doi.org/10.4314/wsa.v44i4.03>.

Delrue F., Racault Y., Choubert J.M., Sperandio M. (2010) Modelling a full scale membrane bioreactor using activated sludge model no.1: challenges and solutions. *Water Science and Technology* 62 (10): 2205–221.

Descoins, N., Deleris, S., Lestienne, R., Trouvé, E. and Maréchal, F. (2012) ‘Energy efficiency in waste water treatments plants: optimization of activated sludge process coupled with anaerobic digestion’, *Energy*, Vol. 41, No. 1, pp.153–164 <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.03.078>.

DHI, MIKE (2020) WEST_User Guides & Getting started tutorial for WEST+2020.

Di Fraia, S., Massarottia, N. and Vanolia, L. (2018) ‘A novel energy assessment of urban wastewater treatment plants’, *Energy Convers. Manag.*, Vol. 163, pp.304–313, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.02.058>.

Di Trapani D., Mannina G., Torregrossa M., Viviani G. (2010) Comparison between hybrid moving bed biofilm reactor and activated sludge system: A pilot plant experiment. *Water Science and Technology* 61: 891–902.

Di Trapani D., Di Bella G., Mannina G., Torregrossa M., Viviani G. (2015) Effect of C/N shock variation on the performances of a moving bed membrane bioreactor. *Bioresource Technology* 189: 250–257.

Diehl S, Jeppsson U (1998) A model of the settler coupled to the biological reactor. *Water Research* 32(2):331–342

Dinçer Ali R., Kargi F. (2000) Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes. *Enzyme and Microbial Technology* 27: 37-42.

Direction des ressources en eau de Saida (2020) Rapport Mensuel d'Exploitation de la Station d'Épuration de Saïda pour la Période d'Avril à Août 2020, Service d'Assainissement.

Dochain, D., & Vanrolleghem, P. (2005). *Dynamical modelling and estimation in wastewater treatment processes*. IWA Publishing, London, UK. <https://doi.org/10.2166/9781780403045>.

- Dold P.L., Ekama G.A., Marais G.v.R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Water Technol.* 12: 47-77. *Enzyme and Microbial Technology* 27: 37-42.
- Drewnowski, J., Remiszewska-Skwarek, A., Duda, S. and Łagód, G. (2019) 'Aeration process in bioreactors as the main energy consumer in a wastewater treatment plant', *Review of Solutions and Methods of Process Optimization, Processes*, MDPI, <https://doi.org/10.3390/pr7050311>.
- Droste, R.L. (1997). *Theory and practice of water and wastewater treatment*. John Wiley&Sons: New York.
- Dubreuil, A., Assoumou, E., Bouckaert, S., Selosse, S. and Maïzi, N. (2013) 'Water modeling in an energy optimization framework – the water-scarce Middle East context', *Applied Energy*, Vol. 101, pp.268–279, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.06.032>.
- Dudley, J., Buck, G., Ashley, R., & Jack, A. (2002). Experience and extensions to the ASM2 family of models. *Water Science & Technology*, 45(6), 177–186.
- Duzinkiewicz, K., Brdys, M. A., Kurek, W., & Piotrowski, R. (2009). Genetic hybrid predictive controller for optimized dissolved-oxygen tracking at lower control level. *IEEE Transactions on Control Systems Technology*, 17(5), 1183–1192.
- Ferreira, F. (2006). *Modelação e gestão integrada de sistemas de águas residuais*. PhD. UTL, Instituto Superior Técnico, Departamento de Engenharia Civil, Lisboa.
- Flores-Alsina, X., Rodríguez-Roda, I., Sin, G., Gernaey, K (2008) Multi-criteria evaluation of wastewater treatment plant control strategies under uncertainty. *Wat. Res.* 42, 4485-4497
- Flores-Alsina, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K.V., Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Snip, L., Vanrolleghem, P.A., Jeppsson, U (2014) Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs. *Sci. Total Environ.* 466–467, 616–624. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2013.07>.
- Gaëlle TALLEC (2005) *ÉMISSIONS D'OXYDE NITREUX LORS DU TRAITEMENT DE L'AZOTE EN STATION D'ÉPURATION*, Agglomération parisienne. Thèse de doctorat, Sciences et Techniques de l'Environnement. Ecole nationale des ponts et chaussées.
- Galií A., Dosta J., Van Loosdrecht M.C.M, Mata-Alvarez J. (2006) Biological nitrogen removal via nitrite of reject water with a SBR and chemostat SHARON=denitrification process. *Indust. Eng. Chem. Res.* 45: 7656.
- Garrido J. M., van Benthum W. A. J., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J. (1997) Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering* 53 (2): 168-178.

- Gernaey K.V , Mark C.M van Loosdrecht , Mogens Henze , Morten Lind , Sten B Jørgensen (2004) Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling & Software*, Volume 19, Issue 9, Pages 763-783 <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.03.005>
- Ghoneim, A., Helal, A.M. and Abdel Wahab, G. (2016) ‘Minimizing energy consumption in wastewater treatment plants’, 2016 3rd International Conference on Renewable Energies for Developing Countries, DOI: 10.1109/REDEC.2016.7577507.
- Gujer, W (2006) Activated sludge modelling: past, present and future. *Water Sci. Technol.* 53, 111–119.
- Gujer, W. & Jenkins, D (1975) Contact stabilization activated-sludge process, oxygen utilization, sludge production and efficiency. *Water Research* 9 (5–6), 553–560.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T. and Van Loosdrecht, M. (1999) ‘Activated sludge model No. 3’, *Water Science and Technology*, Vol. 39, No. 1, pp.183–193, <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0039>.
- Gupta V.K., Ali I., Saleh T.A., Nayak A., Agarwal S (2012) Chemical Treatment Technologies for Waste-Water Recycling—An Overview. *RSC Adv.* 2:6380–6388. doi: 10.1039/c2ra20340e.
- Han, H., Liu, Z., Hou, Y. and Qiao, J. (2020) Data-driven multiobjective predictive control for wastewater treatment process, *IEEE Transactions on Industrial Informatics*, Vol. 16, No. 4, pp.2767–2775, DOI: 10.1109/TII.2019.2940663.
- Hanaki K., Wantawin C., Ohgaki S. (1990a) Effects of the activity of heterotrophs on nitrification in a suspended-growth reactor. *Water Research* 24: 289-296.
- Hanaki K., Wantawin C., Ohgaki S. (1990b) Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Water Research* 24: 297-302.
- Hauduc, H., Gillot, S., Rieger, L., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I. and Winkler, S.S. (2009) ‘Activated sludge modelling in practice: an international survey’, *Water Science & Technology*, Vol. 60, No. 8, IWA Publishing, DOI: 10.2166/wst.2009.223.
- Hauduc, H., Rieger, L., Shaw, A.R. and Takács, I. (2011) ‘Activated sludge modelling: development and potential use of a practical applications database’, Article in *Water Science & Technology*, June, DOI: 10.2166/wst.2011.368.
- Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. V. R. & Matsuo, T (1987) A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Research* 21 (5), 505–515.

- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C. & Marais, G. R (1995) 'Activated Sludge Model No. 2. IAWQ Scientific and technical report No. 3, IAWQ, London, England.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R. & Van Loosdrecht, M. C. M (1999) Activated sludge model No.2d,ASM2d. *Water Science And Technology* 39 (1), 165–182.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M (2000) Activated Sludge Models SM1, ASM2, ASM2D, ASM3, Edition: IAWPRC scientific and technical reports no.9, IAWPRC Publisher: IWA publishing, ISBN: 9781780402369
- Henze, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J. L. & Arvin, E. (2002) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer Science & Business Media, Berlin Heidelberg, Germany.
- Henze, M. & Comeau, Y (2008) *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design* pp. 33–52. IWA Publishing, London, UK.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2015). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. *Water Intelligence Online*, 7(0), 9781780401867–9781780401867. doi:10.2166/9781780401867
- Hernández-del-Olmo, F., Gaudioso, E., Dormido, R. and Duro, N. (2016) 'Energy and environmental efficiency for the N-ammonia removal process in wastewater treatment plants by means of reinforcement learning', *Energies*, Vol. 9, No. 9, p.755, <https://doi.org/10.3390/en9090755>.
- Hoover, S. R. & Porges, N (1952) 'Assimilation of dairy wastes by activated sludge .2. The equation of synthesis and rate of oxygen utilization'. *Sewage and Industrial Wastes* 24 (3), 306–312. <https://www.jstor.org/stable/25031842>.
- Hreiz, R., Latifi, M.A., Roche, N (2015) Optimal design and operation of activated sludge processes: state-of-the-art. *Chem. Eng. J.* 281, 900–920. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2015.06.125>.
- Huang H., Liu J., Ding L (2015) Recovery of Phosphate and Ammonia Nitrogen from the Anaerobic Digestion Supernatant of Activated Sludge by Chemical Precipitation. *J. Clean. Prod.* 102:437–446. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.04.117.
- Huang, F., Shen, W., Zhang, X. and Seferlis, P. (2020) 'Impacts of dissolved oxygen control on different greenhouse gas emission sources in wastewater treatment process', *Journal of Cleaner*, Vol. 274, p.123233, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123233>.

- Hulsbeek, J., Kruit, J., Roeleveld, P., & van Loosdrecht, M. (2002). A practical protocol for dynamic modeling of activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.*, 45 (6), 127-136.
- J. Cassidy, T. Silva, N. Semião, P. Ramalho, A. Santos and J. Feliciano (2020) Improving wastewater treatment plants operational efficiency and effectiveness through an integrated performance assessment system, *H₂Open Journal* Vol 3 No 1 doi: 10.2166/h2oj.2020.007
- Jeguirim M., Belhachemi M., Limousy L., Bennici S (2018) Adsorption/Reduction of Nitrogen Dioxide on Activated Carbons: Textural Properties versus Surface Chemistry—A Review. *Chem. Eng. J.* 347: 493–504. doi: 10.1016/j.cej.2018.04.063.
- Jeppsson, U (1996) Modelling aspects of wastewater treatment processes .PhD Thesis, Lund Institute of Technology, Sweden. <http://www.iea.lth.se/publications>.
- Jes la Cour Jansen, J., Arvin, E., Henze, M., & Harremoës, P (2019) *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*. (P. Barnholdt Kristofferson, Ed.) (4th ed.). Copenhagen: Polyteknisk Forlag.
- Jiang Z., Yu H., Zhuo X., Bai X., Shen J., Zhang H (2022) Efficient Treatment of Aged Landfill Leachate Containing High Ammonia Nitrogen Concentration Using Dynamic Wave Stripping: Insights into Influencing Factors and Kinetic Mechanism. *Waste Manag.*150:48–56. doi: 10.1016/j.wasman.2022.06.035.
- Jiang, L-M., Chen, L., Zhou, Z., Sun, D., Li, Y., Zhang, M., Liu, Y., Du, S., Chen, G. and Yao, J. (2020) ‘Fouling characterization and aeration performance recovery of fine-pore diffusers operated for 10 years in a full-scale wastewater treatment plant’, *Bioresource Technology*, Vol. 307, p.123197, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123197>.
- Kampschreur, M. J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M. S. M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43(17), 4093–4103.
- Karri R.R., Sahu J.N., Chimmiri V (2018) Critical Review of Abatement of Ammonia from Wastewater. *J. Mol. Liq.* 261:21–31. doi: 10.1016/j.molliq.2018.03.120.
- Kazimierowicz, J., Bartkowska, I. and Walery, M. (2021) ‘Effect of low-temperature conditioning of excess dairy sewage sludge with the use of solidified carbon dioxide on the efficiency of methane fermentation’, *Energies*, Vol. 14, No. 1, p.150, <https://doi.org/10.3390/en14010150>.
- Khaled, O., Nabila, S., Enas Taha, S., Mohammad, A.A., Mohamed, S.M. and Olabi, A. (2022) ‘The role of wastewater treatment in achieving sustainable development goals (SDGs) and sustainability guideline’, *Energy Nexus*, Vol. 7, p.100112, <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100112>.

- Khan, O., Madhuranthakam, C.M.R., Douglas, P., Lau, H., Sun, J. and Farrell, P. (2018) 'Optimized PID controller for an industrial biological fermentation process', *Journal of Process Control*, Vol. 71, pp.75–89, <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100112>.
- KHERFANE Wahida, 2017. Etude de l'hydrodynamique des bassins d'aération. Thèse de doctorat, Université badji-mokhtar-annaba, Algérie.
- Kim J.H., Guo X., Park H.S. (2008) Comparison study of the effects of temperature and free ammonia concentration on nitrification and nitrite accumulation. *Proc. Biochem.* 43: 154.
- Kim, D., Bowen, J.D., Ozelkan, E.C (2015) Optimization of wastewater treatment plant operation for greenhouse gas mitigation. *J. Environ. Manag.* 163, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.005>.
- Knowles G., Downing A.L., Barrett M.J. (1965) Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture, with the aid of an electronic computer. *Journal of General Microbiology* 38:263-278.
- Kryłów, M., Kwaśny, J., & Balcerzak, W. (2017). Contamination of waters and bottom sediments with PAHs and their derivatives. Literature review. *Przemysł Chemiczny*, 8, 1695–1698.
- Kumar, R. (2024) 'Recurrent context layered radial basis function neural network for the identification of nonlinear dynamical systems', *Neurocomputing*, Vol. 580, p.127524, <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2024.127524>.
- Kumar, R., Srivastava, S. and Mohindru, A (2020) 'Lyapunov stability – dynamic back propagation-based comparative study of different types of functional link neural networks for the identification of nonlinear systems', *Soft Comput.*, Vol. 24, pp.5463–5482, <https://doi.org/10.1007/s00500-019-04496-0>.
- Laëtitia FRAT (2020) Caractérisation des eaux résiduaires d'un réseau d'assainissement pour un diagnostic des pollutions en amont des stations d'épuration : de l'analyse physico-chimique au développement d'un nouveau bioessai toxicologique. Thèse de doctorat, l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech)
- Lahdhiri Ameni (2015) Compréhension des processus biologiques dans les bioréacteurs à membranes : Choix d'un outil simplifié de simulation et identification des critères déterminant le contrôle des processus. Thèse de doctorat, Université de Montpellier et Université de Gabes.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., et al. (2004). A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Sci. Tech.*, 50 (7), 131-138.

- Leiv Rieger, Sylvie Gillot, Günter Langergraber, Takayuki Ohtsuki, Andrew Shaw, Imre Takács and Stefan Winkler (2013) Guidelines for Using Activated Sludge Models, Authored by the IWA Task Group on Good Modelling Practice, IWA Publishing, Alliance House. Scientific and Technical Report No. 22.
- Lemos, D., Dias, A.C., Gabarrell, X. and Arroja, L. (2013) 'Environmental assessment of an urban water system', *J. Clean Production*, Vol. 54, pp.157–165, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.029>.
- LEPORCQ Cédric, CHOUBERT Jean-Marc, GUILLET Agnès, CADET Catherine, AUROUSSEAU Marc, CANLER Jean-Pierre (2009) Takács model validation to predict sludge blanket height in secondary clarifiers of activated sludge process. *Récents Progrès en Génie des Procédés*, Numéro 98 – 2009 2-910239-72-1, Ed. SFGP, Paris, France
- Li, L., Dzakpasu, M., Yang, B., Zhang, W., Yang, Y. and Wang, X.C. (2019a) 'A novel index of total oxygen demand for the comprehensive evaluation of energy consumption for urban wastewater treatment', *Applied Energy*, Vol. 236, pp.253–261, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.101>.
- Li, Z., Zou, Z. and Wang, L. (2019b) Analysis and Forecasting of the Energy Consumption in Wastewater Treatment Plant, Article ID 8690898, 8pp, *Mathematical Problems in Engineering*, Hindawi, <https://doi.org/10.1155/2019/8690898>.
- Lipińska, D. (2016). *Podstawy inżynierii środowiska. (Fundamentals of environmental engineering)*. Łódź: Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego.
- Liu, C., Li, S., Zhang, F (2011) The oxygen transfer efficiency and economic cost analysis of aeration system in municipal wastewater treatment plant. *Energy Proc.* 5, 2437-2443.
- Liu, F., Ouedraogo, A., Manghee, S. and Danilenko, A. (2012) A Primer on Energy Efficiency for Municipal Water and Wastewater Utilities, Energy Sector Management Assistance Program (ESMAP) <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/18060>.
- Longo, S., Mirko d'Antoni, B., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., Lema, J.M., Mauricio-Iglesias, M., Soares, A. and Hospido, (2016) 'A monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement', *Appl. Energy*, Vol. 179, pp.1251–1268, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.043>.
- Lozano Avilés, A.B., Velázquez, F.C. and Pascual del Riquelme, M.L. (2019) 'Methodology for energy optimization in wastewater treatment plants', Phase I: Control of the Best Operating Conditions, MDPI, Sustainability, <https://doi.org/10.3390/su11143919>.
- Maheswari. P, Sheik, A. G, Tejaswini, E. S. S. and Ambati. S. R (2020) Nested control loop configuration for a three stage biological wastewater treatment process" *Chemical*

- Product and Process Modeling, vol. 16, no. 2, 2020, pp. 87-100. <https://doi.org/10.1515/cppm-2020-0035>.
- Mamais, D., Noutsopoulos, C., Dimopoulou, A., Stasinakis, A. and Lekkas, T (2015) 'Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions', *Water Science and Technology*, Vol. 71, pp.303–308, <https://doi.org/10.2166/wst.2014.521>.
- Man, Y., Shen, W.H., Chen, X.Q., Long, Z. and Corriou, J.P. (2018) 'Dissolved oxygen control strategies for the industrial sequencing batch reactor of the wastewater treatment process in the papermaking industry', *Environmental Science – Water Research & Technology*, Vol. 4, No. 5, pp.654–662, <https://doi.org/10.1039/C8EW00035B>.
- Marais G.V.R., Ekama G.A. (1976) The activated sludge process. Part 1 - steady-state behaviour. *Water SA* 2 : 163-199.
- Markéta Andreides ; Petr Dolejš and Jan Bartáček (2022) The prediction of WWTP influent characteristics: Good practices and challenges. *Journal of Water Process Engineering* Volume 49, 103009 <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103009>
- Martin G. (1979) *Le problème de l'azote dans les eaux*. Technique et Documentation ed; 1979.
- Masłoń, A. (2017) 'Analysis of energy consumption at the Rzeszów Wastewater Treatment Plant', *E3S Web of Conferences*, Vol. 22, p.00115, DOI: 10.1051/e3sconf/20172200115.
- McCarty P.L (2018) What Is the Best Biological Process for Nitrogen Removal: When and Why? *Environ. Sci. Technol.* 2018;52:3835–3841. doi: 10.1021/acs.est.7b05832.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse* (3rd ed.). McGraw-Hill.
- Metcalf & Eddy (2003), Inc, (revised by Tchobanoglous, G, Burton, F.L., Stensel, H.D., *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th Edition, New York, NY,
- Miao L., Yang G., Tao T., Peng Y. Recent Advances in Nitrogen Removal from Landfill Leachate Using Biological Treatments—A Review. *J. Environ. Manag.* 2019;235:178–185. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.01.057.

- Mishra S., Singh V., Cheng L., Hussain A., Ormeci B (2022) Nitrogen Removal from Wastewater: A Comprehensive Review of Biological Nitrogen Removal Processes, Critical Operation Parameters and Bioreactor Design. *J. Environ. Chem. Eng.* 10:107387. doi: 10.1016/j.jece.2022.107387.
- Muloiwa, M., Dinka, M.O. and Nyende-Byakika, S. (2023) ‘Modelling and optimization of energy consumption in the activated sludge biological aeration unit’, *Water Practice and Technology*, Vol. 18, No. 1, pp.140–158, <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.154>.
- Münz G., Mori G., Vannini C., Lubello C. (2010) Kinetic parameters and inhibition response of ammonia- and nitrite-oxidizing bacteria in membrane bioreactors and conventional activated sludge processes. *Environmental Technology* 31(14): 1557-1564.
- Münz G., Lubello C., Oleszkiewicz J. A. (2011) Factors affecting the growth rates of ammonium and nitrite oxidizing bacteria. *Chemosphere* 83(5): 720-725.
- Newhart, K.B., Holloway, R.W., Hering, A.S. and Cath, T.Y. (2019) ‘Data-driven performance analyses of wastewater treatment plants: a review’, *Water Research*, Vol. 157, pp.498–513, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.030>.
- Nopens, I., Benedetti, L., Jeppsson, U., Pons, M.N., Alex, J., Copp, J.B., Gernaey, K.V., Rosen, C., Steyer, J.P., Vanrolleghem, P.A (2010) Benchmark simulation model No 2: finalisation of plant layout and default control strategy. *Wat. Sci. Tech.* 62 (9), 1967-1974.
- Obaideen, K., Shehata, N., Sayed, E.T., Abdelkareem, M.A., Mahmoud, M.S. and Olabi, A.G. (2022) ‘The role of wastewater treatment in achieving sustainable development goals (SDGs) and sustainability guideline’, *Energy Nexus*, Vol. 7, p.100112 <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100112>.
- Office National d’Assainissement de Saïda (2020) Rapport sur le coût énergétique, Direction de l’Exploitation et de la Maintenance, Département de Saïda.
- Office International de l’Eau (2008) Conception et dimensionnement des stations d’épuration à boues activées, DFE/CNFME/L:\utilisat\JP\F07\DOCPDA~1\Traitement par boues activées RP F7.doc\05/04/2008
- Olsson, G., & Newell, B. (2005). *Wastewater treatment systems: Modelling, diagnosis and control*. IWA Publishing, London. <https://doi.org/10.2166/9781780402864>
- Ostace, G.S., Cristea, V.M., Agachi, P.S., ., 2011. Cost reduction of the wastewater treatment plant operation by MPC based on modified ASM1 with two-step nitrification/denitrification model. *Comput. Chem. Eng.* 35, 2469-2479.

- Oulebsir, R., Lefkir, A., Safri, A. and Bermad, A. (2020) 'Optimization of the energy consumption in activated sludge process using deep learning selective modeling', *Biomass and Bioenergy*, January, Vol. 132, p.105420, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105420>.
- Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G. and Meucci, L. (2016) 'Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy', *Applied Energy*, Vol. 161, pp.404–411, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.10.027>.
- Pang, J., Yang, S., He, L., Chen, Y. and Ren, N. (2019) 'Intelligent control/operational strategies in WWTPs through an integrated Q-learning algorithm with ASM2d – guided reward', *Water*, Vol. 11, No. 5, p.927, <https://doi.org/10.3390/w11050927>.
- Park H. D., Noguera D. R. (2004) Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia oxidizing bacterial communities in activated sludge. *Water Research* 38 (14-15): 3275-3286.
- Parsons C., Stüeken E.E., Rosen C.J., Mateos K., Anderson R.E (2021) Radiation of Nitrogen-Metabolizing Enzymes across the Tree of Life Tracks Environmental Transitions in Earth History. *Geobiology*. 19:18–34. doi: 10.1111/gbi.12419.
- Peng Y.Z., Zhu G.B. (2006) Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 73: 15.
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., Vanrolleghem, P.A (2002) Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal–industrial wastewater treatment plant. *J. Hydroinformatics* 4, 15–38.
- Pinheiro, A., Cabral, M., Antunes, S., Broco, N. and Covas, D. (2018) 'Estimating capital costs of wastewater treatment plants at the strategical level', *Urban Water J.*, Vol. 15, No. 8, pp.732–740, <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1547409>.
- Poduska R.A., Andrews J.F. (1975) Dynamics of nitrification in the activated sludge process. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 47(11):2599-2620.
- Priya E., Kumar S., Verma C., Sarkar S., Maji P.K. A (2022) Comprehensive Review on Technological Advances of Adsorption for Removing Nitrate and Phosphate from Waste Water. *J. Water Process Eng.* 49:103159. doi: 10.1016/j.jwpe.2022.103159.
- Przydatek, G., Kochanek, A., & Basta, M. (2017). Analysis of Changes in Municipal Waste management at the county level, *Environmental Science Journal of Ecological Engineering* DOI:10.12911/22998993/66259.

- Pynaert K., Smets B.F., Beheydt D., Verstraete W. (2004) Start-up of autotrophic nitrogen removal reactors via sequential biocatalyst addition. *Environ. Sci. Technol.* 38: 1228.
- Qiao, J., Zhang, W (2018) Dynamic multi-objective optimization control for wastewater treatment process. *Neural Comput. Appl.* 29, 1261–1271. <https://doi.org/10.1007/s00521-016-2642-8>.
- Qiao, J.F., Hou, Y. and Han, H.G. (2019) Optimal control for wastewater treatment process based on an adaptive multi-objective differential evolution algorithm. *Neural Computing & Applications*, Vol. 31, No. 7, pp.2537–2550.
- Qin Y., Wang K., Xia Q., Yu S., Zhang M., An Y., Zhao X., Zhou Z (2023) Up-Concentration of Nitrogen from Domestic Wastewater: A Sustainable Strategy from Removal to Recovery. *Chem. Eng. J.*451:138789. doi: 10.1016/j.cej.2022.138789.
- Rahimi S., Modin O., Mijakovic I (2020) Technologies for Biological Removal and Recovery of Nitrogen from Wastewater. *Biotechnol. Adv.* 2020;43:107570. doi: 10.1016/j.biotechadv.2020.107570.
- Rajta A., Bhatia R., Setia H., Pathania P (2020) Role of Heterotrophic Aerobic Denitrifying Bacteria in Nitrate Removal from Wastewater. *J. Appl. Microbiol.* 128:1261–1278. doi: 10.1111/jam.14476.
- Ren Z., Jia B., Zhang G., Fu X., Wang Z., Wang P., Lv L (2021) Study on Adsorption of Ammonia Nitrogen by Iron-Loaded Activated Carbon from Low Temperature Wastewater. *Chemosphere.* 262:127895. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127895.
- René Dupont, Claus Dahl (1995) A one-dimensional model for a secondary settling tank including density current and short-circuiting. *Water Science and Technology*, Volume 31, Issue 2, 1995, Pages 215-224 [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00194-R](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00194-R)
- Revollar, S., Vilanova, R., Francisco, M. and Vega, P. (2018) ‘PI dissolved oxygen control in wastewater treatment plants for plantwide nitrogen removal efficiency’, *IFAC-Papers Online*, Vol. 51, No. 4, pp.450–455, <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2018.06.136>.
- Riddell MDR, Lee JS, Wilson TE (1983) Method for estimating the capacity of an activated sludge plant. *J WPCF* 55(4):360–368
- Rieger, L., Koch, G., Kuřhni, M., Gujer, W., Siegrist, H (2001) The EAWAG bio-P module for activated sludge model No. 3. *Water Res.* 35, 3887–3903.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takacs, I., Winkler, S (2012) *Guidelines for Using Activated Sludge Models*, IWA Publishing, ISBN : 9781843391746, London, UK, 312 p.

- Rieger, L., Takacs, I., Shaw, A., Winkler, S., Ohtsuki, T., Langergraber, G., Gillot, S (2010) Editorial :Status and future of wastewater treatment modeling, *Water Science and Technology*, 64(1), p. 821-823.
- Rieger.L, Jones .R. M, Dold. P. L and Bott .C.B (2014) Ammonia-based feedforward and edback aeration control in activated sludge processes , *Water Environment Research* Vol. 86, No. 1, pp. 63-73 (11 pages) <https://www.jstor.org/stable/24584969>
- Rijn, J., Tal, Y., & Schreier, H. J. (2006). Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 364–376.
- Rivas, A., Irizar, I., Ayesa, E., 2008. Model-based optimisation of wastewater treatment plants design. *Environ. Modell. Softw.* 23, 435-450.
- Roberta Muoio, Laura Palli, Iacopo Ducci, Ester Coppini, Elena Bettazzi, Daniele Daddi, Donatella Fibbi, Riccardo Gori (2019) Optimization of a large industrial wastewater treatment plant using a modeling approach: A case study. *Journal of Environmental Management* 249, 109436. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109436>.
- Rodier, J., Legube, B. and Merlet, N. (2016) ‘Water analysis control and interpretation’, Edition 10 Chapter Muds, Deposits and Sediments, *Chemical Analysis*, Dunod [online] <https://www.researchgate.net/publication/311638413>.
- Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hern_andez-Sancho, F., Moreira, M.T., Feijoo, G (2011) Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants, *Water Research* Volume 45, Issue 18, Pages 5997-6010, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.053>
- Sadeghassadi, M., Macnab, C.J.B., Gopaluni, B. and Westwick, D. (2018) ‘Application of neural networks for optimal-setpoint design and MPC control in biological wastewater treatment’, *Computers & Chemical Engineering*, Vol. 115, pp.150–160, <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2018.04.007>.
- SAFAR-ZITOUN Mohamed (2019) PLAN NATIONAL SECHERESSE ALGERIE LIGNES DIRECTRICES EN VUE DE SON OPERATIONNALISATION. Consultant CNULCD Alger, Ministère de l’agriculture, du développement rural et de la pêche, Direction générale des forets
- Sara Patrícia da Silva Batista Pinto (2010) Contribution to dynamic simulation of activated sludge wastewater treatment plants, *Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente*, Universidade Técnica de Lisboa.

- Scandelai A.P.J., Zotesso J.P., Jegatheesan V., Cardozo-Filho L., Tavares C.R.G (2020) Intensification of Supercritical Water Oxidation (ScWO) Process for Landfill Leachate Treatment through Ion Exchange with Zeolite. *Waste Manag.* 101:259–267. doi: 10.1016/j.wasman.2019.10.005.
- Schroeder E.D. (1985) Nitrification in activated sludge processes. In: M. Moo-Young CWR, J.A. Howell, ed. *Comprehensive Biotechnology*. Vol. 4. Oxford: Pergamon Press: 871-880.
- Shah Pritesh & Agashe Sudhir (2016) Review of fractional PID controller. *Mechatronics* Volume 38, September 2016, Pages 29-41 <https://doi.org/10.1016/j.mechatronics.2016.06.005>
- Shaw, A., Rieger, L., Takács, I., Winkler, S., Ohtsuki, T., Langergraber, G., Gillot, S (2011) Realizing the Benefits of Good Modeling Practice, in : *Proceedings 84th Annual WEF Conference and Exposition, Los Angeles, USA, October 15-19.*
- Sheintuch M (1987) Steady state modeling of reactor-settler interaction. *Water Res* 21(12):1463–1472
- Sherrard JH, Kincannon DF (1974) Operational control concepts for the activated sludge processes. *Wat Sewage Works*, March, pp 44–66
- Shiek, A.G., Machavolu, V.R.K., Seepana, M.M. et al. Design of control strategies for nutrient removal in a biological wastewater treatment process. *Environ Sci Pollut Res* 28, 12092–12106 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09347-2>
- Siatou, A., Manali, A. and Gikas, P. (2020) ‘Energy consumption and internal distribution in activated sludge wastewater treatment plants of Greece’, *Water*, Vol. 12, No. 4, p.1204, <https://doi.org/10.3390/w12041204>.
- Sin, G., van Hulle, S. W., De Pauw, D. J., van Griensven, A., & Vanrolleghem, P. A. (2005). A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis. *Water Res*, 39, 2459-2474
- Sin G & Al Resul (2021) Activated sludge models at the crossroad of artificial intelligence— A perspective on advancing process modeling. *npj Clean Water* 4, 16. <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00106-5>
- Skouteris, G., Rodriguez-Garcia, G., Reinecke, S.F. and Hampel, U. (2020) ‘The use of pure oxygen for aeration in aerobic wastewater treatment: a review of its potential and limitations’, *Bioresource Technology*, Vol. 312, p.123595, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123595>.

- Sorensen B.H., Jorgensen S.E. (1993) The removal of nitrogen compounds from wastewater Amsterdam: Elsevier; Studies in Environmental Science 54.
- Sperandio M (1998) Développement d'une procédure de compartimentation d'une eau résiduaire urbaine et application à la modélisation dynamique de procédés à boues activées. Th : Génie des Procédés, INSA Toulouse, 1998, 221 p.
- Sperandio, M., Héran, M., Gillot, S (2007) Modélisation dynamique des procédés biologiques de traitement des eaux, Techniques de l'Ingénieur, W 6 500, 18 p.
- Stare, A., Vrečko, D., Hvala, N., & Strmčnik, S. (2007). Comparison of control strategies for nitrogen removal in an activated sludge process in terms of operating costs: A simulation study. *Water Research*, 41(9), 2004–2014.
- Stathatoua, P.M., Dedousis, P., Arampatzis, G., Grigoropoulou, H. and Assimacopoulos, D. (2019) Energy savings and reduced emissions in combined natural and engineered systems for wastewater treatment and reuse: the WWTP of Antiparos Island, Greece, *Desalination and Water Treatment*, DOI: 10.5004/dwt.2019.23995.
- Stephenson T., Judd S., Jefferson B., Brindle K. (2000) *Membrane bioreactors for wastewater treatment*, IWA Publishing, London.
- Struk-Sokołowska, J., Mielcarek, A., Wiater, J. and Rodziewicz, J. (2018) Impacts of dairy wastewater and pre-aeration on the performance of SBR treating municipal sewage, *Desalin. Water. Treat.*, Vol. 105, pp.41–50, <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22031>.
- Takács, I., Patry, G.G. and Nolasco, D. (1991) 'A dynamic model of the clarification-thickening process', *Water Research*, Vol. 25, No. 10, pp.1263–1271, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90066-Y](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90066-Y).
- Tan T.W., Ng H.Y. (2007) Influence of mixed liquor recycle ratio and dissolved oxygen on performance of pre-denitrification submerged membrane bioreactors. *Water Research* 42 (4–5): 1122–1132.
- Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. (2004) *Metcalf & Eddy: Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, D. and Metcalf, E. (2003) *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th ed., McGraw Hill: New York, NY, USA file:///C:/Users/DELL/Downloads/WastewaterEngbyMecalfandEddy2003.pdf. *Technology*, 67(11), 2374–2398.

- Thiem L.T., Alkhatib E.A. (1988) In situ adaptation of activated sludge by shock loading to enhance treatment of high ammonia content petrochemical wastewater. *Journal WPCF* 60(7): 1245-1252.
- Torregrossa, D., Hernández-Sancho, F., Hansen, J., Cornelissen, A., Popov, T., Schutz, G. (2017) Energy saving in wastewater treatment plants: a plant-generic cooperative decision support system. *J. Clean. Prod.* 167 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.181>. ISSN 09596526. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617319145>.
- Turkmenler, H. (2019) ‘Investigation of energy efficiency in Gebze Wastewater Treatment Plant’, *International Journal of Environmental Science and Technology*, <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02236-3>.
- Umapathi R., Ghoreishian S.M., Sonwal S., Rani G.M., Huh Y.S (2022) Portable Electrochemical Sensing Methodologies for On-Site Detection of Pesticide Residues in Fruits and Vegetables. *Coord. Chem. Rev.* 453:214305. doi: 10.1016/j.ccr.2021.214305.
- Vadivelu V.M., Keller J., Yuan Z. (2007a) Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. *Water Science and Technology* 56: 89.
- Vadivelu V.M., Keller J., Yuan Z. (2007b) Effect of free ammonia on the respiration and growth. *Water Research*, 16 Jan 2007, 41(4):826-834 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.030>
- Vadivelu V.M., Yuan Z., Fux C., Keller J. (2006) The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. *Environ. Sci. Technol.* 40: 4442.
- Vanhooren, H., Meirlaen, J., Amerlinck, Y., Claeys, F., Vangheluwe, H. and Vanrolleghem, P.A. (2003) ‘WEST: modeling biological wastewater treatment’, *J. Hydroinformatics*, Vol. 5, No. 1, pp.27–50, <https://doi.org/10.2166/hydro.2003.0003>.
- Vanrolleghem, P.A. (1994), On-Line Modelling of Activated Sludge Processes: Development of an Adaptive Sensor. Ph.D. dissertation, Laboratory of Microbial Ecology, University of Gent, Gent, Belgium.
- Vanrolleghem, P.A., Insel, G., Petersen, B., Sin, G., De Pauw, D., Nopens, I., Weijers, S., Gernaey, K. (2003). A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. In: *Proceedings: WEFTEC 2003, 76th Annual Technical Exhibition and Conference*.

- Vanrolleghem, P.A., Jeppsson, U., Carstensen, J., Carlsson, B., Olsson, G (1996) Integration of wastewater treatment plant design and operation- a systematic approach using cost functions. *Wat. Sci. Tech.* 34 (3-4), 159-171.
- VAXELAIRE Jean, 1994. Etude et modélisation de l'aération des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines par agitation mécanique de surface. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine.
- Vega, P., Revollar, S., Francisco, M., & Martín, J. M. (2014). Integration of set point optimization techniques into nonlinear MPC for improving the operation of WWTPs. *Computers and Chemical Engineering*, 68, 78–95.
- Venkateswara Raju C., Hwan Cho C., Mohana Rani G., Manju V., Umapathi R., Suk Huh Y., Pil Park J (2023) Emerging Insights into the Use of Carbon-Based Nanomaterials for the Electrochemical Detection of Heavy Metal Ions. *Coord. Chem. Rev.* 476:214920. doi: 10.1016/j.ccr.2022.214920.
- VERMANDE Stéphanie, 2005. Modélisation hydrodynamique et biologique des bassins d'aération. Thèse de doctorat, INSA Toulouse.
- Wagner J., Rosenwinkel K.H. (2000) Sludge production in membrane bioreactors under different conditions. *Water Science and Technology* 41(10-11): 251-258.
- Wakeel, M., Chen, B., Hayat, T., Alsaedi, A. and Ahmad, B. (2016) 'Energy consumption for water use cycles in different countries: a review', *Appl. Energy*, Vol. 178, pp.868–885, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.114>.
- Wang J. L., Yang N. (2004) Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry* 39 (10): 1223-1229
- Wang, H., Yang, Y., Keller, A.A., Li, X., Feng, S., Dong, Y. and Li, F. (2016) 'Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China, and South Africa', *Appl. Energy*, Vol. 184, pp.873–881, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.061>.
- Wang Z., Wu Q., Li J., Qiu S., Cao D., Xu Y., Liu Z., Yu X., Sun Y (2017) Two Benzoyl Coumarin Amide Fluorescence Chemosensors for Cyanide Anions. *Spectrochim. Acta Part A Mol. Biomol. Spectrosc.* 183:1–6. doi: 10.1016/j.saa.2017.04.008.
- Wang, W., Shi, C., Yang, J., Zeng, M., Dai, Z. and Zhang, Z. (2019) 'Modelling performance of oxidation ditch in wastewater treatment plant by STOAT software', *IOP Conference*

- Series: Earth and Environmental Science, Vol. 300, No. 3, DOI: 10.1088/1755-1315/300/3/032065.
- Ward M.H., Jones R.R., Brender J.D., De Kok T.M., Weyer P.J., Nolan B.T., Villanueva C.M., Van Breda S.G (2018) Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 15:1557. doi: 10.3390/ijerph15071557.
- Winkler M.K.& Straka L (2019) New Directions in Biological Nitrogen Removal and Recovery from Wastewater. *Curr. Opin. Biotechnol.* 57:50–55. doi: 10.1016/j.copbio.2018.12.007.
- Wintgens T., Rosen J., Melin T., Brepols C., Drensla K., Engelhardt N (2003) Modelling of a membrane bioreactor system for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science* 216 (1-2): 55-65.
- Wu, X., Yang, Y., Wu, G., Mao, J. and Zhou, T (2016) ‘Simulation and optimization of a coking wastewater biological treatment process by activated sludge models (ASM)’, *Journal of Environmental Management*, Vol. 165, pp.235–242, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.041>.
- Wysowska, E., Wiewiórska, I., & Kicińska, A (2021) The impact of different stages of water treatment process on the number of selected bacteria. *Water Resources and Industry*, 26, 100167.
- Xue Y., Yang F., Liu S., Fu Z. (2009) The influence of controlling factors on the start-up and operation for partial nitrification in membrane bioreactor. *Bioresource Technology* 100: 1055.
- Yellezuome D., Zhu X., Wang Z., Liu R (2022) Mitigation of Ammonia Inhibition in Anaerobic Digestion of Nitrogen-Rich Substrates for Biogas Production by Ammonia Stripping: A Review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 157:112043. doi: 10.1016/j.rser.2021.112043.
- Yifan Zhou, Yingying Zhu, Jinyuan Zhu, Chaoran Li, and Geng Chen (2023) A Comprehensive Review on Wastewater Nitrogen Removal and Its Recovery Processes *Int J Environ Res Public Health*. 20(4): 3429. PMID: 36834120 doi: 10.3390/ijerph20043429
- Zhu G., Peng Y., Li B., Guo J., Yang Q., Wang S. (2008) Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 192: 159-195.
- Zuluaga-Bedoya, C., Ruiz-Botero, M., Ospina-Alarcón, M. and Garcia-Tirado, J. (2018) ‘A dynamical model of an aeration plant for wastewater treatment using a phenomenological-based semi-physical modeling methodology’, *Computers &*

Chemical Engineering, Vol. 117, pp.420–432,
<https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2018.07.008>.

Żyłka, R., Karolinczak, B. and Dąbrowski, W. (2021) ‘Structure and indicators of electric energy consumption in dairy wastewater treatment plant’, Science of the Total Environment, Vol. 782, p.146599, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146599>.

ANNEXES

ANNEXE 1. Définition des composants**Composants solubles, 'S' :**

S_A [M(COD)] : Produits de fermentation, considérés comme de l'acétate. Étant donné que la fermentation est incluse dans les processus biologiques, les produits de fermentation doivent être modélisés séparément des autres matières organiques solubles. Ce sont des produits finaux de la fermentation. Pour tous les calculs stœchiométriques, on suppose que S_A est égal à l'acétate ; en réalité, toute une gamme d'autres produits de fermentation dominés par l'acétate est possible.

S_{ALK} [mol(HCO₃)] : alcalinité des eaux résiduaires. L'alcalinité est utilisée pour approximer la conservation des charges électriques dans les réactions biologiques. L'alcalinité est introduite afin d'obtenir une indication précoce des conditions de pH faibles possibles, qui pourraient inhiber certains processus biologiques. Pour tous les calculs stœchiométriques, S_{ALK} est supposé être du bicarbonate, HCO₃⁻ uniquement.

S_F [M(COD)]: substrats organiques fermentescibles, facilement biodégradables. Cette fraction de la DCO soluble est directement disponible pour la biodégradation par les organismes hétérotrophes. On suppose que le S_F peut servir de substrat pour la fermentation, il n'inclut donc pas les produits de fermentation.

S_I [M(COD)] : matière organique soluble inerte. La principale caractéristique de S, est que ces matières organiques ne peuvent pas être dégradées davantage dans les stations d'épuration traitées dans ce rapport. On suppose que cette matière fait partie de l'influent et qu'elle est également produite dans le contexte de l'hydrolyse des substrats particuliers X_s.

S_{N2} [M(N)]: Diazote, N₂. S_{N2} est supposé être le seul produit azoté de la dénitrification. S_{N2} peut être soumis à un échange gazeux, parallèlement à l'oxygène, S_{O2}.

S_{NH4} [M(N)] : ammonium et azote ammoniacal. Pour le bilan des charges électriques, on suppose que S_{NH4} est entièrement constitué de NH₄⁺

S_{N03} [M(N)]: azote nitrate et nitrite (NO₃⁻+ NO₂⁻-N). On suppose que S_{N03} comprend aussi bien l'azote nitrate que l'azote nitrite, puisque le nitrite n'est pas inclus comme composant séparé

du modèle. Pour tous les calculs stoechiométriques (conservation de la DCO), SN03 est considéré comme étant uniquement N03' -N.

S₀₂ [M(O₂)] : Oxygène dissous. L'oxygène dissous peut être soumis à un échange gazeux.

SPQ4 [M(P)] : phosphore soluble inorganique, principalement des orthophosphates. Pour le bilan des charges électriques, on suppose que SPQ4 est constitué de 50 % de H₂P04' et de 50 % de HPO1', indépendamment du pH.

Ss [M(COD)] : Substrat facilement biodégradable. Ce composant a été introduit dans ASMI. Dans ASM2, il est remplacé par la somme de SF + SA.

Composants particuliers 'X?':

X_{AUT} [M(COD)] : Organismes nitrifiants. Les organismes nitrifiants sont responsables de la nitrification ; ils sont aérobies obligatoires, chimio-litho-autotrophes. On suppose que les nitrificateurs oxydent l'ammonium SNH₄ directement en nitrate SNO₃ (les nitrificateurs comprennent à la fois les oxydants d'ammonium et de nitrite).

XH [M(COD)] : Organismes hétérotrophes. Ces organismes sont supposés être les organismes hétérotrophes « polyvalents », ils peuvent croître de manière aérobie et anoxique (dénitrification) et être actifs de manière anaérobie (fermentation). Ils sont responsables de l'hydrolyse des substrats particuliers Xs et peuvent utiliser tous les substrats organiques dégradables dans toutes les conditions environnementales pertinentes.

XI [M(COO)] : Matière organique particulaire inerte. Ce matériau n'est pas dégradé dans les systèmes concernés. Il est floculé sur les boues activées. XI peut être une fraction de l'influent ou peut être produit dans le contexte de décomposition de la biomasse.

XMeOH [M(TSS)] : Hydroxydes métalliques. Ce composant représente la capacité de liaison au phosphore d'éventuels hydroxydes métalliques, qui peuvent être présents dans les eaux résiduaires ou ajoutés au système. Pour tous les calculs stoechiométriques, on suppose que ce composant est composé de Fe(OH)₃. Il est possible de « remplacer » ce composant par d'autres réactifs ; cela nécessiterait une adaptation des informations stoechiométriques et cinétiques.

XMeP [M(TSS)] : Métal-phosphate, MeP0₄. Ce composant résulte de la liaison du phosphore aux hydroxydes métalliques. Pour tous les calculs stoechiométriques, on suppose que ce composant est composé de FeP0₄. Il est possible de « remplacer » ce composant par d'autres

produits de précipitation ; cela nécessiterait une adaptation des informations stoechiométriques et cinétiques

XPAO [M(COO)] : Organismes accumulant le phosphate : PAO. Ces organismes sont supposés être représentatifs de tous les types d'organismes accumulant le polyphosphate. La concentration de XPAO n'inclut pas les produits de stockage interne cellulaire Xpp et XPHA, mais seulement la biomasse « réelle ». Dans ASM2, on suppose que ces organismes peuvent croître dans un environnement anoxique ainsi qu'aérobie alors que dans ASM2, seule la croissance aérobie est prise en compte.

XPHA [M(COO)] ; Produit de stockage interne cellulaire d'organismes accumulant le phosphore, PAO. Il comprend principalement les polyhydroxyalcanoates (pHA). Il n'est présent qu'associé à XPAO ; il n'est cependant pas inclus dans la masse de XPAO. XPHA ne peut pas être directement comparé aux concentrations de PHA mesurées analytiquement ; XPHA n'est qu'un composant fonctionnel nécessaire à la modélisation mais pas directement identifiable chimiquement. Le XPHA peut cependant être récupéré dans l'analyse COO, où il doit satisfaire à la conservation COO. Pour des considérations stoechiométriques, le PHA est supposé avoir la composition chimique du polyhydroxybutyrate ($C_4H_6O_2$)_n.

Xpp [M(P)] : Polyphosphate. Le polyphosphate est un produit de stockage inorganique interne de la cellule de PAO. Il n'apparaît qu'associé au XPAO ; il n'est cependant pas inclus dans la masse du XPAO. Il fait partie du phosphore particulaire et peut être observé analytiquement. Pour des considérations stoechiométriques, les polyphosphates sont supposés avoir la composition de $<K_0.33Mg_0.33PO>$ _n.

Xs [M(COO)] : Substrats lentement biodégradables. Les substrats lentement biodégradables sont des substrats organiques colloïdaux et particuliers de haut poids moléculaire qui doivent subir une hydrolyse externe de la cellule avant d'être disponibles pour la dégradation. On suppose que les produits de l'hydrolyse (SF) peuvent fermenter.

XI SS [M(TSS)] ; Total des solides en suspension, TSS. Les solides en suspension totaux sont introduits dans les modèles biocinétiques afin de calculer leur concentration via la stoechiométrie. Étant donné que l'élimination du phosphore et la précipitation introduisent des fractions minérales dans les boues activées, la prédiction des TSS est importante.

ANNEXE 2. ASM1Temp (WEST+2020)

About the category

The activated sludge unit models in this category are based on the ASM1 (*Activated Sludge Model No. 1*, IAWQ) model published by the International Association on Water Quality (IAWQ) Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes (Henze et al., 1987).

The original ASM1 model has been extended with:

- Temperature correction
- Ammonium limitation for aerobic and anoxic growth of heterotrophs

The biological components

The state variables that identify the Components of the ASM1 model category (and constitute the **component vector**) are listed in the following table.

Name	Description	Units
H ₂ O	Water	m ³ /d
S _I	Inert soluble organic matter	g COD/m ³
S _S	Readily biodegradable substrate	g COD/m ³
S _O	Dissolved oxygen	g COD/m ³
S _{NO}	Nitrate and nitrite	g N/m ³
S _{NH}	Total ammonium nitrogen, NH ₄ ⁺ + NH ₃	g N/m ³
S _{ND}	Soluble biodegradable organic nitrogen	g N/m ³
S _{ALK}	Alkalinity	mol/m ³
X _I	Inert particulate organic matter	g COD/m ³
X _S	Slowly biodegradable substrate	g COD/m ³
X _{BH}	Active heterotrophic biomass	g COD/m ³
X _{BA}	Active autotrophic biomass	g COD/m ³
X _P	Particulate products resulting from biomass decay	g COD/m ³
X _{ND}	Particulate biodegradable organic nitrogen	g N/m ³

The ASM1Temp model takes into account carbon removal, nitrification and denitrification.

To model the process, the system is divided into separate components. There are two large groups of components, the carbonaceous organic matter, expressed in COD, and the nitrogenous components.

Total COD					
Biodegradable COD		Non-biodegradable COD		Active mass COD	
Soluble	Particulate	Soluble	Particulate	Heterotrophs	Autotrophs
S _S	X _S	S _I	X _I , X _P	X _{BH}	X _{BA}

S_S is the readily biodegradable matter and X_S is the slowly biodegradable COD. The latter consists of large organic molecules, as well soluble as particulate, which cannot migrate through the cell membrane and should first be hydrolysed before they become available.

The non-biodegradable particulate COD exists of X_I and X_P . X_I is the inert particulate COD that is a part of the waste water. X_P is the inert particulate COD resulting from the decay of the biomass.

X_{BH} is the heterotrophic biomass and X_{BA} the autotrophic biomass.

Heterotrophs are organisms that need external Carbon sources for growth and gain of energy.

Autotrophs are organisms that do not need external carbon sources for growth and gain of energy.

Total Kjeldahl Nitrogen, TKN						Nitrate & Nitrite
Free & saline ammonia	Organically bound N				Active mass N	
	Soluble organic N		Particulate organic N			
	Non-biodegr N	Biodegr N	Non-biodegr N	Biodegr N		
S_{NH}	S_{NI}	S_{ND}	X_{NI} , X_{NP}	X_{ND}	X_{NB}	S_{NO}

S_{NH} is the ammonia concentration (both as free ammonia and in saline form). S_{ND} and X_{ND} are the nitrogen parts of the soluble and particulate matter. Those three are measured with the **Total Kjeldahl Nitrogen**.

Total Kjeldahl Nitrogen is a determination method for organic and ammonia nitrogen. The organic nitrogen is destructed to ammonia in sulphuric acid and then the ammonia is distilled with a strong alkali.

Total Kjeldahl Nitrogen does not cover nitrate and nitrite, so S_{NO} is considered a separate component.

Not all components of the Total Kjeldahl Nitrogen are implemented in the model. The nonbiodegradable soluble S_{NI} and particulate nitrogen X_{NI} & X_{NP} aren't specifically mentioned in the model, but the last two are easily calculated. The active mass nitrogen is only present because of the release of biodegradable particulate nitrogen from the decay of biomass. Other components in the model are:

S_O : Dissolved oxygen

S_{Alk} : Alkalinity, used in the model to keep the charge balance in equilibrium

The processes

The processes modelled within the ASM1 model category are listed in the following table.

Name	Description
AerGrowthHetero	Aerobic growth of heterotrophs
AnGrowthHetero	Anoxic growth of heterotrophs
AerGrowthAuto	Aerobic growth of autotrophs
DecayOfHetero	Decay of heterotrophs
DecayOfAuto	Decay of autotrophs
AmmonOfSolOrgN	Ammonification of soluble organic nitrogen
HydrolOfEntrOrg	Hydrolysis of entrapped organics
HydrolOfEntrOrgN	Hydrolysis of entrapped organic nitrogen
Aeration	Aeration

- For the aerobic growth the heterotrophic biomass consumes readily biodegradable matter S_S and dissolved oxygen S_O , which are both speed limiting. As nitrogen source for growth, ammonia S_{NH} is used, which is also speed limiting. Only a fraction of the S_S is used for growth (expressed by the heterotrophic yield Y_H), the rest is used for energy supply.
- In absence of oxygen the heterotrophic biomass can grow on nitrate as electron acceptor, with production of nitrogen gas (denitrification) and consumes readily biodegradable substrate. This is called anoxic growth. Anoxic growth is severely deteriorated by the presence of oxygen. The consumption of readily biodegradable matter S_S and the concentration of nitrate S_{NO} are speed limiting. As nitrogen source for growth, ammonia S_{NH} is used, which is also speed limiting. A correction factor n_g (<1) is added in the calculations because the maximum growth speed is smaller for anoxic than for aerobic growth of heterotrophs. Only a part of the heterotroph biomass is capable of anoxic growth.
- Nitrification is related to the aerobic growth of autotroph biomass. These oxidise ammonia to nitrate with the consumption of oxygen. Some ammonia is also used as nitrogen source for building into the cells. The cell yield coefficient is low, so there isn't much growth of autotrophs.
- Decay of heterotroph biomass is modelled by the death-regeneration-concept (Dold et al. 1980). Decay happens at a certain speed. A part of the decay products is considered as non-biodegradable and is added to the X_P fraction. The rest is considered to be slow biodegradable X_S . The nitrogen associated with this last part becomes available as X_{ND} . There is no oxygen involved in the process, so it happens at the same speed under aerobic, anoxic and anaerobic conditions.
- Decay of autotrophs cf. the decay of heterotrophs.
- The nitrogen part of the soluble organic matter is converted to S_{NH} by ammonification. This is a first order process catalysed by active heterotrophic biomass.
- Slowly biodegradable matter X_S is hydrolysed to S_S , which is available for growth, outside the cells. This happens by means of extra cellular enzymes produced by the biomass. Hydrolysis is modelled on the basis of surface-reaction-kinetics and only under aerobic or anoxic circumstances. A correction factor n_h (<1) is added for the anoxic conditions. The rate is proportional with the amount of biomass but saturates when the amount of substrate becomes large in comparison with the amount of biomass.
- Hydrolyses of the entrapped organic nitrogen happens with a rate proportional to the hydrolyses of the entrapped organic matter.

The change of the components is also modelled.

For instance, for the change of active mass of heterotrophs, the reactions involved are aerobic growth, anoxic growth and decay.

$$\rho_{BH} = \left(\mu_{BH} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,H} + S_{NH}} \cdot \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + n_g \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) - b_{BH} \right) \cdot X_{BH}$$

The term $\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O}$ is an example of the **Monod** kinetics. When $K_{O,H}$ is small then the function almost equals 1 for high oxygen concentrations and approaches 0 for low oxygen concentrations. This term is used as switching function for processes that need oxygen.

The term $\frac{K_{O,H}}{K_{O,H}+S_O}$ reaches 1 for small oxygen concentrations and almost 0 for high oxygen concentrations. This term is used as switching function for processes that deteriorate in the presence of oxygen.

The change in oxygen concentration by means of aeration is expressed by the following formula:

$$\rho_O = k_L a \cdot (S_{O,sat} - S_O)$$

Temperature dependency

The dependency of the oxygen saturation concentration is calculated as follows:

$$S_{O,sat} = 290326 \cdot EXP \left(-66.7354 + \frac{87.4755}{T + 273.15} + 24.4526 \cdot \ln \left(\frac{T + 273.15}{100} \right) \right)$$

The temperature correction is calculated as follows:

$$k_T = k_{T_{ref}} \cdot \theta^{(T-T_{ref})}$$

where:

- k_T denotes the kinetic parameter: i.e. the maximum specific growth rate (μ), the decay coefficient (b) or the hydrolysis constant (k) at the actual temperature T;
- T_{ref} is the reference temperature (20°C); and
- θ is the Arrhenius constant.

Parameters

The parameters defined for the ASM1 model category are listed in the following tables.

Group: Conversion & Composition factors

Name	Description	Value	Units
i_X_B	Mass of nitrogen per mass of COD in biomass	0.086	g N/g COD
i_X_P	Mass of nitrogen per mass of COD in products formed	0.06	g N/g COD
i_N_S_I	Mass of nitrogen per mass of inert soluble COD	0*	g N/g COD
F_TSS_COD	Fraction TSS/COD	0.75	---
F_BOD_COD	Conversion factor BOD/COD	0.65	---

* This parameter should be set to 0.01 if inert organic nitrogen is explicitly considered

Group: Stoichiometry

Name	Description	Value	Units
Y_H	Yield for heterotrophic biomass	0.67	g COD/g COD
Y_A	Yield for autotrophic biomass	0.24	g COD/g N
f_P	Fraction of biomass converted to inert matter	0.08	---

Group: Kinetics

Name	Description	Value	Units
mu_H	Max specific growth rate for heterotrophic biomass	6	1/d
b_H	Decay coefficient for heterotrophic biomass	0.62	1/d
mu_A	Max specific growth rate for autotrophic biomass	0.8	1/d
b_A	Decay coefficient for autotrophic biomass	0.15	1/d
k_a	Maximum specific ammonification rate	0.08	g COD/g COD/d
k_h	Maximum specific hydrolysis rate	3	g COD/g COD/d
K_X	Half-saturation coeff. for hydrolysis of slowly biodegradable substrate	0.03	g COD/g COD
K_S	Half-saturation coefficient for heterotrophic biomass	20	g COD/m ³
K_OH	O ₂ half-saturation coeff. for heterotrophic biomass	0.2	g COD/m ³
K_NO	Nitrate half-saturation coeff. for heterotrophic biomass	0.5	g NO ₃ -N/m ³
K_OA	O ₂ half-saturation coeff. for autotrophic biomass	0.4	g COD/m ³
K_NH_H	Half-saturation coefficient of heterotrophs for ammonium	0.05	g NH ₃ -N/m ³
K_NH	Ammonia half-saturation coeff. for autotrophic biomass	1	g NH ₃ -N/m ³
n_g	Correction factor for anoxic growth of heterotrophs	0.8	---
n_h	Correction factor for anoxic hydrolysis	0.4	---

The default values are with reference to a temperature of 20°C (**Temp_Ref**).

Group: Temperature correction factors

Name	Description	Value	Units
Temp_Ref	Reference temperature for Arrhenius equations	20.0	°C
theta_mu_H	Temperature correction factor for mu_H	1.072	---
theta_b_H	Temperature correction factor for b_H	1.116	---
theta_mu_A	Temperature correction factor for mu_A	1.103	---

theta_b_A	Temperature correction factor for b_A	1.116	---
theta_K_X	Temperature correction factor for K_X	1.116	---
theta_k_a	Temperature correction factor for k_a	1.072	---
theta_k_h	Temperature correction factor for k_h	1.116	---

State Variables

Name	Description	Units
K_X_Temp	K_X at the system temperature	---
S_O_Saturation	Oxygen saturation concentration	g/m3
X_TSS	Concentration of Total suspended solids	g/m3
b_A_Temp	b_A at the system temperature	---
b_H_Temp	b_H at the system temperature	---
k_a_Temp	k_a at the system temperature	---
k_h_Temp	k_h at the system temperature	---
mu_A_Temp	mu_A at the system temperature	---
mu_H_Temp	mu_H at the system temperature	---

Derived State Variables

None

Interface Variables

Name	Terminal	Description	Value	Units
AUR	out_2	Ammonium Uptake Rate	---	g/m3/d
DO	out_2	Dissolved oxygen concentration	---	g/m3
Kla_ASU	out_2	Kla	---	1/d
NH4	out_2	Ammonium concentration	---	g/m3
NO3	out_2	Nitrate+Nitrite concentration	---	g/m3
NPR	out_2	Nitrate Production Rate	---	g/m3/d
NUR	out_2	Nitrate Uptake Rate	---	g/m3/d
OUR_ASU	out_2	Oxygen Uptake Rate	---	g/m3/d
OfflineBOD	out_2	Biological Oxygen Demand	---	g/m3
OfflineTKN	out_2	Total Kjeldal nitrogen concentration	---	g/m3
OnlineCOD	out_2	Chemical Oxygen Demand	---	g/m3
OnlineTN	out_2	Total nitrogen concentration	---	g/m3
TSS	out_2	Total suspended solids concentration	---	g/m3
V_ASU	out_2	Volume	---	m3

ANNEXE 3. ASM3 (WEST+2020)

About the category

The IAWQ (International Association on Water Quality) Activated sludge model n°3 (ASM3) is a model developed by the IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, with the intention to correct the defects in ASM1:

- ASM1 includes biodegradable soluble and particulate organic nitrogen as model components, which cannot be easily measured
- The kinetics of ammonification in ASM1 cannot really be quantified
- ASM1 includes two components of inert particulate organic material depending on its origin. In reality it is not possible to differentiate X_I and X_P
- Hydrolysis has a dominating effect on oxygen consumption and denitrification by heterotrophs. It is also difficult to quantify the kinetic parameters of the hydrolysis process
- Endogenous respiration is in ASM1 described by lysis, hydrolysis and growth
- The storage of poly-hydroxy-alkanoates and glycogen under aerobic and anoxic conditions is not modelled in ASM1
- It is not possible in ASM1 to differentiate decay rates of nitrifiers under aerobic and anoxic conditions
- Mixed liquor suspended solids are not included in ASM1

The published ASM3 model has been extended with temperature correction.

The biological components

The state variables that identify the Components of the ASM3 model category (and constitute the **component vector**) are listed in the following table.

Name	Description	Units
H2O	Water	m ³ /d
S_I	Inert soluble organic matter	g COD/m ³
S_S	Readily biodegradable substrate	g COD/m ³
S_O	Dissolved oxygen	g COD/m ³
S_NO	Nitrate and nitrite	g N/m ³
S_NH	Total ammonium nitrogen, NH ₄ ⁺ + NH ₃	g N/m ³
S_N2	Dinitrogen	g N/m ³
S_ALK	Alkalinity	mol/m ³
X_I	Inert particulate organic matter	g COD/m ³
X_S	Slowly biodegradable substrate	g COD/m ³
X_H	Active heterotrophic biomass	g COD/m ³
X_A	Active autotrophic biomass	g COD/m ³
X_STO	Cell internal storage products of heterotrophic organisms	g COD/m ³
X_TSS	Total Suspended Solids	g TSS/m ³

The ASM3Temp model takes into account carbon removal, nitrification and denitrification.

The components in the model are divided into two large groups, the solubles and the particulates. A big difference between ASM3 and ASM1, ASM2(d) is that the soluble components can be separated from the particulate components with a filtration over a 0.45 μm membrane. All particulate components must be electrically neutral but the solubles may carry ionic charges.

The readily biodegradable substrate **S_S** is assumed to be stored as a cell internal storage product of the heterotrophic organisms **X_{STO}** before it is consumed. The cell internal storage product of the heterotrophic cannot be compared with analytical measured polyhydroxy-alkanoates or glycogen. It might be recovered through COD conservation. For stoichiometric considerations it is assumed to have the chemical composition of hydroxybutyrate ($\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_2$)_n. The slowly biodegradable organic substrate **X_S** is assumed to be particulate.

The inert soluble organic matter **S_I** cannot be further degraded in the treatment plants here considered. The inert particulate organic matter **X_I** is also not degraded in the system. It may be a fraction of the influent or an end product of biomass decay.

Organic matter			
Soluble organics		Particulate organics	
Inert COD	Readily biodegradable	Inert COD	Slowly biodegradable
S_I	S_S	X_I	X_S

The biomass is considered to exist of heterotrophs **X_H** and nitrifiers **X_A**.

Heterotrophs are organisms that need external Carbon sources for growth and gain of energy. They can grow as well aerobically as anoxic. They use the slowly biodegradable substrate for hydrolysis. The heterotrophs store readily biodegradable substrate **S_S** as cell internal storage products **X_{STO}** before further degradation.

Nitrifiers (chemo-litho-autotrophs) are organisms that don't need external Carbon sources for growth and gain of energy. They are assumed to oxidize ammonium **S_{NH}** directly into nitrate **S_{NO}**.

The heterotrophic organisms are assumed to grow as well aerobic as anoxic. The only activity of heterotrophs under anaerobic conditions is the cell external hydrolysis. Dinitrogen **S_{N2}** is assumed to be the only product of denitrification (anoxic growth). Dinitrogen **S_{N2}** is subject to gas exchange.

Biomass		
Nitrifying organisms	Heterotrophic organisms	
X_A	X_H	X_{STO}

Nutrients		
Inorganic nitrogen		
Dinitrogen gas	Nitrate + Nitrite	Ammonia
S_{N2}	S_{NO}	S_{NH}

Other components in the model are:

S_O: Soluble Oxygen may be subject to gas exchange.

S_ALK: Alkalinity is used in the model to approximate the continuity of the electrical charges. It is assumed to exist only of bicarbonate (HCO_3^-). It can give an early indication of low pH conditions.

X_TSS: Total suspended solids (TSS) allow for the inclusion of mineral particulates and poly-phosphate.

The processes

The processes modelled within the ASM3 model category are listed in the following table.

Name	Description
Hydrolysis	Hydrolysis
AerStorageOfCOD	Aerobic storage of readily biodegradable substrate
AnoxStorageOfCOD	Anoxic storage of readily biodegradable substrate
AerGrowth	Aerobic growth of heterotrophic organisms
AnoxGrowth	Anoxic growth of heterotrophic organisms
AerEndogRespOfXH	Aerobic endogenous respiration of heterotrophic organisms
AnoxEndogRespOfXH	Anoxic endogenous respiration of heterotrophic organisms
AerRespOfPHA	Aerobic respiration of storage products
AnoxRespOfPHA	Anoxic respiration of storage products
Nitrification	Nitrification
AerEndogRespOfXA	Aerobic endogenous respiration of autotrophic organisms
AnoxEndogRespOfXA	Anoxic endogenous respiration of autotrophic organisms
Aeration	Aeration

Hydrolysis processes

Slowly biodegradable substrate X_S is converted to readily biodegradable substrate S_S . Due to hydrolysis, also a small fraction f_{S_I} of inert soluble organic matter S_I is released. Hydrolysis is assumed to be independent of the electron donor. The fraction of nitrogen in the slowly biodegradable substrate is assumed to be constant, so it is not necessary to include a separate hydrolysis process for the particulate organic nitrogen. The difference to ASM1 is that hydrolysis is supposed to be less dominating on the oxygen and nitrogen consumption.

Processes of heterotrophic organisms

- Aerobic storage of readily biodegradable substrate describes the storage of readily biodegradable substrate S_S as cell internal storage products X_{STO} . The energy required for this process is obtained from aerobic respiration.
- Anoxic storage of readily biodegradable substrate describes the storage of readily biodegradable substrate S_S as cell internal storage products X_{STO} . The energy required for this process is obtained from anoxic respiration. The reduced speed of storage under anoxic circumstances is modeled with a reduction term n_{NO} .
- Aerobic growth of heterotrophic organisms X_H occurs only on cell internal storage products.
- Anoxic growth of heterotrophic organisms X_H occurs only on cell internal storage products. Here nitrate S_{NO} is the electron acceptor. The reduced speed of growth under anoxic circumstances is modeled with a reduction term n_{NO} . The assumption is made that all nitrate S_{NO} is reduced to dinitrogen S_{N2} .

- Aerobic endogenous respiration combines all loss of biomass and requirements of energy not used for growth. E.g. decay, endogenous respiration, lysis, predation...
- Anoxic endogenous respiration combines all loss of biomass and requirements of energy not used for growth. E.g. decay, endogenous respiration, lysis, predation... This process is slower than the aerobic endogenous respiration.
- Aerobic respiration of storage products takes care of the fact that cell internal storage products decay together with the biomass.
- Anoxic respiration of storage products takes care of the fact that cell internal storage products decay together with the biomass. It is slower than the aerobic respiration.

The process of ammonification is ignored in the ASM3Temp because of the assumption that all the organic components contain a constant fraction of nitrogen.

Processes of autotrophic organisms

The intermediate component of nitrification, nitrite, is not included in the ASM3Temp model. It is assumed that ammonium S_{NH} is oxidized directly to nitrate S_{NO}.

- Nitrification occurs with the growth of autotrophic organisms. This only occurs under aerobic conditions. Nitrification results in nitrate S_{NO} and therefore the amount of alkalinity S_{ALK} is reduced in order to keep the electrical continuity.
- Aerobic endogenous respiration combines all loss of biomass and requirements of energy not used for growth. E.g. decay, endogenous respiration, lysis, predation...
- Anoxic endogenous respiration combines all loss of biomass and requirements of energy not used for growth. E.g. decay, endogenous respiration, lysis, predation... This process is slower than the aerobic endogenous respiration.

Aeration

The change in oxygen concentration by means of aeration is expressed by the following formula:

$$\rho_O = k_L a \cdot (S_{O,sat} - S_O)$$

Temperature dependency

The dependency of the oxygen saturation concentration is calculated as follows:

$$S_{O,sat} = 290326 \cdot EXP \left(-66.7354 + \frac{87.4755}{T + 273.15} + 24.4526 \cdot \ln \left(\frac{T + 273.15}{100} \right) \right)$$

The temperature correction is calculated as follows:

$$k_T = k_{T_{ref}} \cdot \theta^{(T - T_{ref})}$$

where:

- k_T denotes the kinetic parameter: i.e. the maximum specific growth rate (μ), the decay coefficient (b) or the hydrolysis constant (k) at the actual temperature T;
- T_{ref} is the reference temperature (20°C); and

- θ is the Arrhenius constant.

Parameters

The parameters defined for the ASM3 model category are listed in the following tables.

Group: Conversion & Composition factors

Name	Description	Value	Units
i_N_BM	Nitrogen content of biomass	0.07	g N/g COD
i_N_S_S	Nitrogen content of soluble substrate S_S	0.03	g N/g COD
i_N_S_I	Nitrogen content of inert soluble COD S_I	0.01	g N/g COD
i_N_X_I	Nitrogen content of inert particulate COD X_I	0.02	g N/g COD
i_N_X_S	Nitrogen content of particulate substrate X_S	0.04	g N/g COD
i_TS_BM	TSS to biomass ratio for X_H, X_A	0.9	g TSS/g COD
i_TS_X_I	TSS to X_I ratio	0.75	g TSS/g COD
i_TS_X_S	TSS to X_S ratio	0.75	g TSS/g COD
i_TS_STO	TSS to X_STO ratio based on PHB	0.6	g TSS/g COD
F_BOD_COD	Conversion factor BOD/COD	0.65	---

Group: Stoichiometry

Name	Description	Value	Units
Y_H_O2	Aerobic yield of heterotrophic biomass per X_STO	0.63	g COD/g COD
Y_H_NO	Anoxic yield of heterotrophic biomass per X_STO	0.54	g COD/g COD
Y_A	Yield for autotrophic biomass	0.24	g COD/g N
Y_STO_O2	Aerobic yield of stored product per S_S	0.85	g COD/g COD
Y_STO_NO	Anoxic yield of stored product per S_S	0.8	g COD/g COD
f_S_I	Production of S_I in hydrolysis	0.0	---
f_X_I	Production of X_I in aerobic endogenous respiration	0.2	---

Group: Kinetics

Name	Description	Value	Units
mu_H	Max specific growth rate for heterotrophic biomass	2	1/d
b_H_O2	Aerobic endogenous respiration rate of X_H	0.2	1/d
b_H_NO	Aerobic endogenous respiration rate of X_H	0.1	1/d

mu_A	Max specific growth rate for autotrophic biomass	1.0	1/d
b_A_O2	Aerobic endogenous respiration rate of X_A	0.15	1/d
b_A_NO	Anoxic endogenous respiration rate of X_A	0.05	1/d
b_STO_O2	Aerobic respiration rate for X_STO	0.2	1/d
b_STO_NO	Anoxic respiration rate for X_STO	0.1	1/d
k_h	Hydrolysis rate constant	3	g COD/g COD/d
K_X	Hydrolysis saturation constant	1	g COD/g COD
K_S	Saturation constant for substrate S_S	2	g COD/m ³
K_O	Saturation constant for S_O	0.2	g COD/m ³
K_NH	Ammonium saturation as nutrient	0.01	g NH ₄ -N/m ³
K_NO	Saturation constant for S_NO	0.5	g NO ₃ -N/m ³
K_A_NH	Ammonium substrate concentration for X_A	1	g COD/m ³
K_A_O	Oxygen saturation for nitrifiers	0.5	g COD/m ³
K_A_HCO	Bicarbonate saturation for nitrifiers	0.5	mol/m ³
K_HCO	Bicarbonate saturation constant of X_H	0.1	mol/m ³
K_STO	Saturation constant for X_STO	1	g COD/m ³
k_STO	Storage rate constant	5	1/d
n_NO	Anoxic reduction factor	0.6	---

The default values are with reference to a temperature of 20°C (**Temp_Ref**).

Group: Temperature correction factors

Name	Description	Value	Units
Temp_Ref	Reference temperature for Arrhenius equations	20.0	°C
theta_mu_H	Temperature correction factor for mu_H	1.072	---
theta_b_H_O2	Temperature correction factor for b_H_O2	1.072	---
theta_b_H_NO	Temperature correction factor for b_H_NO	1.072	---
theta_mu_A	Temperature correction factor for mu_A	1.111	---
theta_b_A_O2	Temperature correction factor for b_A_O2	1.116	---
theta_b_A_NO	Temperature correction factor for b_A_NO	1.096	---
theta_b_STO_O2	Temperature correction factor for b_STO_O2	1.072	---
theta_b_STO_NO	Temperature correction factor for b_STO_NO	1.072	---
theta_k_STO	Temperature correction factor for k_STO	1.072	---
theta_k_h	Temperature correction factor for k_h	1.041	---

State Variables

Name	Description	Units
S_O_Saturation	Oxygen saturation concentration	g/m ³
b_A_NO_Temp	b_A_NO at the system temperature	---
b_A_O2_Temp	b_A_O2 at the system temperature	---
b_H_NO_Temp	b_H_NO at the system temperature	---
b_H_O2_Temp	b_H_O2 at the system temperature	---
b_STO_NO_Temp	b_STO_NO at the system temperature	---
b_STO_O2_Temp	b_STO_O2 at the system temperature	---
k_STO_Temp	k_STO at the system temperature	---
k_h_Temp	k_h at the system temperature	---
mu_A_Temp	mu_A at the system temperature	---
mu_H_Temp	mu_H at the system temperature	---

Derived State Variables

Interface Variables

Name	Terminal	Description	Value	Units
AUR	out_2	Ammonium Uptake Rate	---	g/m ³ /d
DO	out_2	Dissolved oxygen concentration	---	g/m ³
Kla_ASU	out_2	Kla	---	1/d
NH4	out_2	Ammonium concentration	---	g/m ³
NO3	out_2	Nitrate+Nitrite concentration	---	g/m ³
NPR	out_2	Nitrate Production Rate	---	g/m ³ /d
NUR	out_2	Nitrate Uptake Rate	---	g/m ³ /d
OUR_ASU	out_2	Oxygen Uptake Rate	---	g/m ³ /d
OfflineBOD	out_2	Biological Oxygen Demand	---	g/m ³
OfflineTKN	out_2	Total Kjeldal nitrogen concentration	---	g/m ³
OnlineCOD	out_2	Chemical Oxygen Demand	---	g/m ³
OnlineTN	out_2	Total nitrogen concentration	---	g/m ³
TSS	out_2	Total suspended solids concentration	---	g/m ³
V_ASU	out_2	Volume	---	m ³

ANNEXE 4. Groupes du modèle ASM2dModTemp

Groupe: Facteurs de conversion et de composition (ASM2dModTemp)

Nom	La description	Valeur	Unités
i_N_BM	Teneur en azote de la biomasse	0,07	g N / g DCO
i_N_S_F	Teneur en azote du substrat soluble S_F	0,03	g N / g DCO
i_N_S_I	Teneur en azote de la DCO soluble inerte S_I	0,01	g N / g DCO
i_N_X_I	Teneur en azote des particules inertes COD X_I	0,02	g N / g DCO
i_N_X_S	Teneur en azote du substrat particulaire X_S	0,04	g N / g DCO
i_P_BM	Teneur en phosphore de la biomasse	0,02	g P / g DCO
i_P_S_F	Teneur en phosphore du substrat soluble S_F	0,01	g P / g DCO
i_P_S_I	Teneur en phosphore de la DCO soluble inerte S_I	0,0	g P / g DCO
i_P_X_I	Teneur en phosphore des particules inertes COD X_I	0,01	g P / g DCO
i_P_X_S	Teneur en phosphore du substrat particulaire X_S	0,01	g P / g DCO
i_TSS_BM	Rapport TSS / biomasse pour X_H, X_PAO, X_AUT	0,9	g TSS / g DCO
i_TSS_X_I	Rapport TSS sur X_I	0,75	g TSS / g DCO
i_TSS_X_S	Rapport TSS / X_S	0,75	g TSS / g DCO
F_BOD_COD	Facteur de conversion DBO / DCO	0,65	---

Groupe: Stoechiométrie (ASM2dModTemp)

Nom	La description	Valeur	Unités
Y_H	Rendement de la biomasse hétérotrophe	0,625	g DCO / g DCO
Y_AUT	Rendement de la biomasse autotrophe	0,24	g DCO / g DCO
Y_PAO	Rendement pour les PAO	0,625	g DCO / g DCO

Y_PHA	Exigence PHA pour le stockage PP	0,2	g DCO / g DCO
Y_PO	Exigence PP (version S_PO4) par PHA stocké	0,4	g DCO / g DCO
f_S_I	Fraction de DCO inerte dans le substrat particulaire	0,0	---
f_X_I	Fraction de DCO inerte générée lors de la lyse	0,1	---

Groupe: Cinétique (ASM2dModTemp)

Nom	La description	Valeur*	Unités
mu_H	Taux de croissance spécifique maximal pour la biomasse hétérotrophe	6	1 / j
b_H	Constante de vitesse pour la lyse et la désintégration	0,4	1 / j
mu_AUT	Taux de croissance spécifique maximal pour la biomasse autotrophe	1.0	1 / j
b_AUT	Coefficient de désintégration de la biomasse autotrophe	0,15	1 / j
mu_PAO	Taux de croissance spécifique maximal pour les PAO	1.0	1 / j
b_PAO	Constante de vitesse pour la lyse de X_PAO	0,2	1 / j
b_PHA	Constante de vitesse pour la lyse de X_PHA	0,2	1 / j
b_PP	Constante de vitesse pour la lyse de X_PP	0,2	1 / j
K_A	Coeff de saturation pour S_A (acétate)	4	g DCO / m3
K_F	Coeff de saturation / inhibition pour la croissance sur S_F	4	g DCO / m3
K_O	Coefficient de saturation / inhibition de l'oxygène	0,2	g DCO / m3
K_O_AUT	Coeff de saturation / inhibition des autotrophes pour l'oxygène	0,5	g DCO / m3
K_NH	Coeff de saturation pour l'ammonium (nutriment)	0,05	g / m3
K_NH_AUT	Coeff de saturation des autotrophes pour l'ammonium	1	g / m3
K_NO	Coefficient de saturation des nitrates	0,5	g NO3-N / m3
K_P	Coeff de saturation pour le phosphore (nutriment)	0,01	g / m3
K_PHA	Coeff de saturation pour PHA	0,01	g / m3
K_PP	Coeff de saturation du poly-phosphate	0,01	g / m3
K_PS	Coeff de saturation pour le phosphore dans le stockage PP	0,2	g / m3
K_ALK	Coeff de saturation pour l'alcalinité (HCO3-)	0,1	g / m3
K_ALK_AUT	Coeff de saturation des autotrophes pour l'alcalinité	0,5	g / m3

K_IPP	Coefficient d'inhibition pour le stockage X_PP	0,02	g / m3
K_MAX	Rapport maximum de X_PP / X_PAO	0,34	g / m3
K_X	Coefficient de saturation pour la DCO particulaire	0,1	g / m3
K_fe	Coeff de saturation pour la fermentation sur S_F	4	g / m3
Q_PHA	Constante de débit pour le stockage de PHA (base: X_PP)	3	1 / j
Q_PP	Constante de débit pour le stockage du PP	1,5	1 / j
Q_fe	Taux maximum de fermentation	3	1 / j
k_PRE	Constante de taux pour les précipitations P	1	1 / j
k_RED	Constante de taux pour la redissolution P	0,6	1 / j
n_NO_Het	Facteur de réduction pour la dénitrification	0,8	---
n_NO_Het_d	Facteur de réduction anoxique pour la désintégration des hétérotrophes	0,5	---
n_NO_AUT_d	Facteur de réduction anoxique pour la désintégration des autotrophes	0,33	---
n_NO_Hyd	Facteur de réduction de l'hydrolyse anoxique	0,6	---
n_NO_PAO	Quantité de PAO actifs dans des conditions anoxiques	0,6	---
n_NO_P_d	Facteur de réduction anoxique pour la désintégration des PAO, PP et PHA	0,33	---
n_fe	Facteur de réduction de l'hydrolyse anaérobie	0,4	---

*Les valeurs par défaut se réfèrent à une température de 20 ° C (Temp_Ref).

Groupe: Facteurs de correction de température (ASM2dModTemp)

Nom	La description	Valeur	Unités
Temp_Ref	Température de référence pour les équations d'Arrhenius	20,0	° C
theta_mu_H	Facteur de correction de température pour mu_H	1,072	---
theta_b_H	Facteur de correction de température pour b_H	1,072	---
theta_mu_AUT	Facteur de correction de température pour mu_AUT	1.111	---
theta_mu_PAO	Facteur de correction de température pour mu_PAO	1,041	---
theta_b_AUT	Facteur de correction de température pour b_AUT	1.116	---
theta_b_PAO	Facteur de correction de température pour b_PAO	1,072	---
theta_K_X	Facteur de correction de température pour K_X	0,896	---

theta_k_h	Facteur de correction de température pour k_h	1,041	---
theta_Q_PHA	Facteur de correction de température pour Q_PHA	1,041	---
theta_Q_PP	Facteur de correction de température pour Q_PP	1,041	---
theta_Q_fe	Facteur de correction de température pour Q_fe	1,072	---
theta_b_PHA	Facteur de correction de température pour b_PHA	1,072	---
theta_b_PP	Facteur de correction de température pour b_PP	1,072	---

Variables d'état (ASM2dModTemp)

Nom	La description	Unités
K_X_Temp	K_X à la température du système	---
Q_PHA_Temp	Q_PHA à la température du système	---
Q_PP_Temp	Q_PP à la température du système	---
Q_fe_Temp	Q_fe à la température du système	---
S_O_Saturation	Concentration de saturation en oxygène	g / m3
b_AUT_Temp	b_AUT à la température du système	---
b_H_Temp	b_H à la température du système	---
b_PAO_Temp	b_PAO à la température du système	---
b_PHA_Temp	b_PHA à la température du système	---
b_PP_Temp	b_PP à la température du système	---
k_h_Temp	k_h à la température du système	---
mu_AUT_Temp	mu_A à la température du système	---
mu_H_Temp	mu_H à la température du système	---
mu_PAO_Temp	mu_PAO à la température du système	---

Variables d'état dérivées (ASM2dModTemp)

Variables d'interface

Nom	Terminal	La description	Valeur	Unités
AUR	out_2	Taux d'absorption d'ammonium	---	g / m3 / j
FAIRE	out_2	Concentration en oxygène dissous	---	g / m3
Kla_ASU	out_2	Kla	---	j ⁻¹
NH4	out_2	Concentration d'ammonium	---	g / m3
NO 3	out_2	Concentration en nitrate + nitrite	---	g / m3
NPR	out_2	Taux de production de nitrate	---	g / m3 / j
NUR	out_2	Taux d'absorption des nitrates	---	g / m3 / j

OUR_ASU	out_2	Taux d'absorption d'oxygène	---	g / m3 / j
Hors ligne BOD	out_2	Demande biologique en oxygène	---	g / m3
Hors ligne TKN	out_2	Concentration totale d'azote Kjeldal	---	g / m3
OnlineCOD	out_2	La demande chimique en oxygène	---	g / m3
OnlineTN	out_2	Concentration totale d'azote	---	g / m3
OnlineTP	out_2	Concentration totale de phosphore	---	g / m3
PO4	out_2	Concentration en phosphate	---	g / m3
PUR	out_2	Taux d'absorption du phosphate	---	g / m3 / j
TSS	out_2	Concentration totale de solides en suspension	---	g / m3
V_ASU	out_2	Le volume	---	m3

Les paramètres du modèle Takács_SVI

Name	Description	Value	Units
F_MES_DCO	MES/DCO ratio	0.75	---
S	surface du clarificateur	1452	m2
H	Hauteur du clarificateur	3,5	m
X_T	Concentration seuil des solides en suspension	3,000	g/m3
X_Lim	Concentration minimale dans le tapis de boues	900	g/m3
r_P	Paramètre de sédimentation à faible concentration	0.00286	m3/g
v0	Vitesse de sédimentation théorique maximale	474	m/d
v00	Vitesse de sédimentation pratique maximale	250	m/d
f_ns	Fraction non décantable des solides en suspension	0.00228	---
F_Energy_FlowRate	Facteur de conversion Énergie nécessaire/Débit de la pompe	0.04	---

Les variables d'état du modèle Takács_SVI

Name	Description	Units
Q_In	Débit d'entrée	m3/d
Q_Out	Débit de sortie	m3/d
Q_Under_Actual	Débit réel de sous-flux	m3/d
X_In	Concentration des solides en suspension à l'entrée	g/m3
X_Out	Concentration des solides en suspension à la sortie	g/m3
X_Under	Concentration des solides en suspension dans le sous-flux	g/m3
X_Min	Concentration des boues non décantables	g/m3
H_S	Hauteur du tapis de boues	m
r_H	Paramètre de sédimentation entravée	m3/g

Les variables d'état dérivées du modèle Takács_SVI

Name	Description	Units
X_Layer	Concentration des solides dans chaque couche (vecteur)	g/m ³

Les variables d'interface du modèle Takács_SVI

Name	Terminal	Description	Value	Units
Inflow	in_1	Vecteur de débit d'entrée	---	g/d
Outflow	out_1	Vecteur de débit de sortie	---	g/d
Underflow	out_2	Vecteur de sous-flux	---	g/d
Sludge_Blanket_Height	out_2	Hauteur du tapis de boues	---	m
MES	out_2	Concentration des solides en suspension (MES) dans le clarificateur	---	g/m ³
V_Clarifier	out_2	Volume du clarificateur	---	m ³
PumpingEnergy	out_2	Énergie de pompage	---	kWh
PumpingPower	out_2	Consommation d'énergie de pompage	---	W
Q_Under	in_2	Débit de sous-flux souhaité	200.0	m ³ /d
SVI	in_2	Indice de volume des boues (IVB)	100.0	ml/g

ANNEXE 5. Model Quantities (WEST2020)

Steady State Simulation

.ASU_Aero: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
b_AUT	1/d	0.15		0.15	0	20
b_H	1/d	0.62		0.4	0	20
b_PAO	1/d	0.2		0.2	0	20
b_PHA	1/d	0.2		0.2	0	20
b_PP	1/d	0.2		0.2	0	20
F_BOD_COD	-	0.65		0.65	0	1
f_S_I	-	0		0	0	1
f_X_I	-	0.08		0.1	0	1
i_N_BM	g/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	g/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	g/gCOD	0.06		0.02	0	1
i_N_X_S	g/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	g/gCOD	0.02		0.02	0	1
i_P_S_F	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_P_S_I	g/gCOD	0		0	0	1
i_P_X_I	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_P_X_S	g/gCOD	0.01		0.01	0	1

i_TSS_B M	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_ I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_ S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
K_A	g/m3	4		4	0	100
K_ALK	g/m3	0.1		0.1	0	100
K_ALK_ AUT	g/m3	0.5		0.5	0	100
K_F	g/m3	20		4	0	100
K_fe	g/m3	4		4	0	100
k_h	gCOD/(gC OD*d)	3		3	0	25
K_IPP	g/m3	0.02		0.02	0	100
K_MAX	g/m3	0.34		0.34	0	100
K_NH	g/m3	0.05		0.05	0	100
K_NH_A UT	g/m3	1		1	0	100
K_NO	g/m3	0.5		0.5	0	100
K_O	g/m3	0.2		0.2	0	100
K_O_AU T	g/m3	0.4		0.5	0	100
K_P	g/m3	0.01		0.01	0	100
K_PHA	g/m3	0.01		0.01	0	100
K_PP	g/m3	0.01		0.01	0	100
k_PRE	1/d	1		1	0	20
K_PS	g/m3	0.2		0.2	0	100
k_RED	1/d	0.6		0.6	0	20
K_X	g/m3	0.03		0.1	0	100
Kla	1/d	122.26910 4630601		0	0	5000
Kla_Min	1/d	20		20	0	5000
ME_unit	kWh/m3/d	0.005		0.005	-INF	+INF
Mixing_W hen_Aerat ed		0		0	0	1
mu_AUT	1/d	0.8		1	0	100
mu_H	1/d	6		6	0	100
mu_PAO	1/d	1		1	0	100
n_fe	-	0.4		0.4	0	1
n_NO_AU T_d	-	1		0.33	0	1
n_NO_Het	-	0.8		0.8	0	1
n_NO_Het _d	-	1		0.5	0	1
n_NO_Hy d	-	0.4		0.6	0	1

n_NO_P_d	-	1		0.33	0	1
n_NO_PAO	-	0.6		0.6	0	1
OTR_Energy	g/kWh	1800		1800	-INF	+INF
Q_fe	1/d	0.0001		3	0	20
Q_PHA	1/d	3		3	0	20
Q_PP	1/d	1.5		1.5	0	20
Temp	degC	20		15	-273.15	+INF
Temp_Ref	degC	20		20	-273.15	+INF
theta_b_AUT		1.116		1.116	-INF	+INF
theta_b_H		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_b_PAO		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_b_PHA		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_b_PP		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_k_h		1.041		1.041	-INF	+INF
theta_K_X		0.896		0.896	-INF	+INF
theta_mu_AUT		1.111		1.111	-INF	+INF
theta_mu_H		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_mu_PAO		1.041		1.041	-INF	+INF
theta_Q_fe		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_Q_PHA		1.041		1.041	-INF	+INF
theta_Q_PP		1.041		1.041	-INF	+INF
Vol	m3	350		1000	0	+INF
Y_AUT	gCOD/gN	0.24		0.24	0	4.57
Y_H	gCOD/gCOD	0.67		0.625	0	1
Y_PAO	-	0.67		0.625	0	+INF
Y_PHA	-	0.2		0.2	0	+INF
Y_PO	-	0.4		0.4	0	+INF

Multi_Efluente: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_BOD_COD	-	0.65		0.65	0	1
f_X_I	-	0.2		0.1	0	1
i_COD_V	gCOD/gV	1.42		1.42	-INF	+INF

SS	S					
i_N_BM	gN/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	gN/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	gN/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	gN/gCOD	0.06		0.03	0	1
i_N_X_S	gN/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	gP/gCOD	0.02		0.02	0	10
i_P_S_F	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_S_I	gP/gCOD	0		0	0	10
i_P_X_I	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_X_S	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_TSS_B M	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_ I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_ S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1

.Multi_Influyente: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_BOD_C OD	-	0.65		0.65	0	1
f_X_I	-	0.2		0.1	0	1
i_COD_V SS	gCOD/gV S	1.42		1.42	-INF	+INF
i_N_BM	gN/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	gN/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	gN/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	gN/gCOD	0.06		0.03	0	1
i_N_X_S	gN/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	gP/gCOD	0.02		0.02	0	10
i_P_S_F	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_S_I	gP/gCOD	0		0	0	10
i_P_X_I	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_X_S	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_TSS_B M	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_ I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_ S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1

.SST_1: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_Energy_	kWh/m3	0.04		0.04	-INF	+INF

FlowRate						
f_ns	-	0.005		0.005	0	1
F_TSS_C OD	-	0.75		0.75	0	1
Q_Under	m3/d	510		10	0	+INF

Dynamic Simulation*.ASU_Aero: Parameters*

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
b_AUT	1/d	0.15		0.15	0	20
b_H	1/d	0.62		0.4	0	20
b_PAO	1/d	0.2		0.2	0	20
b_PHA	1/d	0.2		0.2	0	20
b_PP	1/d	0.2		0.2	0	20
F_BOD_C OD	-	0.65		0.65	0	1
f_S_I	-	0		0	0	1
f_X_I	-	0.08		0.1	0	1
i_N_BM	g/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	g/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	g/gCOD	0.06		0.02	0	1
i_N_X_S	g/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	g/gCOD	0.02		0.02	0	1
i_P_S_F	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_P_S_I	g/gCOD	0		0	0	1
i_P_X_I	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_P_X_S	g/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_TSS_B M	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_ I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_ S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
K_A	g/m3	4		4	0	100
K_ALK	g/m3	0.1		0.1	0	100
K_ALK_ AUT	g/m3	0.5		0.5	0	100
K_F	g/m3	20		4	0	100
K_fe	g/m3	4		4	0	100
k_h	gCOD/(gC OD*d)	3		3	0	25
K_IPP	g/m3	0.02		0.02	0	100
K_MAX	g/m3	0.34		0.34	0	100
K_NH	g/m3	0.05		0.05	0	100

K_NH_A UT	g/m3	1		1	0	100
K_NO	g/m3	0.5		0.5	0	100
K_O	g/m3	0.2		0.2	0	100
K_O_AU T	g/m3	0.4		0.5	0	100
K_P	g/m3	0.01		0.01	0	100
K_PHA	g/m3	0.01		0.01	0	100
K_PP	g/m3	0.01		0.01	0	100
k_PRE	1/d	1		1	0	20
K_PS	g/m3	0.2		0.2	0	100
k_RED	1/d	0.6		0.6	0	20
K_X	g/m3	0.03		0.1	0	100
Kla	1/d	122.26910 4630601		0	0	5000
Kla_Min	1/d	20		20	0	5000
ME_unit	kWh/m3/d	0.005		0.005	-INF	+INF
Mixing_W hen_Aerat ed		0		0	0	1
mu_AUT	1/d	0.8		1	0	100
mu_H	1/d	6		6	0	100
mu_PAO	1/d	1		1	0	100
n_fe	-	0.4		0.4	0	1
n_NO_AU T_d	-	1		0.33	0	1
n_NO_Het	-	0.8		0.8	0	1
n_NO_Het _d	-	1		0.5	0	1
n_NO_Hy d	-	0.4		0.6	0	1
n_NO_P_ d	-	1		0.33	0	1
n_NO_PA O	-	0.6		0.6	0	1
OTR_Ener gy	g/kWh	1800		1800	-INF	+INF
Q_fe	1/d	0.0001		3	0	20
Q_PHA	1/d	3		3	0	20
Q_PP	1/d	1.5		1.5	0	20
Temp	degC	20		15	-273.15	+INF
Temp_Ref	degC	20		20	-273.15	+INF
theta_b_A UT		1.116		1.116	-INF	+INF
theta_b_H		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_b_P AO		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_b_P HA		1.072		1.072	-INF	+INF

theta_b_P P		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_k_h		1.041		1.041	-INF	+INF
theta_K_X		0.896		0.896	-INF	+INF
theta_mu_ AUT		1.111		1.111	-INF	+INF
theta_mu_ H		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_mu_ PAO		1.041		1.041	-INF	+INF
theta_Q_fe		1.072		1.072	-INF	+INF
theta_Q_P HA		1.041		1.041	-INF	+INF
theta_Q_P P		1.041		1.041	-INF	+INF
Vol	m3	350		1000	0	+INF
Y_AUT	gCOD/gN	0.24		0.24	0	4.57
Y_H	gCOD/gC OD	0.67		0.625	0	1
Y_PAO	-	0.67		0.625	0	+INF
Y_PHA	-	0.2		0.2	0	+INF
Y_PO	-	0.4		0.4	0	+INF

Multi_BioOut: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_BOD_C OD	-	0.65		0.65	0	1
f_X_I	-	0.2		0.1	0	1
i_COD_V SS	gCOD/gV S	1.42		1.42	-INF	+INF
i_N_BM	gN/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	gN/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	gN/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	gN/gCOD	0.06		0.03	0	1
i_N_X_S	gN/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	gP/gCOD	0.02		0.02	0	10
i_P_S_F	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_S_I	gP/gCOD	0		0	0	10
i_P_X_I	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_X_S	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_TSS_B M	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_ I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_ S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1

Multi_Efluente: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_BOD_COD	-	0.65		0.65	0	1
f_X_I	-	0.2		0.1	0	1
i_COD_VSS	gCOD/gVSS	1.42		1.42	-INF	+INF
i_N_BM	gN/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	gN/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	gN/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	gN/gCOD	0.06		0.03	0	1
i_N_X_S	gN/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	gP/gCOD	0.02		0.02	0	10
i_P_S_F	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_S_I	gP/gCOD	0		0	0	10
i_P_X_I	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_X_S	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_TSS_BM	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1

Multi_Influyente: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_BOD_COD	-	0.65		0.65	0	1
f_X_I	-	0.2		0.1	0	1
i_COD_VSS	gCOD/gVSS	1.42		1.42	-INF	+INF
i_N_BM	gN/gCOD	0.086		0.07	0	1
i_N_S_F	gN/gCOD	0.03		0.03	0	1
i_N_S_I	gN/gCOD	0.01		0.01	0	1
i_N_X_I	gN/gCOD	0.06		0.03	0	1
i_N_X_S	gN/gCOD	0.03		0.04	0	1
i_P_BM	gP/gCOD	0.02		0.02	0	10
i_P_S_F	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_S_I	gP/gCOD	0		0	0	10
i_P_X_I	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_P_X_S	gP/gCOD	0.01		0.01	0	10
i_TSS_BM	g/gCOD	0.9		0.9	0	1
i_TSS_X_I	g/gCOD	0.75		0.75	0	1
i_TSS_X_S	g/gCOD	0.75		0.75	0	1

.SST_1: Parameters

Name	Unit	Value	Initial Value	Default Value	Lower bound	Upper bound
F_Energy_FlowRate	kWh/m3	0.04		0.04	-INF	+INF
f_ns	-	0.005		0.005	0	1
F_TSS_COD	-	0.75		0.75	0	1
Q_Under	m3/d	510		10	0	+INF

ANNEXE 6

Tableau 6.1. Facteurs de conversion $i_{c,i}$ à appliquer dans l'équation de conservation de l'ASM2. Les valeurs manquantes sont égales à 0.

Index c : Factor	Conservation for		COD	N	P	Charge	Mass
index i :	Component	Units	$i_{\text{COD},i}$ g COD	$i_{\text{N},i}$ g N	$i_{\text{P},i}$ g P	$i_{\text{Charge},i}$ mole ⁺	$i_{\text{TSS},i}$ g TSS
1	S_{O_2}	g O ₂	-1				
2	S_{F}	g COD	1	$i_{\text{N},S_{\text{F}}}$	$i_{\text{P},S_{\text{F}}}$		
3	S_{A}	g COD	1			-1/64	
4	S_{NH_4}	g N		1		+1/14	
5	S_{NO_3}	g N	-64/14	1		-1/14	
6	S_{PO_4}	g P			1	-1.5/31	
7	S_{I}	g COD	1	$i_{\text{N},S_{\text{I}}}$	$i_{\text{P},S_{\text{I}}}$		
8	S_{ALK}	mole HCO ₃ ⁻				-1	
9	S_{N_2}	g N	-24/14	1			
10	X_{I}	g COD	1	$i_{\text{N},X_{\text{I}}}$	$i_{\text{P},X_{\text{I}}}$		$i_{\text{TSS},X_{\text{I}}}$
11	X_{S}	g COD	1	$i_{\text{N},X_{\text{S}}}$	$i_{\text{P},X_{\text{S}}}$		$i_{\text{TSS},X_{\text{S}}}$
12	X_{H}	g COD	1	$i_{\text{N},\text{BM}}$	$i_{\text{P},\text{BM}}$		$i_{\text{TSS},\text{BM}}$
13	X_{PAO}	g COD	1	$i_{\text{N},\text{BM}}$	$i_{\text{P},\text{BM}}$		$i_{\text{TSS},\text{BM}}$
14	X_{PP}	g P			1	-1/31 ^{a)}	3.23
15	X_{PHA}	g COD	1				0.60
16	X_{AUT}	g COD	1	$i_{\text{N},\text{BM}}$	$i_{\text{P},\text{BM}}$		$i_{\text{TSS},\text{BM}}$
17	X_{TSS}	g TSS					-1 ^{b)}
18	X_{MeOH}	g TSS					1
19	X_{MeP}	g TSS			0.205		1

Tableau 6.2. Stœchiométrie des processus d'hydrolyse.

	Process	S_{F}	S_{NH_4}	S_{PO_4}	S_{I}	S_{ALK}	X_{S}	X_{TSS}
1	Aerobic hydrolysis	$1 - f_{S_{\text{I}}}$	ν_{1,NH_4}	ν_{1,PO_4}	$f_{S_{\text{I}}}$	$\nu_{1,\text{ALK}}$	-1	$\nu_{1,\text{TSS}}$
2	Anoxic hydrolysis	$1 - f_{S_{\text{I}}}$	ν_{2,NH_4}	ν_{2,PO_4}	$f_{S_{\text{I}}}$	$\nu_{2,\text{ALK}}$	-1	$\nu_{2,\text{TSS}}$
3	Anaerobic hydrolysis	$1 - f_{S_{\text{I}}}$	ν_{3,NH_4}	ν_{3,PO_4}	$f_{S_{\text{I}}}$	$\nu_{3,\text{ALK}}$	-1	$\nu_{3,\text{TSS}}$

Tableau 6.3. Stœchiométrie des organismes hétérotrophes facultatifs X_{H}

Process	S_{O_2}	S_{F}	S_{A}	S_{NO_3}	S_{N_2}	X_{I}	X_{S}	X_{H}
4	Aerobic growth on S_{F}	$1 - \frac{1}{Y_{\text{H}}}$	$-\frac{1}{Y_{\text{H}}}$					1
5	Aerobic growth on S_{A}	$1 - \frac{1}{Y_{\text{H}}}$	$-\frac{1}{Y_{\text{H}}}$					1
6	Anoxic growth on S_{A}		$-\frac{1}{Y_{\text{H}}}$	$-\frac{1 - Y_{\text{H}}}{2.86 \cdot Y_{\text{H}}}$	$\frac{1 - Y_{\text{H}}}{2.86 \cdot Y_{\text{H}}}$			1
7	Anoxic growth on S_{A} , Denitrification		$-\frac{1}{Y_{\text{H}}}$	$-\frac{1 - Y_{\text{H}}}{2.86 \cdot Y_{\text{H}}}$	$-\frac{1 - Y_{\text{H}}}{2.86 \cdot Y_{\text{H}}}$			1
8	Fermentation		-1	1				
9	Lysis					$f_{X_{\text{I}}}$	$1 - f_{X_{\text{I}}}$	-1

Tableau 6.4. Stœchiométrie des organismes accumulant du phosphore (PAO) pour l'ASM2d.

Process	S_{O_2}	S_A	S_{N_2}	S_{NO_3}	S_{PO_4}	X_I	X_S	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}
10 Storage of X_{PHA}		-1			Y_{PO_4}				$-Y_{PO_4}$	1
11 Aerobic storage of X_{PP}	$-Y_{PHA}$				-1				1	$-Y_{PHA}$
12 Anoxic storage of X_{PP}			$-\nu_{12,NO_3}$	ν_{12,NO_3}	-1				1	$-Y_{PHA}$
13 Aerobic growth of X_{PAO}	ν_{13,O_2}				$-i_{PBM}$			1		$-1/Y_H$
14 Anoxic growth of X_{PAO}			$-\nu_{14,NO_3}$	ν_{14,NO_3}	$-i_{PBM}$			1		$-1/Y_H$
15 Lysis of X_{PAO}					ν_{15,PO_4}	f_{X_I}	$1 - f_{X_I}$	-1		
16 Lysis of X_{PP}					1				-1	
17 Lysis of X_{PHA}		1								-1

Tableau 6.5. Stœchiométrie des processus de croissance et de dégradation des organismes nitrifiants X_{AUT} .

Process	S_{O_2}	S_{NH_4}	S_{NO_3}	S_{PO_4}	X_I	X_S	X_{AUT}
18 Aerobic growth of X_{AUT}	$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$	ν_{18,NH_4}	$\frac{1}{Y_a}$	$-i_{P,BM}$			1
19 Lysis		ν_{19,NH_4}		ν_{19,PO_4}	f_{X_I}	$1 - f_{X_I}$	-1

Tableau 6.6. Stœchiométrie des processus décrivant la précipitation simultanée du phosphore.

Process	S_{PO_4}	S_{ALK}	X_{MeOH}	X_{MeP}	X_{TSS}
20 Precipitation	-1	$\nu_{20,ALK}$	-3.45	4.87	1.42
21 Redissolution	1	$\nu_{21,ALK}$	3.45	-4.87	-1.42

Tableau 6.7. Équations des taux de processus pour l'ASM2d.

j	Process	Process rate equation ρ_j , $\rho_j \geq 0$ [M _l L ⁻³ T ⁻¹]
<i>Hydrolysis processes:</i>		
1	Aerobic hydrolysis	$K_h \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
2	Anoxic hydrolysis	$K_h \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
3	Anaerobic hydrolysis	$K_h \cdot \eta_{Fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>		
4	Growth on fermentable substrates, S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
5	Growth on fermentation products, S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
6	Denitrification with fermentable substrates, S_F	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
7	Denitrification with fermentation products, S_A	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
8	Fermentation	$q_{Fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
9	Lysis	$b_H \cdot X_H$
<i>Phosphorus-accumulating organisms (PAO): X_{PAO}</i>		
10	Storage of X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
11	Aerobic storage of X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PS} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + K_{MAX} - X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12	Anoxic storage of X_{PP}	$\rho_{12} = \rho_{11} \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$
13	Aerobic growth on X_{PHA}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
14	Anoxic growth on X_{PP}	$\rho_{14} = \rho_{13} \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$
15	Lysis of X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$
16	Lysis of X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$
17	Lysis of X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>		
18	Aerobic growth of X_{AUT}	$\mu_{AUT} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$
19	Lysis of X_{AUT}	$b_{AUT} \cdot X_{AUT}$
<i>Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide $Fe(OH)_3$</i>		
20	Precipitation	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MeOH}$
21	Redissolution	$k_{RED} \cdot X_{MeP} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$

ANNEXE 7

Table 7.1 : Brève définition des composants du modèle et composition typique des eaux résiduaires (effluent primaire)

COD _{tot} = 260 g COD m ⁻³ , TKN = 25 g N m ⁻³ , TP = 6 g P m ⁻³			
<i>Dissolved components:</i>			
S _{O₂}	Dissolved oxygen	0	g O ₂ m ⁻³
S _F	Readily biodegradable substrate	30	g COD m ⁻³
S _A	Fermentation products (acetate)	20	g COD m ⁻³
S _{NH₄}	Ammonium	16	g N m ⁻³
S _{NO₃}	Nitrate (plus nitrite)	0	g N m ⁻³
S _{PO₄}	Phosphate	3.6	g P m ⁻³
S _I	Inert, non-biodegradable organics	30	g COD m ⁻³
S _{ALK}	Bicarbonate alkalinity	5	mole HCO ₃ ⁻ m ⁻³
<i>Particulate components:</i>			
X _I	Inert, non-biodegradable organics	25	g COD m ⁻³
X _S	Slowly biodegradable substrate	125	g COD m ⁻³
X _H	Heterotrophic biomass	30	g COD m ⁻³
X _{PAO}	Phosphorus-accumulating organisms, PAO	0	g COD m ⁻³
X _{PP}	Stored poly-phosphate of PAO	0	g P m ⁻³
X _{PHA}	Organic storage products of PAO	0	g COD m ⁻³
X _{AUT}	Autotrophic, nitrifying biomass	0	g COD m ⁻³
X _{MeOH}	'Ferric-hydroxide', Fe(OH) ₃	0	g Fe(OH) ₃ m ⁻³
X _{MeP}	'Ferric-phosphate', FePO ₄	0	g FePO ₄ m ⁻³
X _{TSS}	Particulate material as model component ^{a)}	180 ^{a)}	g TSS m ⁻³

Table 7.2: Paramètres du modèle qui sont relativement constants d'un cas à l'autre

Parameter	Name	Typical value, 20 °C	Unit
Y _H	Heterotrophic yield on S _F and S _A	0.63	g COD (g COD) ⁻¹
Y _{AUT}	Autotrophic yield on nitrate produced	0.24	g COD (g N) ⁻¹
μ _H	Heterotrophic growth rate on substrates S _F and S _A	6	d ⁻¹
K _{O₂}	Heterotrophic saturation coefficient for oxygen	0.2	g O ₂ m ⁻³
K _F and K _A	Heterotrophic saturation coefficient for substrates S _F and S _A	4	g COD m ⁻³
K _{NO₃}	Heterotrophic saturation coefficient for nitrate-nitrogen	0.5	g N m ⁻³
K _{O₂}	Autotrophic saturation coefficient for oxygen	0.5	g O ₂ m ⁻³
K _{NH₄}	Autotrophic saturation coefficient for ammonium-nitrogen	1.0	g N m ⁻³

Tableau 7.3. Définition et valeurs typiques des coefficients stœchiométriques de l'ASM2.

Typical conversion factors for conservation equation			
<i>Nitrogen:</i>			
Soluble material:			
i_{N,S_I}	N content of inert soluble COD S_I	0.01	g N (g COD) ⁻¹
i_{N,S_F}	N content of fermentable substrates S_F	0.03	g N (g COD) ⁻¹
Particulate material:			
i_{N,X_I}	N content of inert particulate COD X_I	0.02	g N (g COD) ⁻¹
i_{N,X_S}	N content of slowly biodegradable substrate X_S	0.04	g N (g COD) ⁻¹
$i_{N,BM}$	N content of biomass, X_H , X_{PAO} , X_{AUT}	0.07	g N (g COD) ⁻¹
<i>Phosphorus:</i>			
Soluble material:			
i_{P,S_I}	P content of inert soluble COD S_I	0.00	g P (g COD) ⁻¹
i_{P,S_F}	P content of fermentable substrates S_F	0.01	g P (g COD) ⁻¹
Particulate material:			
i_{P,X_I}	P content of inert particulate COD X_I	0.01	g P (g COD) ⁻¹
i_{P,X_F}	P content of slowly biodegradable substrate X_S	0.01	g P (g COD) ⁻¹
$i_{P,BM}$	P content of biomass, X_H , X_{PAO} , X_{AUT}	0.02	g P (g COD) ⁻¹
<i>Total suspended solids: TSS</i>			
i_{TSS,X_I}	TSS to COD ratio for X_I	0.75	g TSS (g COD) ⁻¹
i_{TSS,X_S}	TSS to COD ratio for X_S	0.75	g TSS (g COD) ⁻¹
$i_{TSS,BM}$	TSS to COD ratio for biomass, X_H , X_{PAO} , X_A	0.90	g TSS (g COD) ⁻¹

Typical stoichiometric parameters

<i>Hydrolysis:</i>			
f_{S_I}	Production of S_I in hydrolysis	0	g COD (g COD) ⁻¹
<i>Heterotrophic biomass: X_H</i>			
Y_H	Yield coefficient	0.625	g COD (g COD) ⁻¹
f_{X_I}	Fraction of inert COD generated in biomass lysis	0.10	g COD (g COD) ⁻¹
<i>Phosphorus-accumulating organisms: X_{PAO}</i>			
Y_{PAO}	Yield coefficient (biomass/PHA)	0.625	g COD (g COD) ⁻¹
Y_{PO_4}	PP requirement (PO_4 release) per PHA stored	0.40	g P (g COD) ⁻¹
Y_{PHA}	PHA requirement for PP storage	0.20	g COD (g P) ⁻¹
f_{X_I}	Fraction of inert COD generated in biomass lysis	0.10	g COD (g COD) ⁻¹
<i>Nitrifying organisms: X_{AUT}</i>			
Y_A	Yield of autotrophic biomass per NO_3^- -N	0.24	g COD (g N) ⁻¹
f_{X_I}	Fraction of inert COD generated in biomass lysis	0.10	g COD (g COD) ⁻¹

Tableau 7.4 Définition et valeurs typiques des paramètres cinétiques de l'ASM2d.

Temperature:	20 °C	10 °C	Units
<i>Hydrolysis of particulate substrate: X_S</i>			
K_h = Hydrolysis rate constant	3.00	2.00	d ⁻¹
η_{NO_3} = Anoxic hydrolysis reduction factor	0.60	0.60	–
η_{Fe} = Anaerobic hydrolysis reduction factor	0.40	0.40	–
K_{O_2} = Saturation/inhibition coefficient for oxygen	0.20	0.20	g O ₂ m ⁻³
K_{NO_3} = Saturation/inhibition coefficient for nitrate	0.50	0.50	g N m ⁻³
K_X = Saturation coefficient for particulate COD	0.10	0.10	g X _S (g X _H) ⁻¹
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>			
μ_H = Maximum growth rate on substrate	6.00	3.00	g X _S (g X _H) ⁻¹ d ⁻¹
q_{Fe} = Maximum rate for fermentation	3.00	1.50	g S _F (g X _H) ⁻¹ d ⁻¹
η_{NO_3} = Reduction factor for denitrification	0.80	0.80	–
b_H = Rate constant for lysis and decay	0.40	0.20	d ⁻¹
K_{O_2} = Saturation/inhibition coefficient for oxygen	0.20	0.20	g O ₂ m ⁻³
K_F = Saturation coefficient for growth on S _F	4.00	4.00	g COD m ⁻³
K_{Fe} = Saturation coefficient for fermentation of S _F	4.00	4.00	g COD m ⁻³
K_A = Saturation coefficient for growth on acetate S _A	4.00	4.00	g COD m ⁻³
K_{NO_3} = Saturation/inhibition coefficient for nitrate	0.50	0.50	g N m ⁻³
K_{NH_4} = Saturation coefficient for ammonium (nutrient)	0.05	0.05	g N m ⁻³
K_P = Saturation coefficient for phosphate (nutrient)	0.01	0.01	g P m ⁻³
K_{ALK} = Saturation coefficient for alkalinity (HCO ₃ ⁻)	0.10	0.10	mole HCO ₃ ⁻ m ⁻³
<i>Phosphorus-accumulating organisms: X_{PAO}</i>			
q_{PHA} = Rate constant for storage of X _{PHA} (base X _{PP})	3.00	2.00	g X _{PHA} (g X _{PAO}) ⁻¹ d ⁻¹
q_{PP} = Rate constant for storage of X _{PP}	1.50	1.00	g X _{PP} (g X _{PAO}) ⁻¹ d ⁻¹
μ_{PAO} = Maximum growth rate of PAO	1.00	0.67	d ⁻¹
η_{NO_3} = Reduction factor for anoxic activity	0.60	0.60	–
b_{PAO} = Rate for lysis of X _{PAO}	0.20	0.10	d ⁻¹
b_{PP} = Rate for lysis of X _{PP}	0.20	0.10	d ⁻¹
b_{PHA} = Rate for lysis of X _{PHA}	0.20	0.10	d ⁻¹
K_{O_2} = Saturation/inhibition coefficient for oxygen	0.20	0.20	g O ₂ m ⁻³
K_{NO_3} = Saturation coefficient for nitrate, S _{NO₃}	0.50	0.50	g N m ⁻³
K_A = Saturation coefficient for acetate, S _A	4.00	4.00	g COD m ⁻³
K_{NH_4} = Saturation coefficient for ammonium (nutrient)	0.05	0.05	g N m ⁻³
K_{PS} = Saturation coefficient for phosphorus in storage of PP	0.20	0.20	g P m ⁻³
K_P = Saturation coefficient for phosphate (nutrient)	0.01	0.01	g P m ⁻³
K_{ALK} = Saturation coefficient for alkalinity (HCO ₃ ⁻)	0.10	0.10	mole HCO ₃ ⁻ m ⁻³
K_{PP} = Saturation coefficient for poly-phosphate	0.01	0.01	g X _{PP} (g X _{PAO}) ⁻¹
K_{MAX} = Maximum ratio of X _{PP} /X _{PAO}	0.34	0.34	g X _{PP} (g X _{PAO}) ⁻¹
K_{IPP} = Inhibition coefficient for PP storage	0.02	0.02	g X _{PP} (g X _{PAO}) ⁻¹
K_{PHA} = Saturation coefficient for PHA	0.01	0.01	g X _{PHA} (g X _{PAO}) ⁻¹
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>			
μ_{AUT} = Maximum growth rate of X _{AUT}	1.00	0.35	d ⁻¹
b_{AUT} = Decay rate of X _{AUT}	0.15	0.05	d ⁻¹
K_{O_2} = Saturation coefficient for oxygen	0.50	0.50	g O ₂ m ⁻³
K_{NH_4} = Saturation coefficient for ammonium (substrate)	1.00	1.00	g N m ⁻³
K_{ALK} = Saturation coefficient for alkalinity (HCO ₃ ⁻)	0.50	0.50	mole HCO ₃ ⁻ m ⁻³
K_P = Saturation coefficient for phosphorus (nutrient)	0.01	0.01	g P m ⁻³
<i>Precipitation:</i>			
k_{PRE} = Rate constant for P precipitation	1.00	1.00	m ³ (g Fe(OH) ₃) ⁻¹ d ⁻¹
k_{RED} = Rate constant for redissolution	0.60	0.60	d ⁻¹
K_{ALK} = Saturation coefficient for alkalinity	0.50	0.50	mole HCO ₃ ⁻ m ⁻³

Tableau 7.5. Exemple d'une matrice stœchiométrique pour l'ASM2d, pour les composants solubles et particuliers ainsi que pour les processus de précipitation.

		Stoichiometric matrix for soluble components								
Process component		S_{O_2}	S_F	S_A	S_I	S_{NH_4}	S_{N_2}	S_{NO_3}	S_{PO_4}	S_{ALK}
expressed as \rightarrow		O_2	COD	COD	COD	N	N	N	P	mole
1	Aerobic hydrolysis		1.00			0.01				0.001
2	Anoxic hydrolysis		1.00			0.01				0.001
3	Anaerobic hydrolysis		1.00			0.01				0.001
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>										
4	Growth on S_F	-0.60	-1.60			-0.022			-0.004	-0.001
5	Growth on S_A	-0.60		-1.60		-0.07			-0.02	0.021
6	Denitrification with S_F		-1.60			-0.022	0.21	-0.21	-0.004	0.014
7	Denitrification with S_A			-1.60		-0.07	0.21	-0.21	-0.02	0.036
8	Fermentation of S_F		-1	1		0.03			0.01	-0.014
9	Lysis					0.031			0.01	0.002
<i>Phosphorus-accumulating organisms (PAO): X_{PAO}</i>										
10	Storage of PHA								0.40	0.009
11	Aerobic storage of PP	-0.20							-1	0.016
12	Anoxic storage of PP						0.07	-0.07	-1	0.021
13	Aerobic growth	-0.60				-0.07			-0.02	-0.004
14	Anoxic growth					-0.07	0.21	-0.21	-0.02	0.011
15	Lysis of PAO					0.031			0.01	0.002
16	Lysis of PP								1	-0.016
17	Lysis of PHA			1						-0.016
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>										
18	Aerobic growth	-18.0				-4.24		4.17	-0.02	-0.60
19	Lysis					0.031			0.01	0.002
<i>Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide ($Fe(OH_3)$):</i>										
20	Precipitation								-1	0.048
21	Redissolution								1	-0.048

		Stoichiometric matrix for particulate components									
Process component		X_I	X_S	X_H	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_A	X_{TSS}	X_{MeOH}	X_{MeP}
expressed as \rightarrow		COD	COD	COD	COD	P	COD	COD	TSS	TSS	TSS
1	Aerobic hydrolysis		-1						-0.75		
2	Anoxic hydrolysis		-1						-0.75		
3	Anaerobic hydrolysis		-1						-0.75		
<i>Heterotrophic organisms: X_H</i>											
4	Growth on S_S			1					0.90		
5	Growth on S_A			1					0.90		
6	Denitrification with S_S			1					0.90		
7	Denitrification with S_A			1					0.90		
8	Fermentation										
9	Lysis	0.10	0.9	-1					-0.15		
<i>Phosphorus-accumulating organisms (PAO): X_{PAO}</i>											
10	Storage of PHA					-0.40	1		-0.69		
11	Aerobic storage of PP					1	-0.20		3.11		
12	Anoxic storage of PP					1	-0.20		3.11		
13	Aerobic growth				1		-1.60		-0.06		
14	Anoxic growth				1		-1.60		-0.06		
15	Lysis of PAO	0.10	0.90		-1				-0.15		
16	Lysis of PP					-1			-3.23		
17	Lysis of PHA						-1		-0.60		
<i>Nitrifying organisms (autotrophic organisms): X_{AUT}</i>											
18	Aerobic growth							1	0.90		
19	Lysis	0.10	0.90					-1	-0.15		
<i>Simultaneous precipitation of phosphorus with ferric hydroxide ($Fe(OH_3)$):</i>											
20	Precipitation								1.42	-3.45	4.87
21	Redissolution								-1.42	3.45	-4.87

ANNEXE 8. Définition des Ratios

Ratio DCO/DBO

Le ratio DCO/DBO est un indicateur clé utilisé pour évaluer la nature de la matière organique présente dans les eaux résiduaires et pour déterminer la facilité ou la difficulté avec laquelle cette matière peut être biodégradée par des micro-organismes. Il est utilisé pour évaluer l'efficacité des traitements des eaux résiduaires : Un ratio élevé après traitement peut indiquer que des substances organiques réfractaires persistent, ce qui pourrait nécessiter un traitement supplémentaire. Pour caractériser les eaux résiduaires, il aide à identifier si les eaux résiduaires proviennent d'une source domestique, industrielle ou mixte, et à déterminer les stratégies de traitement appropriées. Les ingénieurs utilisent ce ratio pour concevoir des processus de traitement adaptés, comme les systèmes de traitement biologique ou chimique.

Ratio VFA/COD

Le ratio AGV/DCO indique la proportion de la matière organique facilement dégradable (AGV) par rapport à la matière organique totale (DCO) dans l'échantillon. Un ratio élevé de AGV/DCO peut indiquer que la matière organique dans l'échantillon est majoritairement composée de composés facilement biodégradables. Cela peut être utile pour évaluer le potentiel de dégradation biologique dans des processus tels que la digestion anaérobie. Dans le contexte du traitement des eaux résiduaires, ce ratio est souvent utilisé pour contrôler et optimiser les processus biologiques, notamment dans les systèmes de digestion anaérobie ou pour évaluer la performance des stations d'épuration.

Ratio COD/TOC

La relation entre le COD et le TOC peut varier en fonction de la nature des substances organiques présentes dans l'eau. Le rapport COD/TOC est souvent utilisé pour estimer la biodégradabilité des substances organiques dans l'eau. Un rapport élevé peut indiquer une présence plus importante de substances organiques difficilement biodégradables, tandis qu'un rapport plus faible pourrait indiquer une matière organique plus facilement dégradable.

Ratio DCO/TN

Le ratio DCO/TN (Demande Chimique en Oxygène / Azote Total) est un indicateur utilisé dans le traitement des eaux résiduaires pour évaluer la proportion de matière organique par rapport à la quantité d'azote total présente dans un échantillon. Ratio Élevé Indique une forte proportion

de matière organique par rapport à l'azote. Cela signifie que les eaux résiduaires contiennent plus de composés organiques par rapport à l'azote total. Un ratio élevé peut rendre le traitement biologique de l'azote plus efficace, car les bactéries dénitrifiantes utilisent la matière organique comme source de carbone. **Ratio Bas** indique une faible proportion de matière organique par rapport à l'azote. Cela peut poser des défis pour le traitement biologique, car il pourrait manquer de carbone organique nécessaire pour la dénitrification, ce qui pourrait limiter l'efficacité de la réduction de l'azote.

Ratio DCO/TP

Le **ratio DCO/TP** (Demande Chimique en Oxygène / Total Phosphore) est un indicateur clé utilisé dans la gestion et le traitement des eaux résiduaires. Il permet d'évaluer la relation entre la charge organique et la charge en phosphore, ce qui est essentiel pour optimiser les processus de traitement biologique et assurer une élimination efficace des nutriments. Un Ratio Élevé Indique une charge organique élevée par rapport à la charge en phosphore. Signifie que le système dispose de suffisamment de carbone pour les micro-organismes afin d'assimiler le phosphore, ce qui est favorable pour les processus de suppression biologique du phosphore. Un Ratio Faible pose des problèmes dans les processus biologiques, car les micro-organismes peuvent manquer de carbone pour une assimilation efficace du phosphore. Le ratio DCO/TN est donc un indicateur clé pour ajuster les processus de traitement des eaux résiduaires, en particulier dans les systèmes visant à la réduction de l'azote, comme la nitrification-dénitrification. Un bon équilibre entre la matière organique et l'azote est essentiel pour optimiser ces processus.

Ratio DBO/TN

Le ratio DBO/TN (Demande Biochimique en Oxygène / Azote Total) est un indicateur utilisé pour évaluer la proportion de matière organique biodégradable par rapport à la quantité d'azote total dans les eaux résiduaires. Un **Ratio Élevé** indique une proportion importante de matière organique biodégradable par rapport à l'azote total. Cela signifie que les eaux résiduaires contiennent beaucoup de matière organique que les micro-organismes peuvent facilement décomposer. Ce ratio élevé est favorable pour les processus biologiques, tels que la nitrification et la dénitrification, car les micro-organismes utilisent la matière organique comme source de carbone pour réduire l'azote. Un ratio faible signifie que la proportion de matière organique biodégradable est faible par rapport à l'azote total. Cela peut poser des défis pour les traitements

biologiques des eaux résiduaires, en particulier pour la dénitrification, car une source de carbone insuffisante peut limiter l'efficacité de la réduction de l'azote.

Ratio DBO/TP

Le ratio DBO/TP est un indicateur utilisé dans le traitement des eaux résiduaires pour évaluer la proportion de matière organique biodégradable (DBO) par rapport à la quantité totale de phosphore (TP) dans les eaux résiduaires. Il est crucial pour la gestion du traitement biologique des eaux résiduaires, en particulier dans les systèmes où la réduction du phosphore est un objectif clé. Un bon équilibre entre la matière organique biodégradable et le phosphore est nécessaire pour garantir une bonne efficacité de l'élimination du phosphore. Un **ratio Élevé** indique que les eaux résiduaires contiennent une grande quantité de matière organique biodégradable par rapport à la quantité de phosphore. Un ratio faible signifie qu'il y a moins de matière organique biodégradable disponible par rapport à la quantité de phosphore dans les eaux résiduaires. Cela peut poser des problèmes pour les processus biologiques, notamment pour la consommation efficace de phosphore par les micro-organismes. Dans certains cas, un faible ratio peut conduire à des difficultés dans le contrôle du phosphore dans les systèmes biologiques.

Ratio MVS/MES

Le ratio MVS/MES est un indicateur clé dans le domaine du traitement des eaux résiduaires, particulièrement dans les stations d'épuration à boues activées. Ce ratio permet de déterminer la proportion de matières volatiles en suspension (MVS) par rapport aux matières en suspension totales (MES). Un ratio MVS/MES élevé (**proche de 1**) indique que la majeure partie des matières en suspension est organique, ce qui est typique dans les boues activées bien entretenues où la biomasse microbienne est majoritairement active. Un ratio faible suggère une proportion plus élevée de matières inorganiques ou une réduction de la biomasse active. Cela peut être le signe d'un déséquilibre dans le processus biologique, comme une surcharge en matières non biodégradables ou une accumulation de matières inorganiques.

Ratio DCO/COT

Le ratio **DCO/COT** est un indicateur utilisé dans le traitement des eaux résiduaires pour évaluer la qualité de l'eau et la charge organique des effluents. Il donne une indication sur la nature de la matière organique présente dans l'eau. Dans les eaux résiduaires domestiques ou municipales, le ratio DCO/COT se situe généralement entre 2 et 3. Cela signifie que pour chaque unité de

carbone organique, il faut environ 2 à 3 unités d'oxygène pour l'oxyder. Un ratio DCO/COT plus élevé peut indiquer la présence de composés organiques plus récalcitrants ou difficilement biodégradables, nécessitant une plus grande quantité d'oxygène pour leur oxydation chimique. Cela peut aussi refléter une pollution plus complexe ou industrielle. Un ratio DCO/COT plus faible peut indiquer la présence de composés organiques plus facilement biodégradables ou une eau contenant principalement des substances plus simples à oxyder. En comprenant ce ratio, les opérateurs peuvent ajuster les processus de traitement pour améliorer l'efficacité de l'oxydation de la matière organique et réduire la charge polluante.

Ratio DCO/MVS

D'un autre côté, la détermination de la DCO des boues activées n'est pas une mesure courante dans les données de routine des STEP en raison des problèmes liés à la préparation des échantillons et à la procédure. Il existe quelques règles empiriques pour lier la DCO et les mesures de routine pour la matière organique dans les STEP, notamment pour le ratio DCO/MVS. La valeur la plus courante est de 1,42 pour le ratio DCO/MVS pour les boues activées résiduelles (WAS) dans une STEP. Cette valeur est basée sur des calculs théoriques avec une formule chimique pour la biomasse (Hoover & Porges (1952)) et est utilisée dans de nombreuses publications et manuels dans le domaine de l'épuration.

ANNEXE 9. Caractéristiques des ouvrages de la STEP de Saida

1. Prétraitement

Ouvrage	Description	Les caractéristiques	
Déversoir d'orage	Un déversoir d'orage installé à l'amont de la STEP déverse le surplus de débit admissible dans le by-pass général de la STEP vers l'Oued.	Longueur	20 m
		Largeur	20 m
		Hauteur	2.5 m
		Volume total	1000 m ₃
piège à sable	Un piège à sable est un bassin spécial pour le traitement mécanique des eaux résiduaires. Il sert à la séparation de particules plus grosses dans le domaine de prétraitement		
Dégrillage	Il consiste à faire passer les eaux résiduaires a travers des grilles dont les barreaux plus ou moins espacés, retiennent les éléments les plus grossiers.	Grille grossière manuelle	
		Nombre de grille	01
		Largeur de la grille	1500 mm
		Longueur de la grille	6000 mm
		Grille fine automatique	
		Nombre de grille	02
		Largeur de la grille	1000 mm
		Nombre de barreaux	33
	Séparation entre barreaux	20 mm	

dessablage- désuilage	Les opérations dessablage et désuilage sont combinées dans le même ouvrage, elles consistent à séparer de l'effluent brut les sables et les graviers par décantation, et elles permettent aussi d'éliminer les huiles et les graisses par flottation.	Nombre des unités	02
		Largeur du déssableur	03 m
		Largeur du désuilleur	01 m
		Longueur totale	18 m
		Hauteur totale	5 m
		Hauteur de l'eau	4 m
		Volume utile total	242.9 m ₃
station de relevage	Une station de relevage, de 4 pompes immergées de marque ABS et de 42kg de poids chacune, est utilisée pour amener l'eau qui a subit le traitement physique au bassin d'aération pour le traitement biologique.		

2. Ouvrages biologiques

Ouvrage	Description	Les caractéristiques	
Bassin d'aération	Dans ce type de traitement, les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux résiduaires	Unité	02
		Forme	rectangulaire
		Longueur	66 m
		Largeur	44 m

	à partir de l'oxygène dissous dans l'eau.	Profondeur totale	5 m
		Hauteur béton	5.60 m
		Hauteur eau	4.5 m
		Volume utile unitaire	13.068m ₃
		Volume utile total	26.136 m ₃
Décanteur secondaire ou clarificateur	c'est un bassin cylindro-conique, où s'effectue la séparation boues-liquide par décantation sous l'effet de gravité.	Nombre	02
		Diamètre	43 m
		Surface unitaire	1.452 m ₂
		Volume unitaire	3.50 m
		Hauteur d'eau	5.0827 m ₃
bassin de chloration (stérilisation)	C'est le processus complémentaire des eaux traitées, particulièrement dans le cas où l'on veut utiliser cette eau pour l'irrigation. La stérilisation est effectuée par le chlore gazeux.	Longueur	30 m
		Largeur	12 m
		Hauteur totale	4 m
		Hauteur utile	3.5 m
		Volume	1.260 m ₃
Epaississeur des boues	L'épaississement c'est la première étape de traitement des boues qui sert à la réduction de leur volume pour qu'elle soit ensuite pompée vers les lits de séchage.	Nombre	01
		Diamètre	16 m
		Hauteur	4 m
		Surface	201.1 m
		Volume	804.25 m ₃
		Nombre total des lits	20

Lits de séchage	Les boues épaissies sont ensuite retirées de l'épaississeur et acheminées vers les lits de séchage	Longueur	30
		Largeur	15
		La surface totale à mettre en œuvre	9000m ₂
		La production annuelle des boues	83.865m ³ /an

3. Appareil de mesure d'oxygène (sondes d'oxygène)

Nombre	4 unités
Marque	E+H
Modèle-type	LIQUISYS COM-253
Echelle	0-20 ppm
Alimentation-fréquence	220V / 50Hz
Sortie	0-20 A
Indicateur	Numérique
Sonde de mesure	
Modèle	COS-41
Longueur câble/protection	7m / IP-68
Système de mesure	Potentiomètre à 2 électrodes

4. Caractéristiques des turbines aération

Nombre	12 unités
Fabricant	SPAANS BABCOCK
Modèle-type	02 MAX230 (deux vitesses)
Diamètre	2300mm
Transfert d'oxygène	115,3 / 48,9 kg O ₂ /h
Puissance absorbée	54,5 / 23Kw

Immersion nominale	9,8 cm
Moteur	
Fabricant	WEG
Référence	2800S/M4/6
Type	Tri-phase,asynchrone
Voltage-fréquence	400/600-50 Hz
Méthode de démarrage	Etoile/triangle (haute vitesse) Triangle (baise vitesse)
Puissance installée	80/54 kW
Réducteur	
Fabricant	FLENDER
Type	H3SV7
Puissance	109 kW DIN
Durée de vie des roulements	50.000 h ISO B10

Caractéristiques des pompes de recirculation

Une fois la liqueur mélangée est dans le décanteur, les boues sont descendu à la partie inferieur de celui, une quantité va être recirculé vers le bassin d'aération. Dans le cas de la STEP de SAIDA, la recirculation est assurée pat trois pompes de **750 m³/h** .

Pompes centrifuges submersibles recirculation des boues (3Ut)

Marque	ABS
Modèle-type	AFP3071
Débit nominale	750 m ³ /h
Hauteur manométrique	4,64 m
Puissance absorbée	15 kW
Diamètre sortie	300 mm

Voltage/fréquence	400V-50 Hz
Puissance	16,91 kW
Vitesse moteur	725 rpm
Intensité nominale	32,30 A

Caractéristiques des pompes de purge

Au fond des décanteurs on élimine les boues en excès, et on les évacue vers l'épaississeur pour réduire la fraction liquide. Dans la STEP de SAIDA, la purge est assurée par deux pompes.

Pompes centrifuges submersibles purge des boues (2Ut)

Marque	ABS
Modèle-type	AFP1041.3. M 22/4-D01-10
Débit nominale	100 m ³ /h
Hauteur manométrique	4 m.c.a
Puissance absorbée	2,22 kW
Diamètre sortie	100 mm
Voltage / fréquence	400V-50 Hz
Puissance	2,88 kW
Vitesse moteur	1450 rpm
Intensité nominale	4,9 A

ANNEXE 10

1. Température (Thermomètre - Checktemp Dip - HI98539)

- **Principe** : La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre numérique. Le Checktemp Dip utilise un capteur de température (généralement un thermistor) qui change de résistance en fonction de la température ambiante. Ce changement de résistance est converti en une lecture de température, affichée sur l'écran du thermomètre.

2. pH (pH-mètre - HACH HQ 1110, IP67)

- **Principe** : Le pH-mètre mesure l'activité des ions hydrogène (H^+) dans une solution, exprimée en termes de pH. L'instrument utilise une électrode combinée, composée d'une électrode de verre (sensible aux ions H^+) et d'une électrode de référence. Lorsque l'électrode est immergée dans une solution, elle génère une tension proportionnelle à la concentration des ions hydrogène, que le pH-mètre convertit en une valeur de pH.

3. Conductivité électrique (Conductimètre - HACH HQ 1110)

- **Principe** : La conductivité électrique mesure la capacité d'une solution à conduire un courant électrique, liée à la concentration des ions dissous dans la solution. Le conductimètre applique un courant entre deux électrodes immergées dans la solution et mesure la résistance électrique. Cette résistance est inversement proportionnelle à la conductivité, que l'appareil calcule et affiche.

4. Solides en suspension (Filtration et séchage à 105°C)

- **Principe** : Les solides en suspension sont mesurés en filtrant un échantillon d'eau à travers un filtre de taille connue (généralement 0,45 μm). Les solides retenus sur le filtre sont ensuite séchés à 105°C pendant 2 heures pour éliminer toute humidité. Le poids des solides secs retenus est déterminé par pesée avant et après séchage, permettant de calculer la concentration de solides en suspension.

5. Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO5) - (BOD-mètre OXITOP112)

- **Principe** : La DBO5 mesure la quantité d'oxygène dissous consommée par les microorganismes pour dégrader la matière organique présente dans un échantillon d'eau sur une période de 5 jours. L'échantillon est placé dans un flacon hermétiquement fermé, et l'appareil OXITOP112 mesure la diminution de la pression d'oxygène, convertissant cette diminution en une valeur de DBO5.

6. Demande chimique en oxygène (DCO) - (Station de minéralisation Hach DRB 200)

- **Principe** : La DCO est une mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toute la matière organique présente dans l'eau, à l'aide d'un agent oxydant fort

(généralement du dichromate de potassium). L'échantillon est chauffé dans un tube de digestion avec un réactif spécifique dans la station de minéralisation (Hach DRB 200), puis la quantité d'oxygène consommée est mesurée, ce qui donne la valeur de la DCO.

7. Nitrate, ammonium, nitrite et phosphore (Digestion BUCHI Speed Digester K-436 et distillation BUCHI K-350)

- **Principe :**

- **Digestion :** L'échantillon est d'abord digéré à l'aide du BUCHI Speed Digester K-436 pour convertir les formes organiques des nutriments (comme l'azote ou le phosphore) en formes inorganiques.
- **Distillation :** Après digestion, l'échantillon est soumis à une distillation à l'aide du BUCHI K-350 pour séparer les composés volatils ou pour libérer les ions cibles (comme l'ammonium) dans une forme mesurable.
- **Lecture au spectrophotomètre :** Après la digestion et la distillation, les concentrations de nitrate, ammonium, nitrite et phosphore sont déterminées par spectrophotométrie, qui mesure l'absorbance d'une solution à une longueur d'onde spécifique correspondant à chaque ion.

8. Protocole expérimental des analyses physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques des effluents (pH, température T°, matière en suspension MES, demande chimique en oxygène DCO, demande biochimique en oxygène DBO₅) ont été effectuées selon les méthodes suivantes :

8.1 Prélèvement d'eau

Le prélèvement s'effectue pour l'eau d'entrée, de sortie, ainsi que des bassins d'aération et. Il existe deux façons de prélèvement :

8.2 Prélèvements automatiques :

Toutes les 15mn un volume d'eau de 100 ml est prélevé par le préleveur automatique durant 24h, on remplit dans un flacon d'un litre un échantillon moyen. Les Prélèvements s'effectuent à l'entrée de la station (E), c'est une eau brute qui n'a subie aucun traitement, et à la sortie (S) avant d'être reversé dans l'oued de SAIDA.

8.3 Prélèvement manuel :

Le point d'échantillonnage est l'un des facteurs les plus importants, il doit être choisi judicieusement. Le choix de points d'échantillonnage représentatifs doit s'appuyer sur une déduction logique tenant compte les objectifs et les substances à analyser. Généralement, il se situe à un endroit de l'effluent ou il y a suffisamment de turbulences pour assurer

l'homogénéité, et dans les canaux ouverts, il se situe au centre du canal et à une profondeur permettant la prise d'échantillons même en condition de débit minimum. Les différents prélèvements pris pendant toute la journée (environ 4 heures entre chacun) sont mélangés pour l'analyse afin d'avoir une valeur moyenne.

Le protocole expérimentale

-Le potentiel Hydrogène (pH)

Ce paramètre a été mesuré au moyen d'un pH mètre :

- 1) l'étalonnage de l'appareil sur les trois points de calibration : 4,01 ; 7,0 ; 9,21 ;
- 2) Le lavage de l'électrode à l'eau distillée ;
- 3) Le démarrage de la mesure en appuyant sur le bouton analyse échantillon ;
- 4) La lecture se fait une fois les chiffres se stabilisent ;
- 5) L'électrode a été lavée à l'eau distillée et remet dans la solution électrolyte de KCL.

-La température

La mesure de la température s'effectue à l'aide d'un thermomètre (plage de mesure (0-30°C) plongé à l'intérieur d'un bécher de 100 ml. La lecture est faite après stabilisation du thermomètre en degré Celsius (°C).

-Les Matières en suspension

a) Equipements utilisés :

- Pompe à vide ;
- Unité de filtration ;
- Filtres de microfibres de verre ;
- Balance de précision électronique ;
- Pince.

b) Protocole expérimental

- 1) Peser le filtre vide P_0 dans la balance électronique ;
- 2) Placer le filtre sur l'entonnoir de l'unité de filtration (partie lisse en bas) ;

- 3) Agiter le flacon de l'échantillon ;
- 4) Verser un volume $V= 50\text{ml}$ d'eau dans l'éprouvette graduée ;
- 5) Filtrer à vide l'échantillon ;
- 6) Libérer le dispositif sous vide lorsque le filtre est pratiquement sec ;
- 7) Retirer avec précaution le papier filtre à l'aide d'une pince à extrémité plate ;
- 8) Placer le filtre sur un support de séchage (ex capsule) ;
- 9) Sécher le filtre dans l'étuve à 105 C ° pendant deux heures ;
- 10) Reporter la capsule dans le dessiccateur ;
- 11) Peser P_1 , et calculer $[\text{MES}] \text{ mg/l} = \frac{P_1 - P_0}{V \cdot 1000}$

-La demande biochimique en oxygène DBO₅

a) Equipements utilisés :

- Têtes mesureurs (OXYTOP) ;
- Ampoules de mesure marron ;
- Agitateurs magnétiques ;
- Lentilles de NaOH ;
- Armoire thermostatique de température constante à 20° C .

b) Protocol expérimental

Pour la réalisation de cette analyse les étapes suivantes sont respectées :

- 1) Remplir deux flacons, le premier par 97 ml d'eau usée et le second par 365 ml d'eau épurée ;
- 2) Placer un barreau magnétique dans chacun des flacons pour l'homogénéisation du milieu interne ;
- 3) Verser le gel nutriment DBO pour activer les bactéries ;
- 4) Rajouter 1g d'hydroxyde potassium (KOH) dans les bouchons hermétiques pour absorber l'humidité (CO_2) ;
- 5) Visser l'oxytipe sur le flacon, ensuite on règle les plages des mesures de $[0 \text{ à } 600]$ pour les eaux résiduaires et de $[0 \text{ à } 90]$ pour les eaux épurées ;
- 6) Placés les flacons dans l'armoire thermostatique sur l'agitateur ;
- 7) L'incubation des échantillons dure 05 jours à une température de 20°C , Les valeurs prises, seront celles affichées à la fin des 05 jours .

Le milieu étant sombre pour éviter la photosynthèse des plantes microscopique présentes dans l'eau.

-La demande chimique en oxygène DCO

Le test consiste en une oxydation chimique par un oxydant fort, acide à température élevée par le bichromate de potassium, acide sulfurique, sulfate de mercure.

a) Equipements utilisées

-Kit pour DCO LCK 314 (moins concentré réservé pour l'eau de sortie qui est moins chargé) et LCK 514 (plus concentré et ces kits sont spécifiquement pour l'eau d'entrée) ;

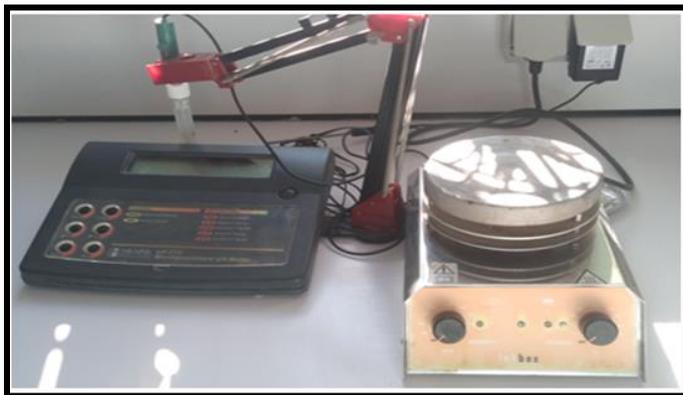
-Pipette graduée de 2 ml ;

-Réacteur DCO ;

-Spectrophotomètre.

b) La procédure expérimentale consiste à :

- 1) Allumer le spectrophotomètre pour calibrage automatique ;
- 2) Remplir une pupitre 2 ml de chaque échantillon (entrée et sortie) ;
- 3) Ouvrir le bouchon du kit pour DCO LCK 314 et LCK 514 adéquat soigneusement et ajuster l'échantillon ;
- 4) Bien fermer le kit et mélanger délicatement (réaction thermique immédiate) ;
- 5) Placer les deux kits dans le réacteur DCO ;
- 6) Programmer le réacteur DCO à 148C° pendant deux heures ;
- 7) Après refroidissement du kit lire au spectrophotomètre ;
- 8) Lire la valeur affichée par le code à barre imprimé sur le kit.



PH mètre



Balance de précision



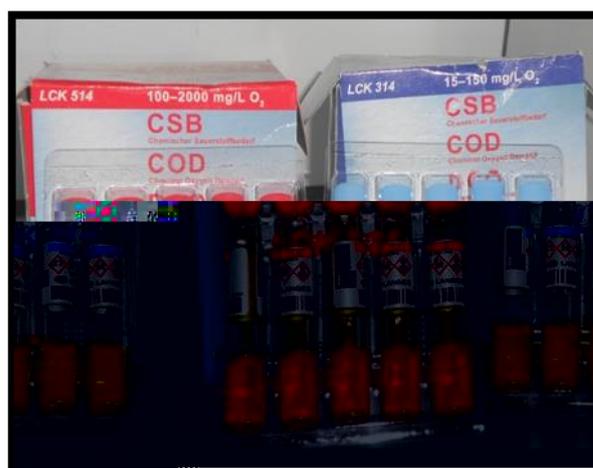
Dispositif de filtration sous vide



Flacon à DBO avec oxytpe dans l'incubateur



Spectrophotomètre



Réactifs de la DCO

Les équipements des analyses physico-chimiques

5.140184	50.573758	0.1830709	42.589734	12.211392
5.1500446	50.265944	0.17782219	42.497819	12.109862
5.1600256	49.972078	0.17617877	42.404673	12.018912
5.1704061	49.671316	0.172292	42.318265	11.92517
5.180435	49.35804	0.16616673	42.250542	11.809569
5.1901615	49.060269	0.16438619	42.185666	11.69906
5.2001113	48.769319	0.16170904	42.127816	11.592643
5.2100396	48.470243	0.15686765	42.089665	11.469028
5.2201514	48.169011	0.15513274	42.056061	11.340268
5.2302364	47.891707	0.15367725	42.029027	11.226322
5.2401075	47.636405	0.15321259	42.006882	11.124452
5.2500637	47.403381	0.15336588	41.985398	11.039989
5.2600526	47.194978	0.15470306	41.958148	10.977447
5.2702305	47.043594	0.16169222	41.886014	10.975106
5.2805325	47.020763	0.16678918	41.774035	11.093626
5.2903651	47.062625	0.17160712	41.643714	11.258182
5.3002517	47.311276	0.18586032	41.423331	11.597099
5.310278	48.027442	0.19942849	41.12185	12.32221
5.3200444	48.843845	0.21619293	40.820006	13.107836
5.3300356	49.994521	0.280362	40.457974	14.104056
5.340233	52.052645	0.38003889	40.079885	15.735766
5.3501781	53.872543	0.43300579	39.765782	17.159296
5.3600798	55.609899	0.54207966	39.430444	18.455322
5.3705181	58.399639	0.72436509	39.074473	20.511991
5.3803717	60.400725	0.82855496	38.821335	21.95369
5.3903883	61.800022	0.9510902	38.594414	22.896923
5.4002872	62.719137	1.0688448	38.433083	23.459818
5.4104481	63.199398	1.1433034	38.32246	23.683363
5.4204898	63.260497	1.1756697	38.262736	23.610894
5.4300927	62.833543	1.1678235	38.253755	23.207293
5.4400985	62.415831	1.1530841	38.251547	22.815843
5.4503032	62.091794	1.1197703	38.261939	22.52096
5.4601321	61.481856	1.049319	38.295551	22.042677
5.4702628	60.848529	0.98818694	38.313049	21.551614
5.4800826	60.416836	0.93089027	38.318875	21.237011
5.4900203	59.757937	0.83518487	38.330068	20.787534
5.5000564	58.969293	0.75471808	38.308003	20.246023
5.5100642	58.41476	0.69453519	38.25558	19.902557
5.5204275	57.725474	0.61243457	38.190316	19.495764
5.5304124	56.936262	0.55110132	38.093675	19.018144
5.5412792	56.295188	0.51193358	37.957581	18.681839
5.5515389	55.67298	0.46544282	37.816138	18.38834
5.5606121	55.10655	0.43447483	37.667968	18.129072
5.5706583	54.5992	0.41666629	37.488279	17.940407
5.5811517	54.07506	0.39332953	37.295676	17.770017
5.5903532	53.579432	0.37535572	37.117999	17.604478
5.6000081	53.126227	0.36714193	36.923673	17.481868
5.6104041	52.676453	0.35342098	36.710712	17.392069
5.6204411	52.244907	0.33526945	36.492043	17.319241
5.6304566	51.845615	0.3275229	36.265777	17.267842
5.640121	51.439824	0.31645188	36.050542	17.200492
5.6504406	50.881652	0.30412029	35.832889	17.015451
5.6600445	50.372397	0.3005261	35.630285	16.843684
5.6705005	49.865379	0.300739	35.42486	16.672099
5.6804596	49.376197	0.30641904	35.256076	16.467892
5.6903738	48.931103	0.31004721	35.101953	16.287009
5.7001358	48.619406	0.32427428	34.961915	16.176918
5.7103224	48.522236	0.36412861	34.839203	16.173345

5.7202402	48.548392	0.38574374	34.75621	16.247588
5.730077	48.646964	0.40854669	34.683392	16.351835
5.7400069	49.040219	0.44307565	34.591554	16.665688
5.7500226	49.852057	0.47227484	34.483679	17.30544
5.7604337	50.679514	0.48718829	34.378104	17.959879
5.7701	51.218563	0.50291665	34.271059	18.380582
5.7800944	51.918265	0.52360391	34.146151	18.920923
5.7903827	52.5073	0.53737884	34.025245	19.371943
5.8000495	52.88222	0.55052399	33.909135	19.64973
5.810437	53.508239	0.56969708	33.765455	20.119274
5.820439	54.134474	0.57997272	33.62183	20.595549
5.8300306	54.54857	0.58473525	33.475073	20.913035
5.840129	55.391735	0.58616789	33.27171	21.59157
5.8502565	56.230609	0.58417965	33.046453	22.284375
5.8605112	56.63711	0.57769921	32.814828	22.654001
5.8701531	56.944709	0.55703025	32.570736	22.98756
5.8802361	57.149947	0.53808535	32.295627	23.266532
5.890314	57.163667	0.5251259	32.013556	23.403023
5.9001064	57.126499	0.49522095	31.719026	23.53631
5.9108093	57.048851	0.46628091	31.36966	23.673005
5.9200676	56.907437	0.45333138	31.057759	23.734922
5.9304868	56.676191	0.42235418	30.692463	23.780267
5.9400432	56.389856	0.40051283	30.342086	23.777626
5.9501721	56.053919	0.39074503	29.966712	23.746963
5.9600486	55.603185	0.37569799	29.610855	23.638162
5.970272	54.999666	0.36176107	29.247809	23.42692
5.9802683	54.479343	0.35595207	28.896075	23.270373
5.9902669	54.004269	0.34429222	28.550765	23.173936
6.0005881	53.515873	0.33287145	28.190986	23.096511
6.0101045	53.152316	0.32849752	27.859053	23.091777
6.0203327	52.666311	0.31737074	27.515183	23.02761
6.03033	51.920679	0.30179977	27.190477	22.76616
6.04052	51.105045	0.29310504	26.864456	22.449801
6.050857	50.362774	0.28321435	26.548952	22.19896
6.060106	49.476861	0.27593791	26.282646	21.804166
6.0709486	48.640431	0.27648129	25.980044	21.49363
6.0804767	48.122489	0.28476156	25.72235	21.389294
6.0905022	47.813204	0.30349396	25.468177	21.473536
6.1006879	47.650697	0.31503495	25.227971	21.676092
6.1104357	47.413524	0.31484785	25.008758	21.803968
6.1200343	47.227802	0.30341285	24.781327	21.982272
6.1304569	46.929278	0.291486	24.524622	22.098487
6.1403384	46.552314	0.28587101	24.280208	22.126887
6.1501436	46.022996	0.27471412	24.041993	22.027345
6.1607586	45.40908	0.26949525	23.784914	21.874174
6.1703026	44.935866	0.26834567	23.558173	21.788676
6.1800541	44.461268	0.26794351	23.337367	21.692694
6.1905069	43.893405	0.27049878	23.11711	21.529424
6.2000281	43.419846	0.27210884	22.927528	21.405907
6.2100246	42.884801	0.27983269	22.751399	21.230632
6.2200222	42.256619	0.28591551	22.601031	20.96919
6.2302031	41.714429	0.28818588	22.460837	20.770635
6.2400378	41.273879	0.28371577	22.332823	20.640572
6.2501954	40.818389	0.2770542	22.199998	20.503184
6.2602162	40.446718	0.27388168	22.066058	20.423864
6.2702677	40.246433	0.2760009	21.924231	20.462397
6.2800275	40.410419	0.28329763	21.776668	20.757494
6.2910892	40.724588	0.29009091	21.613378	21.177897

6.3003719	40.988427	0.31802086	21.474994	21.496462
6.3105872	42.100647	0.40916134	21.347452	22.418893
6.3200843	43.474722	0.50564427	21.311093	23.496967
6.3303555	44.520347	0.62926464	21.328193	24.24846
6.3400706	46.856656	0.89642154	21.424319	25.854572
6.3500134	49.458674	1.1499053	21.63046	27.609482
6.3602121	50.986671	1.3608211	21.907119	28.50322
6.3700852	54.10085	1.6838654	22.171974	30.578287
6.380298	56.091828	1.9760014	22.509503	31.764868
6.3908266	56.862074	2.20206	22.900559	32.004953
6.4004411	57.307052	2.3468076	23.275053	32.03984
6.4106346	57.705889	2.4287635	23.674092	32.048803
6.4202448	58.059698	2.468833	24.047209	32.062345
6.4303623	57.343709	2.3647112	24.466778	31.296447
6.4400223	56.078692	2.1839182	24.870087	30.159234
6.4502841	55.378178	2.0028276	25.259971	29.469205
6.4600711	54.256026	1.7529114	25.633022	28.53413
6.4700519	52.503027	1.4670726	25.983434	27.147778
6.480063	51.418915	1.2452223	26.25432	26.289127
6.4900454	50.49163	1.035795	26.477589	25.590763
6.5001397	49.013083	0.84687304	26.645412	24.482946
6.5100263	47.998751	0.73427489	26.730583	23.73798
6.5206347	47.300042	0.63580128	26.771591	23.267415
6.5303713	46.445827	0.54925666	26.76359	22.689448
6.5410305	45.75293	0.49671733	26.698237	22.250122
6.5503169	45.35093	0.45765008	26.618002	22.037777
6.5601573	44.818199	0.41141596	26.503821	21.745076
6.5711797	44.339822	0.38680689	26.342301	21.51359
6.5803192	44.054907	0.37455348	26.199688	21.413734
6.5913752	43.660948	0.3554514	26.02008	21.266611
6.6002403	43.313618	0.34675409	25.871713	21.124164
6.6101215	42.981995	0.34005442	25.708258	21.010353
6.6200351	42.460321	0.32599786	25.553374	20.759958
6.6300466	41.939031	0.31765876	25.393441	20.514616
6.6408195	41.541384	0.31402752	25.220466	20.37025
6.6502713	41.298756	0.30824111	25.068136	20.308112
6.6602614	41.090351	0.30431493	24.906984	20.255584
6.6705328	40.908703	0.30327814	24.744331	20.216522
6.680435	40.700781	0.30338936	24.60146	20.101683
6.6905553	40.39649	0.31121304	24.476885	19.882344
6.7000087	40.162303	0.31596935	24.375099	19.709371
6.7100178	39.886135	0.3397724	24.306574	19.455357
6.7201914	39.509058	0.36421182	24.287634	19.087269
6.7300606	39.274988	0.3749978	24.29456	18.82619
6.7403653	39.302136	0.39408443	24.307567	18.749816
6.7501549	39.600736	0.41321273	24.329221	18.882648
6.7600887	39.983005	0.42310096	24.360717	19.080185
6.7700163	40.419356	0.44795515	24.383751	19.321251
6.7801348	41.347573	0.49072582	24.405434	19.952693
6.7900336	42.267799	0.52067105	24.445984	20.586262
6.8000362	42.892455	0.55088013	24.49646	20.995511
6.8107109	43.625079	0.59116183	24.569934	21.500151
6.820355	43.816578	0.60508326	24.664887	21.591981
6.8308675	43.814494	0.6078802	24.781282	21.534851
6.8407561	43.513663	0.60202264	24.903602	21.259136
6.850722	43.31538	0.59591401	25.019124	21.069042
6.860169	43.274507	0.58729028	25.117006	21.006388
6.8704735	43.579617	0.5604788	25.183314	21.220823

6.8801165	43.981851	0.53705588	25.208411	21.518182
6.8900721	44.246889	0.52402356	25.214269	21.713796
6.9001633	44.512268	0.50572554	25.192265	21.934569
6.9103451	44.767454	0.49865392	25.149863	22.168162
6.9201586	44.882682	0.49700395	25.103653	22.296404
6.930052	45.090621	0.49997758	25.041772	22.533022
6.9401651	45.476212	0.49640577	24.962006	22.931575
6.9501365	45.720595	0.49293005	24.876323	23.221225
6.9600831	45.931295	0.47153132	24.765462	23.511587
6.970375	46.184369	0.44452487	24.617248	23.856417
6.9801635	46.197289	0.43151558	24.459182	24.006023
6.9902861	45.915993	0.39783563	24.292278	23.936641
7.00011	45.334622	0.36143827	24.110618	23.62876
7.0102441	44.76005	0.34326293	23.903258	23.32726
7.0203487	44.26236	0.32278719	23.696915	23.090695
7.0302131	43.550543	0.30236414	23.492838	22.688167
7.0402335	42.922357	0.29353635	23.280615	22.352694
7.0500366	42.449235	0.28501244	23.079609	22.138311
7.0602238	41.742179	0.27050208	22.880753	21.751399
7.0708317	41.062509	0.26082144	22.670505	21.388692
7.0807092	40.613055	0.25031533	22.474911	21.192803
7.0902371	40.139573	0.23325923	22.279873	20.97172
7.1000046	39.71671	0.22382691	22.069453	20.790863
7.1110436	39.363743	0.21876048	21.831238	20.675278
7.1203817	39.049947	0.21187317	21.632542	20.548707
7.1301976	38.734958	0.20833459	21.424426	20.418364
7.1403861	38.482207	0.20637156	21.211854	20.334694
7.1507405	38.257793	0.20008511	20.998712	20.253389
7.1604706	38.026358	0.19496744	20.798833	20.151029
7.1704184	37.824865	0.19266756	20.597043	20.07042
7.1801456	37.480429	0.18594132	20.413592	19.859648
7.1904153	36.90267	0.18335245	20.234835	19.465606
7.200181	36.436871	0.18314935	20.072799	19.154152
7.2100885	35.872707	0.18590721	19.938142	18.767879
7.2200111	35.131046	0.18849187	19.83145	18.238437
7.2302931	34.524798	0.18951891	19.73201	17.812687
7.2401834	34.134306	0.19097181	19.646165	17.54395
7.2506314	33.808357	0.19254603	19.564424	17.317973
7.260008	33.630391	0.19316944	19.494112	17.202172
7.2703154	33.678009	0.2071025	19.409325	17.24733
7.2803811	34.295946	0.23310664	19.326865	17.713585
7.2905299	35.175423	0.25005288	19.262174	18.373339
7.3002317	35.937564	0.28422753	19.20201	18.91156
7.3101211	37.540756	0.36047094	19.163929	20.036135
7.3200449	39.272136	0.42881408	19.192774	21.211226
7.330164	40.553111	0.51538298	19.262757	21.964029
7.3401488	42.860549	0.72874208	19.408478	23.348027
7.3504649	45.480403	0.94876454	19.679184	24.899922
7.3601031	47.163203	1.1270628	19.994846	25.737007
7.3703247	50.912065	1.510086	20.341492	28.069812
7.3801045	54.64781	1.8817926	20.727084	30.408098
7.3902634	56.588363	2.1776988	21.183168	31.359538
7.400018	57.605197	2.380587	21.642739	31.675064
7.410443	58.346265	2.5027154	22.138127	31.806222
7.4201405	58.88244	2.5742842	22.59156	31.8413
7.430517	59.316343	2.5389176	23.058955	31.864142
7.4402493	59.321426	2.4328714	23.478879	31.629757
7.4502712	59.330894	2.320437	23.879686	31.412807

7.4600322	58.633404	2.113536	24.26961	30.730221
7.470053	57.338864	1.838489	24.642892	29.630067
7.4801687	56.628176	1.6011212	24.9509	28.99594
7.4902289	55.909417	1.326758	25.207413	28.421054
7.5000771	54.652811	1.046197	25.381776	27.467849
7.5102459	53.763791	0.84857906	25.447763	26.807868
7.5205607	52.987235	0.68727319	25.443907	26.269226
7.5311196	51.461021	0.54849371	25.374838	25.169865
7.5407388	50.381788	0.48542678	25.249964	24.411361
7.5502357	49.70516	0.44250032	25.107461	23.974944
7.5607889	48.655585	0.39917515	24.93843	23.257091
7.5700737	48.065795	0.38305903	24.770626	22.879945
7.5806348	47.716185	0.37509343	24.577773	22.689454
7.590197	47.399719	0.36828244	24.412044	22.494624
7.6007793	46.996564	0.36446568	24.239074	22.228628
7.6101067	46.728755	0.36220568	24.097274	22.062354
7.6209845	45.996128	0.35583016	23.968459	21.538361
7.630986	45.250335	0.35268274	23.867769	20.997234
7.6406984	44.789524	0.35259779	23.778017	20.675312
7.6500117	44.235435	0.35475491	23.720859	20.274723
7.6604051	43.559836	0.35839536	23.681722	19.774537
7.6704586	43.122931	0.36140436	23.6552	19.454695
7.6800935	42.634874	0.3723018	23.664667	19.074024
7.6902604	42.08979	0.39398596	23.711433	18.61732
7.7003325	41.751267	0.40704413	23.781329	18.311877
7.7103319	41.583978	0.45355239	23.890762	18.0766
7.7201177	41.491397	0.50055945	24.054066	17.860558
7.7301897	41.506622	0.52569781	24.257184	17.716549
7.7401456	41.702905	0.55845671	24.470865	17.685552
7.7501054	42.092801	0.59262218	24.703273	17.784282
7.7604145	42.542126	0.61231144	24.959196	17.920621
7.7703257	42.965899	0.63503869	25.207333	18.037609
7.7801863	43.491327	0.66387735	25.459876	18.231573
7.7905235	44.008358	0.68382018	25.734847	18.413524
7.8003506	44.412344	0.70020505	25.999269	18.524082
7.8101341	44.78606	0.71719179	26.269264	18.621035
7.8203572	45.017639	0.72319724	26.559961	18.605394
7.8301048	45.173173	0.72141941	26.839737	18.548829
7.8411234	45.091497	0.70762784	27.165558	18.2998
7.8507252	44.985255	0.69554256	27.441896	18.062933
7.860816	44.970358	0.68007459	27.720693	17.899807
7.8708537	44.936256	0.64526698	27.980576	17.744376
7.8803609	44.909117	0.61611742	28.200181	17.612188
7.8903555	44.928277	0.59523207	28.410479	17.519059
7.9003736	44.813277	0.55391384	28.6076	17.34681
7.9104599	44.595409	0.52010509	28.780016	17.10691
7.9202745	44.441539	0.50275937	28.926274	16.92435
7.9300911	44.210929	0.47038959	29.066981	16.704161
7.9404282	43.86154	0.43756304	29.19594	16.40108
7.9500232	43.593795	0.42276921	29.294903	16.166856
7.9602341	43.268281	0.38801438	29.396553	15.904626
7.9701045	42.860181	0.35690605	29.474182	15.586147
7.9801682	42.503838	0.34326006	29.530814	15.310078
7.9901463	42.17691	0.31884318	29.585659	15.064188
8.0002387	41.769547	0.29443509	29.628498	14.756434
8.0104838	41.401362	0.28406992	29.654724	14.480161
8.0202715	41.09271	0.26695046	29.681441	14.254331
8.0306149	40.682072	0.24559428	29.705653	13.950909

8.0401612	40.316536	0.23645913	29.716392	13.682557
8.0505915	39.976487	0.22416289	29.728426	13.440359
8.06072	39.598508	0.20851259	29.740679	13.168981
8.07099	39.244953	0.20179029	29.7449	12.917759
8.0802697	38.982627	0.19672127	29.74908	12.73664
8.0903114	38.684784	0.18790662	29.759727	12.528032
8.1005559	38.402124	0.18348133	29.768322	12.33124
8.1106972	38.170913	0.18004263	29.776949	12.175126
8.120416	37.943728	0.17273454	29.790241	12.019941
8.1301719	37.726221	0.16844395	29.801222	11.872298
8.1400225	37.540269	0.16636827	29.81094	11.749935
8.1505626	37.339944	0.15971191	29.827416	11.615071
8.1602708	37.156697	0.15579646	29.842458	11.489562
8.1702772	36.991997	0.15436792	29.856518	11.379032
8.1805294	36.829625	0.14960271	29.876995	11.265378
8.1903614	36.678201	0.14679343	29.896995	11.157217
8.2001121	36.547271	0.14609212	29.915629	11.065079
8.2100826	36.428149	0.1438604	29.938227	10.979396
8.2203387	36.313803	0.14223819	29.962958	10.895102
8.2301649	36.218968	0.14191211	29.986281	10.825517
8.2401243	36.139854	0.14125956	30.012612	10.763599
8.25006	36.070194	0.1408481	30.041488	10.704298
8.2603476	36.009342	0.14085212	30.072114	10.650433
8.2701403	35.989893	0.14711113	30.095853	10.618625
8.2804125	36.054549	0.16048541	30.116528	10.635709
8.2902654	36.185735	0.16886225	30.14289	10.698809
8.3005864	36.398434	0.19069666	30.16628	10.797852
8.3104967	36.821211	0.23791191	30.197589	11.01361
8.3200356	37.391926	0.27565301	30.268691	11.316094
8.3302241	38.107072	0.33591941	30.367706	11.662334
8.3402426	39.28824	0.48509679	30.530094	12.228146
8.3504734	40.814873	0.60976078	30.801053	12.988523
8.3601794	42.244963	0.70311558	31.107296	13.657297
8.3700752	44.277262	0.90920503	31.426709	14.656883
8.3800333	46.758636	1.1077514	31.808351	15.955645
8.39007	48.801462	1.2467802	32.251159	16.911365
8.4001557	50.628758	1.4035036	32.709537	17.680332
8.4107627	52.192621	1.5213435	33.227573	18.244481
8.420197	53.224938	1.5877627	33.70779	18.490245
8.4300342	53.891232	1.6024356	34.23159	18.493739
8.4401217	54.177215	1.5680433	34.786439	18.235562
8.4501847	54.409606	1.5269109	35.327568	17.955469
8.4602143	54.378883	1.4258461	35.891104	17.533482
8.4701565	54.049922	1.2964471	36.445634	16.920599
8.480049	53.850419	1.1960322	36.953672	16.422274
8.4901024	53.733435	1.0787179	37.441425	16.038953
8.500055	53.54431	0.95427582	37.882762	15.647405
8.5100484	53.436553	0.86829214	38.266513	15.332863
8.5205001	53.402062	0.78609162	38.619916	15.107356
8.5302561	53.359868	0.70668612	38.896691	14.929909
8.5402419	53.376649	0.65604809	39.126117	14.809252
8.5507238	53.431701	0.61146502	39.326574	14.738738
8.5611702	53.493078	0.55759478	39.473757	14.714463
8.5703228	53.547793	0.52802188	39.565727	14.70591
8.5803285	53.594623	0.50280798	39.64245	14.70231
8.590123	53.603878	0.46520618	39.684185	14.702249
8.600364	53.581091	0.43895724	39.695447	14.688784
8.6101656	53.538904	0.42137031	39.69362	14.666904

8.6203872	53.33802	0.38575259	39.689848	14.535163
8.6303309	53.062225	0.36270767	39.669009	14.346385
8.6403754	52.819603	0.35275858	39.634609	14.184266
8.6504995	52.593539	0.33919422	39.597457	14.032855
8.6600751	52.425532	0.33454264	39.553737	13.920329
8.6702381	52.300759	0.33427295	39.504671	13.840666
8.6801194	52.257584	0.34227951	39.456147	13.8086
8.6902164	52.31845	0.36312393	39.41146	13.844256
8.7001427	52.422379	0.37575838	39.383162	13.909548
8.7102442	52.662147	0.42945872	39.360009	14.048568
8.7202102	53.05769	0.48489307	39.375439	14.289539
8.7302149	53.458188	0.51323346	39.427272	14.529438
8.7400254	53.841019	0.53846571	39.482653	14.740078
8.7501211	54.299149	0.55957159	39.541295	14.9974
8.7601066	54.71475	0.56941101	39.604865	15.222339
8.770146	55.135934	0.5837699	39.644988	15.451064
8.7801492	55.825332	0.60247175	39.642127	15.905484
8.7901827	56.628498	0.61448516	39.62413	16.463197
8.8002411	57.248455	0.62290408	39.585948	16.895413
8.8101477	58.019813	0.62959334	39.507802	17.478558
8.8201228	58.564357	0.63243531	39.42949	17.89454
8.830441	58.873492	0.6331442	39.343336	18.161476
8.8403743	58.998573	0.63334599	39.259352	18.315997
8.850319	59.021285	0.63147274	39.177968	18.395119
8.8606912	58.895218	0.61623012	39.103433	18.378098
8.8702283	58.529178	0.5855728	39.044761	18.169937
8.8800679	58.171063	0.56718452	38.971428	17.968256
8.8904225	57.781738	0.54001805	38.897526	17.7487
8.9003098	57.296679	0.50852057	38.827407	17.461683
8.9105361	56.865288	0.49307294	38.73943	17.220478
8.9205457	56.498681	0.48037759	38.652941	17.047188
8.9301032	56.080619	0.46499282	38.577497	16.854776
8.9403256	55.662968	0.45657949	38.492309	16.671532
8.9501828	55.271415	0.44443025	38.418131	16.508421
8.9601746	54.75692	0.42180459	38.358516	16.252963
8.9702356	54.219395	0.4093853	38.292205	15.975338
8.9800332	53.767831	0.39904791	38.229982	15.761207
8.9901106	53.245133	0.38105827	38.184575	15.497656
9.0000423	52.680947	0.37008842	38.141554	15.194047
9.0104132	52.180737	0.36248367	38.098724	14.947545
9.0203522	51.692463	0.3487084	38.070176	14.709057
9.0309158	51.168481	0.33832465	38.0387	14.450115
9.0410652	50.74268	0.33046936	38.004835	14.264741
9.0509937	50.336485	0.31370829	37.972817	14.099792
9.0600321	49.948949	0.30082846	37.936361	13.937129
9.0704408	49.544113	0.292104	37.891256	13.780707
9.0803248	49.109237	0.2753018	37.864627	13.587179
9.0902124	48.56759	0.25827625	37.849837	13.298799
9.1002138	48.073791	0.25162938	37.82787	13.046974
9.1104354	47.595812	0.24081782	37.81505	12.805127
9.1206717	47.123332	0.22930766	37.80581	12.56157
9.1305395	46.727073	0.22544121	37.791188	12.371662
9.1405457	46.366528	0.21814685	37.779995	12.20855
9.1504103	46.012456	0.20740345	37.773134	12.042194
9.1602717	45.689801	0.203699	37.7606	11.898599
9.1701035	45.391317	0.19699125	37.752218	11.768455
9.180117	45.085646	0.18618312	37.748115	11.625071
9.1905165	44.785833	0.18251926	37.737411	11.488007

9.2012244	44.510354	0.17893601	37.725675	11.37039
9.2101531	44.300596	0.17524237	37.714632	11.285466
9.2203692	44.082598	0.17384322	37.699014	11.204828
9.2300873	43.897869	0.17294768	37.683146	11.144939
9.2402765	43.729791	0.1723354	37.661721	11.10122
9.2501824	43.590079	0.17228052	37.637938	11.077432
9.2602585	43.462442	0.17263128	37.612036	11.063624
9.2700157	43.383829	0.18035377	37.569229	11.083635
9.280143	43.392463	0.1876314	37.514932	11.178145
9.2910321	43.449907	0.19794651	37.448615	11.31224
9.3009491	43.663859	0.22830561	37.356063	11.547218
9.3107444	44.108991	0.2553026	37.263847	11.955234
9.3200029	44.569279	0.27969987	37.189107	12.348501
9.3300273	45.294704	0.362749	37.115915	12.861042
9.3402315	46.508168	0.49064381	37.112903	13.631264
9.3501436	47.664435	0.56292749	37.18146	14.335515
9.3600812	49.041198	0.70370767	37.247799	15.11765
9.3703387	51.753946	0.93453616	37.286483	16.85571
9.380113	54.238788	1.0822941	37.391709	18.434476
9.390237	56.565536	1.2450972	37.483738	19.859046
9.4005513	58.615037	1.3761467	37.596029	21.063615
9.4100145	59.815572	1.4537418	37.728971	21.651738
9.4204211	60.319636	1.4757255	37.925512	21.683783
9.4300569	60.01161	1.4228638	38.164171	21.13793
9.4401149	59.662011	1.3645374	38.405724	20.555797
9.4504461	59.488623	1.2863846	38.648102	20.14528
9.4601897	59.061056	1.1592206	38.883492	19.629167
9.4702197	58.616642	1.0508773	39.084226	19.111408
9.480123	58.299605	0.95300839	39.25536	18.732411
9.4901142	57.627079	0.8156599	39.441069	18.13068
9.50008	56.731692	0.70962639	39.586763	17.361892
9.5104775	56.065903	0.63477074	39.698292	16.788324
9.5201342	55.374329	0.55283488	39.802156	16.22711
9.5303814	54.564599	0.48895623	39.882614	15.577966
9.5402174	53.996072	0.45430729	39.930971	15.126027
9.5514642	53.377691	0.40364241	39.983938	14.65176
9.5607479	52.869523	0.3729415	40.008397	14.266061
9.5705261	52.462854	0.35650722	40.015212	13.965543
9.5804649	52.111735	0.33216131	40.014955	13.719265
9.590181	51.777888	0.30878919	40.000034	13.491621
9.6008651	51.486575	0.29881727	39.966507	13.303076
9.6104836	51.27497	0.28918859	39.9257	13.177729
9.6201911	51.145422	0.28236177	39.863416	13.124393
9.6303794	51.057815	0.2805561	39.790698	13.107959
9.6401795	51.02106	0.28067117	39.710269	13.131691
9.6502127	51.048452	0.28472775	39.618443	13.20619
9.6601112	51.092062	0.28745831	39.530616	13.291545
9.6700813	51.136865	0.29611594	39.445193	13.368719
9.6801264	51.228122	0.31629654	39.367783	13.464217
9.690358	51.328756	0.32685382	39.306889	13.562322
9.7000315	51.454439	0.34832436	39.25522	13.661133
9.7102414	51.734846	0.40256328	39.217397	13.841173
9.7201771	52.077105	0.43345385	39.222323	14.060908
9.7300425	52.419237	0.46467805	39.243572	14.262275
9.7401153	52.881435	0.51959077	39.269329	14.532137
9.7501097	53.474149	0.55872667	39.320893	14.901593
9.7604117	54.004792	0.58813411	39.38762	15.213727
9.7702022	54.560461	0.63206448	39.440784	15.548085

9.7805425	55.279005	0.67233044	39.503944	16.010811
9.7900236	55.808544	0.69658376	39.570539	16.33892
9.8003619	56.391957	0.72944817	39.628308	16.71942
9.8104822	57.040914	0.75872519	39.678228	17.171452
9.82006	57.478549	0.77100322	39.736505	17.465018
9.8306678	57.740758	0.76900195	39.805277	17.625686
9.8404611	57.825675	0.75653211	39.866919	17.657047
9.8500235	57.860119	0.74610508	39.921754	17.652117
9.8604102	57.792861	0.71645395	39.986312	17.572401
9.8703053	57.475554	0.66561766	40.051632	17.30219
9.8803224	57.18392	0.63494702	40.093642	17.052244
9.890092	56.897515	0.59641731	40.130326	16.812809
9.9003672	56.508879	0.54373831	40.155067	16.503156
9.9102909	56.201928	0.51784832	40.14924	16.259486
9.920301	55.962345	0.49052384	40.12931	16.082312
9.9305149	55.665414	0.45006032	40.096182	15.880176
9.940081	55.408516	0.43121912	40.042372	15.709402
9.9500166	55.108902	0.40873114	39.993234	15.513724
9.9601208	54.612318	0.37482602	39.964554	15.172403
9.9700664	54.080502	0.35799209	39.926259	14.799264
9.9800096	53.643336	0.34580293	39.885692	14.50633
9.9900149	53.236138	0.32876823	39.846038	14.247353
10.000061	52.879421	0.31920096	39.79649	14.030259
10.010292	52.59635	0.31317904	39.740178	13.876784
10.020735	52.343659	0.30101686	39.677306	13.763152
10.030053	52.13635	0.29347079	39.611614	13.681393
10.041574	51.909351	0.28691835	39.52428	13.610309
10.050669	51.733641	0.2771426	39.443861	13.575248
10.060042	51.581158	0.26927973	39.344293	13.574039
10.070529	51.42645	0.26557679	39.222758	13.590052
10.080219	51.322501	0.25893101	39.088151	13.65588
10.09044	51.284865	0.25109473	38.91551	13.803811
10.100181	51.244246	0.24807045	38.743397	13.943476
10.110226	51.180915	0.24119569	38.54829	14.085123
10.120551	51.15408	0.23149094	38.314878	14.280655
10.131163	51.099938	0.22765394	38.065034	14.462871
10.140558	51.008321	0.22040122	37.831992	14.598501
10.150168	50.871647	0.2091055	37.578611	14.712721
10.161048	50.662757	0.20461244	37.283737	14.799323
10.170152	50.438571	0.19858051	37.034748	14.835291
10.18001	50.20162	0.18934157	36.7486	14.886636
10.190158	49.965963	0.18637948	36.444665	14.946472
10.200105	49.80609	0.18641768	36.127185	15.064913
10.210163	49.861222	0.18831651	35.771378	15.360605
10.220035	50.023504	0.18934742	35.415333	15.737611
10.230126	50.041236	0.18921552	35.057833	15.99978
10.24013	49.822616	0.18487428	34.727632	16.064593
10.250235	49.370387	0.18240213	34.410103	15.938269
10.26021	48.912606	0.18049644	34.108205	15.800305
10.270643	48.486513	0.18935133	33.791596	15.697049
10.280339	48.316521	0.19733216	33.501339	15.780606
10.290291	48.207629	0.20916729	33.204907	15.914067
10.300064	48.357781	0.2435349	32.908176	16.241361
10.310266	48.829616	0.28070614	32.627231	16.819129
10.320166	49.146003	0.31027791	32.393153	17.237013
10.330021	49.341809	0.39600729	32.228364	17.455001
10.340279	49.555715	0.52089885	32.19611	17.560763
10.350488	49.743982	0.59371278	32.248406	17.617214

10.360414	50.20931	0.72823716	32.344577	17.801119
10.370485	51.577316	0.94558051	32.494256	18.603481
10.380246	52.820911	1.0890226	32.71931	19.311101
10.39023	54.080659	1.2613189	32.97725	19.990681
10.400552	55.315842	1.4373786	33.289075	20.62279
10.410306	56.147482	1.5530872	33.624729	20.967406
10.420256	56.617187	1.6124357	33.996563	21.044939
10.430225	56.783565	1.6045429	34.383573	20.918332
10.44031	56.916509	1.5820769	34.76322	20.774297
10.450004	57.10421	1.5351328	35.110728	20.700772
10.460208	57.254598	1.4198043	35.447351	20.618734
10.470182	57.388145	1.3135643	35.727517	20.540226
10.480234	57.469052	1.2045875	35.974519	20.441088
10.490033	57.105236	1.0472073	36.212255	20.039752
10.500048	56.383637	0.90989559	36.408662	19.363482
10.510292	55.879686	0.80689426	36.561205	18.871835
10.520177	55.22874	0.69312528	36.693279	18.299839
10.530713	54.414814	0.60084963	36.78424	17.606878
10.540146	53.931374	0.55123926	36.824383	17.190437
10.550408	53.429544	0.48720047	36.848127	16.784855
10.560824	52.879741	0.43465145	36.833533	16.358295
10.570709	52.511624	0.40968904	36.787794	16.082764
10.580027	52.244114	0.3800039	36.720177	15.909307
10.590012	52.071207	0.3492468	36.60323	15.840209
10.601069	51.952953	0.33515789	36.445127	15.83004
10.610282	51.905554	0.3189232	36.288473	15.887027
10.62045	51.872101	0.29900926	36.084466	15.993342
10.630457	51.815454	0.29196718	35.869173	16.083589
10.640297	51.735987	0.28601946	35.644625	16.168955
10.65019	51.706676	0.28746426	35.406588	16.307559
10.660032	51.665477	0.29004789	35.173574	16.434149
10.670247	51.60352	0.30440514	34.939313	16.542897
10.680046	51.633921	0.33738554	34.733341	16.703307
10.690115	51.681805	0.35515941	34.553118	16.873825
10.700271	51.792331	0.39578048	34.383425	17.074393
10.71006	52.260347	0.49247263	34.244363	17.513267
10.720205	52.928	0.55752818	34.171412	18.100966
10.730195	53.444338	0.61982677	34.126582	18.549487
10.740046	54.319841	0.7067795	34.071723	19.26283
10.75004	55.584634	0.7733178	34.034945	20.284669
10.760227	56.416513	0.82112465	34.008981	20.963834
10.770075	57.649382	0.93629034	33.92796	21.970566
10.780386	59.974758	1.0870358	33.837758	23.862201
10.790093	61.218405	1.1953613	33.772273	24.919149
10.800194	63.079287	1.3147662	33.640395	26.523555
10.810016	65.702037	1.4105602	33.457331	28.778127
10.820404	66.590065	1.4694833	33.286495	29.692066
10.830253	66.828401	1.463427	33.119481	30.111586
10.841095	66.881684	1.3971784	32.912065	30.432224
10.850555	66.658798	1.341601	32.721446	30.49859
10.860066	65.935259	1.234279	32.545118	30.185344
10.8702	63.725148	1.0489772	32.394935	28.721635
10.880018	62.301017	0.92346961	32.203346	27.850144
10.890195	60.714448	0.78754935	32.018259	26.848979
10.900148	57.97873	0.63518021	31.881331	24.912895
10.910274	55.980888	0.55192173	31.687312	23.539922
10.920031	54.525477	0.48573454	31.506704	22.571627
10.930273	52.577736	0.41061999	31.351358	21.200767

10.940017	51.070554	0.37813464	31.179293	20.155231
10.950178	50.01252	0.3547135	31.004864	19.464166
10.960132	48.948758	0.32965098	30.862685	18.758252
10.970276	47.97094	0.3181837	30.718845	18.113885
10.980066	47.273268	0.30950368	30.590914	17.681652
10.990032	46.500892	0.29134715	30.491626	17.182413
11.000029	45.667277	0.280673	30.398641	16.625504
11.01016	45.025103	0.27324723	30.310083	16.216505
11.020244	44.382373	0.2596722	30.245584	15.797855
11.031164	43.642317	0.25043161	30.185594	15.300743
11.041197	43.114995	0.2454027	30.133171	14.963227
11.051266	42.627408	0.23674116	30.091561	14.657228
11.060562	42.200602	0.23137748	30.054839	14.391888
11.07058	41.83612	0.22854543	30.01378	14.18158
11.080501	41.534975	0.22272121	29.971816	14.024836
11.090545	41.291083	0.21706421	29.920197	13.919685
11.10029	41.102416	0.21514841	29.865687	13.856502
11.110405	40.952338	0.21009061	29.801228	13.83602
11.120139	40.825861	0.20298015	29.727625	13.842168
11.130357	40.696602	0.20035339	29.645646	13.852198
11.140633	40.524924	0.19479668	29.56567	13.835044
11.150295	40.269917	0.18841578	29.496543	13.748694
11.160937	39.971602	0.18666791	29.418641	13.638365
11.170542	39.705386	0.18594961	29.351113	13.544099
11.180378	39.47552	0.18735947	29.27845	13.489723
11.190362	39.287502	0.18857083	29.205092	13.46932
11.200156	39.190301	0.19385307	29.11895	13.523524
11.210257	39.370642	0.20711055	28.992885	13.81517
11.220195	39.755687	0.21318945	28.865125	14.270092
11.230182	40.108644	0.21858364	28.729318	14.70008
11.240009	40.474902	0.21940556	28.583018	15.130864
11.250167	40.770077	0.21880697	28.42566	15.507294
11.260462	40.903123	0.21702697	28.26506	15.750293
11.270588	41.059014	0.22210848	28.086128	15.989962
11.280348	41.415078	0.22720777	27.904569	16.376558
11.290125	41.690788	0.23511064	27.721364	16.690458
11.300327	42.184972	0.26120262	27.517731	17.14645
11.310097	42.980787	0.28748265	27.333951	17.808063
11.320158	43.649968	0.31412185	27.162944	18.337816
11.330257	44.639716	0.39953654	27.009556	18.98571
11.34023	46.413081	0.5206601	26.931244	20.096389
11.350167	47.770918	0.59064447	26.923388	20.858464
11.360256	49.334393	0.71721653	26.938805	21.677883
11.37051	52.03368	0.91272128	26.991164	23.300078
11.380273	53.953071	1.0354159	27.111803	24.339615
11.390261	55.62353	1.1718381	27.260762	25.15772
11.400232	56.781031	1.2925758	27.460201	25.585071
11.41037	57.511179	1.3712933	27.699838	25.690535
11.420332	57.672724	1.3968161	27.979792	25.40005
11.430364	56.746124	1.3537266	28.328162	24.310546
11.440084	56.002767	1.3067479	28.662146	23.389663
11.450165	55.38198	1.2279245	29.029757	22.58499
11.460227	53.921527	1.0843389	29.454002	21.165249
11.470053	52.549648	0.96800997	29.83796	19.825861
11.480091	51.72309	0.86921789	30.201228	18.929632
11.490083	50.803169	0.75149627	30.560998	17.997302
11.50014	49.902501	0.6656879	30.877047	17.086636
11.510075	49.369189	0.60933198	31.150317	16.482671

11.520698	48.7995	0.53795379	31.433748	15.867338
11.530837	48.210045	0.48981245	31.67401	15.252685
11.540779	47.822059	0.46259771	31.887147	14.808926
11.55135	47.416977	0.42849041	32.116048	14.358205
11.560064	47.070575	0.40733547	32.296678	13.980703
11.570829	46.789733	0.39569383	32.502478	13.634302
11.580207	46.632687	0.38533807	32.673677	13.410337
11.590026	46.548321	0.37587367	32.839443	13.247809
11.600428	46.534668	0.37231837	33.004399	13.138357
11.610726	46.594784	0.37129349	33.151508	13.098716
11.620407	46.766338	0.37339641	33.26773	13.167978
11.630316	46.974428	0.37502468	33.382391	13.26806
11.640053	47.2107	0.38055103	33.479329	13.401943
11.650268	47.604596	0.39683789	33.556574	13.672797
11.660052	48.005454	0.40560688	33.633575	13.95414
11.670246	48.439211	0.42670892	33.700368	14.263433
11.680033	49.074162	0.46933385	33.743523	14.739616
11.690027	49.806016	0.49396506	33.805935	15.294919
11.700336	50.46013	0.53160173	33.87378	15.770577
11.710032	51.172249	0.60480778	33.949665	16.248618
11.720189	51.897543	0.6568031	34.073282	16.724092
11.730099	52.453691	0.7002928	34.21444	17.049156
11.740079	53.084758	0.74486033	34.354749	17.411537
11.75018	53.832644	0.77389642	34.500881	17.863859
11.760303	54.39158	0.78756063	34.648753	18.167513
11.770259	54.957138	0.78843817	34.767598	18.48359
11.780009	55.618162	0.78353761	34.856835	18.886862
11.790071	56.125634	0.77536931	34.935384	19.174931
11.800215	56.58026	0.75015394	34.98326	19.441876
11.810456	57.018968	0.7186515	34.9942	19.713568
11.820474	57.261925	0.69874451	34.992314	19.837984
11.830758	57.202512	0.67212576	34.998984	19.726909
11.840466	56.849594	0.64734304	35.01481	19.386234
11.850441	56.586842	0.63213261	35.023899	19.115945
11.860154	56.276199	0.6104656	35.051255	18.813579
11.870827	55.577099	0.5769875	35.113588	18.202228
11.880002	55.107553	0.56147628	35.158197	17.779685
11.890539	54.618815	0.53875436	35.229264	17.340429
11.900574	53.908731	0.50644546	35.33198	16.733879
11.910199	53.3413	0.49054001	35.420507	16.239601
11.920051	52.841286	0.47144114	35.526067	15.802784
11.930154	52.21957	0.44529654	35.663268	15.274298
11.940089	51.682968	0.43276039	35.791244	14.810724
11.950172	51.279417	0.42401059	35.920209	14.462411
11.960137	50.930892	0.41353301	36.051207	14.183125
11.970132	50.655466	0.40825983	36.177558	13.965467
11.980003	50.442486	0.40254201	36.301953	13.807313
11.990069	50.194888	0.3841699	36.439355	13.633362
12.00021	49.904624	0.37142728	36.571267	13.424864
12.010634	49.647921	0.36114451	36.702749	13.24491
12.0201	49.397923	0.34327538	36.825517	13.071769
12.030905	49.097704	0.32885771	36.955098	12.862142
12.040683	48.867449	0.31993286	37.064711	12.709199
12.050848	48.623018	0.3017122	37.176087	12.556525
12.060328	48.381658	0.28779133	37.26818	12.408021
12.070411	48.155288	0.28010979	37.358098	12.276863
12.080672	47.907439	0.26555406	37.453434	12.137146
12.090282	47.636316	0.25245164	37.541744	11.978547

12.100021	47.387547	0.24714579	37.623681	11.839056
12.110173	47.129048	0.23653961	37.712976	11.698307
12.120647	46.842136	0.222784	37.804511	11.538566
12.130429	46.599374	0.21811184	37.881613	11.409257
12.140439	46.362435	0.20945629	37.960645	11.287701
12.150396	46.130561	0.19872503	38.032863	11.172205
12.160194	45.923213	0.19548593	38.095124	11.075522
12.170451	45.726715	0.19075611	38.154561	10.994092
12.180228	45.55394	0.18383011	38.200759	10.933474
12.190357	45.391491	0.18154517	38.240575	10.884923
12.200168	45.243727	0.17908955	38.276932	10.847135
12.210209	45.094977	0.17602059	38.312392	10.812415
12.220445	44.948025	0.17506468	38.346158	10.780405
12.230061	44.815086	0.17455787	38.377225	10.754626
12.240172	44.682782	0.17346428	38.405586	10.734193
12.250226	44.56124	0.17302385	38.429836	10.722442
12.260382	44.444498	0.17260434	38.451738	10.714934
12.2703	44.350958	0.17621066	38.459969	10.724136
12.280312	44.291907	0.17954629	38.461168	10.764138
12.291015	44.246523	0.18557519	38.457412	10.818899
12.30013	44.265424	0.20264364	38.439351	10.906112
12.310051	44.381029	0.22113608	38.420878	11.072732
12.320339	44.543318	0.2394245	38.412056	11.261744
12.330178	44.850299	0.30028588	38.412686	11.496929
12.340326	45.443427	0.39030457	38.476835	11.870789
12.350241	46.058391	0.43698663	38.596756	12.241578
12.360064	46.816102	0.52401263	38.729062	12.648364
12.370208	48.074264	0.64997502	38.878325	13.35649
12.380156	49.348688	0.71958176	39.07946	14.074053
12.390091	50.665933	0.797818	39.278747	14.785613
12.400457	52.06256	0.87573411	39.498277	15.515041
12.41036	53.16875	0.91735861	39.734472	16.038879
12.420458	53.931497	0.93279717	39.997172	16.298244
12.430199	54.333432	0.92382709	40.268694	16.305176
12.440478	54.625246	0.9125725	40.548946	16.217678
12.450346	54.884259	0.89479583	40.808502	16.141666
12.46015	55.064582	0.85444185	41.053745	16.057375
12.470054	55.228859	0.82198709	41.275801	15.974482
12.480114	55.354956	0.78475071	41.488702	15.886382
12.490086	55.212603	0.70891483	41.717837	15.63186
12.500017	54.843518	0.64694652	41.924323	15.207386
12.510476	54.528506	0.59919891	42.119603	14.832341
12.520297	54.177732	0.54555682	42.296109	14.462108
12.530278	53.842109	0.50692667	42.446099	14.113835
12.540515	53.619166	0.48573857	42.570199	13.865381
12.550549	53.479102	0.45938345	42.662744	13.720956
12.560417	53.405324	0.43682821	42.719661	13.656315
12.570636	53.361727	0.42407916	42.761831	13.624891
12.580127	53.291345	0.40695037	42.789321	13.599538
12.591024	53.161047	0.38845112	42.801938	13.558445
12.601077	53.038441	0.38044641	42.801951	13.52398
12.610429	52.893501	0.36747104	42.799886	13.48336
12.620534	52.658907	0.34876727	42.794743	13.389694
12.630354	52.431117	0.3410889	42.779148	13.299034
12.6405	52.184942	0.33069298	42.762278	13.201624
12.650487	51.944348	0.3213147	42.738974	13.109859
12.660283	51.733587	0.31849081	42.709674	13.038549
12.670147	51.561212	0.31853494	42.675873	12.99472

12.680477	51.43567	0.32186381	42.637662	12.982426
12.690569	51.338375	0.32419384	42.603177	12.987024
12.700189	51.271535	0.33250599	42.576466	12.99369
12.710185	51.257938	0.35676424	42.569611	12.9989
12.720026	51.255786	0.3700684	42.58834	13.000899
12.730148	51.290678	0.38613468	42.616711	13.011128
12.740098	51.46814	0.41733525	42.628482	13.109939
12.750208	51.823486	0.43844305	42.64346	13.34642
12.760125	52.184957	0.45280947	42.655028	13.584974
12.770114	52.651894	0.47151895	42.640656	13.904256
12.780181	53.217558	0.48505761	42.615532	14.303904
12.790169	53.66961	0.49215303	42.593213	14.614586
12.800402	54.073285	0.5013523	42.558221	14.886079
12.810173	54.453511	0.50932353	42.517004	15.143859
12.82046	54.761893	0.51449058	42.47553	15.3472
12.830785	55.003914	0.52333553	42.427674	15.514133
12.840056	55.203949	0.53212743	42.382837	15.666832
12.850447	55.365625	0.53650228	42.337807	15.792845
12.860371	55.454088	0.53801898	42.296023	15.876216
12.870292	55.475479	0.53509929	42.255255	15.920821
12.880899	55.461033	0.53253511	42.210685	15.941292
12.890645	55.402374	0.52410513	42.173048	15.934771
12.900107	55.207324	0.50370123	42.144904	15.831741
12.910169	54.976334	0.49145548	42.105714	15.703791
12.920216	54.707288	0.47106527	42.072177	15.554533
12.930317	54.290015	0.43713008	42.047619	15.300732
12.940412	53.872948	0.42031389	42.006816	15.046063
12.950388	53.481472	0.40327246	41.971096	14.819069
12.96006	53.002739	0.37885842	41.954854	14.534059
12.970208	52.490555	0.36576756	41.931432	14.224784
12.980148	52.048831	0.3542594	41.912316	13.973983
12.990086	51.563519	0.33003773	41.914517	13.690433
13.000117	51.04536	0.31498828	41.913117	13.375866
13.01031	50.597205	0.30343411	41.910595	13.117306
13.020358	50.161073	0.28437936	41.917256	12.865848
13.03034	49.73896	0.27204481	41.917839	12.621908
13.041295	49.350168	0.26449937	41.911197	12.415845
13.050822	49.036189	0.25222084	41.905267	12.262626
13.060129	48.738502	0.24285058	41.892948	12.12228
13.070717	48.437042	0.23649043	41.876063	11.992252
13.080018	48.161175	0.22422284	41.870794	11.868931
13.09019	47.816268	0.2104571	41.871078	11.695299
13.101008	47.478507	0.2050498	41.863801	11.533074
13.110318	47.201793	0.19801759	41.856622	11.405776
13.120201	46.940526	0.19083449	41.833981	11.302578
13.13006	46.711424	0.18855284	41.803836	11.225843
13.14031	46.503587	0.18406209	41.761787	11.176209
13.150357	46.322289	0.17734042	41.705892	11.152614
13.160012	46.161666	0.17531238	41.645566	11.141542
13.170744	45.985682	0.17149742	41.576121	11.132428
13.180459	45.823771	0.16661152	41.507441	11.123851
13.190436	45.656904	0.16518282	41.432197	11.114692
13.200314	45.498234	0.16446791	41.351724	11.112409
13.210128	45.364919	0.16456945	41.257567	11.134119
13.220252	45.24884	0.16479959	41.15546	11.175248
13.230484	45.134639	0.16496735	41.048782	11.219541
13.240309	45.027297	0.16318235	40.941974	11.264705
13.250519	44.908083	0.16219475	40.828138	11.305251

13.260219	44.783081	0.16104869	40.71996	11.333491
13.270269	44.659026	0.162128	40.599675	11.362938
13.2806	44.559019	0.16362767	40.47018	11.414066
13.290214	44.474646	0.1669781	40.346549	11.463443
13.300299	44.456436	0.17950981	40.202542	11.555531
13.310199	44.547933	0.19189129	40.057961	11.720965
13.320751	44.684906	0.20689256	39.90554	11.910225
13.330423	45.016787	0.25539807	39.748675	12.184564
13.340227	45.752844	0.32167777	39.607997	12.705667
13.350257	46.552011	0.35571578	39.506338	13.25586
13.360206	47.478464	0.42136692	39.407965	13.841377
13.370102	48.732163	0.51353405	39.332139	14.619121
13.380168	49.890254	0.5625219	39.307116	15.311597
13.39027	50.954466	0.62652888	39.292864	15.897825
13.400211	52.051613	0.69851265	39.293602	16.495699
13.410065	52.978817	0.73678803	39.326403	16.969538
13.420059	53.650219	0.75541844	39.369885	17.260991
13.430212	54.136141	0.75613401	39.414542	17.445619
13.440198	54.496136	0.7530576	39.454541	17.547925
13.450384	54.720843	0.74355634	39.497561	17.569749
13.460337	54.706888	0.72256649	39.549761	17.45952
13.470011	54.613742	0.70723192	39.594202	17.301441
13.480012	54.499556	0.68806861	39.642375	17.146938
13.490099	54.118539	0.6429493	39.723385	16.817641
13.500142	53.530563	0.60567762	39.801683	16.330267
13.510113	53.070321	0.57719754	39.872787	15.953339
13.520107	52.506485	0.53147684	39.968566	15.514214
13.530696	51.781244	0.49126303	40.068598	14.951066
13.540396	51.261009	0.46718206	40.149287	14.553846
13.55057	50.686526	0.42949702	40.252843	14.125659
13.56015	50.083074	0.3984572	40.352122	13.673879
13.57051	49.567954	0.38113328	40.4448	13.294427
13.58054	49.099538	0.35647538	40.547406	12.953415
13.590451	48.615789	0.33268305	40.654101	12.596575
13.600047	48.236671	0.32283581	40.745273	12.320832
13.611123	47.846956	0.30604709	40.855966	12.043285
13.62051	47.531953	0.29038385	40.946724	11.823782
13.630317	47.259852	0.28387779	41.030852	11.640017
13.640191	47.020659	0.27576285	41.111444	11.487938
13.65004	46.825249	0.27082958	41.179605	11.3773
13.66057	46.66143	0.27036402	41.245742	11.294998
13.670192	46.56043	0.27656845	41.296991	11.259437
13.680204	46.541603	0.29288822	41.338077	11.290852
13.690366	46.57093	0.30119075	41.387478	11.360292
13.700174	46.650768	0.31872511	41.431731	11.453151
13.71016	46.880569	0.36307952	41.47294	11.625231
13.720003	47.183882	0.38804018	41.541283	11.847777
13.73013	47.5215	0.41375034	41.619361	12.07576
13.740131	47.946802	0.45129857	41.689191	12.349667
13.750136	48.445513	0.47540278	41.770338	12.678015
13.760439	48.903155	0.49113199	41.857516	12.967942
13.770116	49.378385	0.51308763	41.912993	13.272877
13.780264	50.00245	0.53158018	41.955378	13.697052
13.790109	50.532688	0.54189388	41.991777	14.052943
13.800004	51.107336	0.55219952	41.99112	14.456391
13.810075	51.819853	0.55909012	41.954609	14.984286
13.82073	52.425515	0.56175123	41.911135	15.43428
13.830307	52.840563	0.56043232	41.849698	15.758711

13.840406	53.256266	0.5563377	41.759059	16.107757
13.850151	53.521123	0.55207868	41.669184	16.342575
13.860136	53.590799	0.53488909	41.58786	16.437023
13.870554	53.194822	0.50021594	41.539791	16.165704
13.880113	52.790078	0.48337538	41.486757	15.88159
13.89021	52.315802	0.45874058	41.454196	15.542124
13.900167	51.647265	0.42265235	41.456325	15.043963
13.910029	51.058021	0.40532852	41.445873	14.604022
13.920151	50.528305	0.38299309	41.44696	14.213828
13.930095	49.957709	0.35080501	41.466595	13.792062
13.940037	49.453434	0.33629492	41.471462	13.419227
13.950089	49.070915	0.32352343	41.463285	13.148219
13.960125	48.804362	0.3015213	41.425887	12.982587
13.970314	48.633339	0.29051568	41.360339	12.898089
13.980127	48.509357	0.27983433	41.28596	12.855099
13.990114	48.352246	0.26106293	41.210478	12.795557
14.000054	48.136784	0.25093026	41.128506	12.689277
14.010374	47.915882	0.24479929	41.043397	12.58356
14.020186	47.686351	0.2367204	40.9653	12.47101
14.030628	47.454791	0.23162738	40.876416	12.36307
14.040081	47.276579	0.22896601	40.790331	12.292277
14.050411	47.124508	0.22253646	40.682525	12.25686
14.060468	47.019848	0.21698382	40.560654	12.26381
14.070197	46.924745	0.21406067	40.440261	12.277267
14.080584	46.797043	0.207286	40.312443	12.27733
14.09096	46.621299	0.2009356	40.184167	12.243944
14.100474	46.452947	0.19854108	40.065448	12.208149
14.110663	46.24581	0.19322216	39.947349	12.149628
14.120604	45.981901	0.18714629	39.84603	12.039653
14.130453	45.725277	0.1852968	39.745246	11.933023
14.140841	45.458675	0.18233026	39.645561	11.822546
14.150954	45.208966	0.1789235	39.549095	11.72451
14.160237	45.001823	0.17790164	39.4594	11.6516
14.170409	44.790414	0.1751053	39.362102	11.586763
14.180109	44.583384	0.17033439	39.272102	11.523481
14.19062	44.366305	0.16860411	39.172667	11.45961
14.200364	44.178158	0.16601537	39.079911	11.409788
14.210888	43.992294	0.16020211	38.974035	11.3657
14.220368	43.836084	0.15827454	38.873292	11.334863
14.230073	43.685826	0.15590769	38.769823	11.30837
14.240067	43.523069	0.15242278	38.67169	11.267569
14.250058	43.337783	0.15089844	38.578733	11.204645
14.260308	43.152451	0.15034329	38.48852	11.140653
14.270199	42.993729	0.15716379	38.397761	11.089094
14.280011	42.902752	0.16353687	38.306794	11.090079
14.290191	42.847419	0.17256658	38.206927	11.119178
14.300007	42.931485	0.2004613	38.084414	11.251916
14.310136	43.259043	0.23123981	37.955797	11.574709
14.320151	43.659626	0.25664089	37.845921	11.932281
14.330007	44.253292	0.33662189	37.747385	12.363142
14.340012	45.263109	0.45957827	37.716987	13.015309
14.350445	46.31817	0.53387482	37.762542	13.671079
14.360075	47.457752	0.67215739	37.817759	14.325428
14.370009	49.424995	0.91646616	37.894234	15.547982
14.380151	51.423984	1.0900708	38.06395	16.786315
14.3902	53.209409	1.3040034	38.247176	17.837647
14.400319	54.977422	1.5393412	38.464177	18.872837
14.410035	56.227964	1.7086316	38.72333	19.531099

14.420313	56.952319	1.8206277	39.042762	19.790397
14.430191	57.110804	1.8496661	39.393354	19.664724
14.440393	57.145329	1.8531635	39.761524	19.446645
14.450132	57.12759	1.8141336	40.125993	19.225831
14.460066	56.764231	1.690153	40.527278	18.774268
14.470217	56.31891	1.5599243	40.914611	18.263534
14.480276	56.022714	1.4272594	41.274053	17.893442
14.490219	55.567139	1.2399172	41.621441	17.439351
14.500017	55.045841	1.0758471	41.909855	16.942652
14.510044	54.687332	0.94542618	42.145653	16.585788
14.520611	54.2331	0.78797934	42.358309	16.180255
14.530022	53.717618	0.67567551	42.490546	15.738415
14.540936	53.270724	0.59596622	42.584398	15.352306
14.551069	52.814101	0.51475338	42.651094	14.974964
14.560235	52.343524	0.4578197	42.678512	14.590484
14.570817	51.935137	0.42587014	42.673351	14.257322
14.581652	51.576095	0.39048382	42.653956	13.97513
14.590015	51.308895	0.36759521	42.624391	13.770558
14.60043	51.053994	0.35571726	42.57051	13.579791
14.61012	50.869415	0.34679498	42.508616	13.455904
14.620025	50.773264	0.34304614	42.423318	13.424583
14.630529	50.72776	0.34273346	42.327518	13.439658
14.640266	50.720532	0.3479634	42.224963	13.497833
14.650255	50.863898	0.36549146	42.09247	13.700889
14.660278	51.06565	0.37537796	41.965681	13.952339
14.670024	51.294641	0.3958151	41.827453	14.229425
14.680396	51.743957	0.43808959	41.655329	14.69613
14.690289	52.212653	0.4600938	41.510784	15.173546
14.700112	52.596508	0.48763546	41.37267	15.559364
14.710085	53.092012	0.54140092	41.237082	15.971919
14.720027	53.573311	0.57655164	41.133933	16.360142
14.730135	53.975958	0.60982052	41.040728	16.659852
14.740007	54.559488	0.65756608	40.926323	17.077232
14.750194	55.415824	0.69438076	40.809605	17.707699
14.760278	56.03026	0.71845239	40.697778	18.147645
14.770218	56.608557	0.74560831	40.581964	18.564078
14.780144	57.042911	0.7683435	40.479273	18.871611
14.790404	57.271753	0.78628444	40.392991	19.020808
14.800379	57.264632	0.81121324	40.342968	18.993069
14.81088	57.058364	0.83561159	40.32995	18.810629
14.820287	56.907575	0.84193034	40.336257	18.675243
14.830845	56.617727	0.82223621	40.37372	18.434043
14.840624	56.156002	0.78659283	40.423335	18.060035
14.850046	55.829144	0.76323045	40.459161	17.792661
14.860263	55.510355	0.72911868	40.499588	17.537029
14.870097	55.158872	0.68897233	40.532685	17.263186
14.880406	54.887265	0.66475609	40.547286	17.052767
14.890783	54.662315	0.63704604	40.557096	16.88807
14.90008	54.345717	0.60355144	40.5704	16.658854
14.910456	54.025288	0.58307662	40.569389	16.428286
14.920244	53.733562	0.56360486	40.573127	16.225215
14.930558	53.301276	0.53522299	40.592544	15.920524
14.940417	52.914485	0.5200269	40.601947	15.648344
14.950226	52.564123	0.49837587	40.616523	15.410339
14.960008	52.108296	0.45718901	40.642775	15.097812
14.97001	51.628126	0.4325155	40.650328	14.764492
14.980156	51.214911	0.41058965	40.653824	14.488525
14.990027	50.734848	0.37406044	40.677779	14.15888

15.000038	50.179697	0.35088185	40.694835	13.763668
15.010469	49.699995	0.33485963	40.709816	13.429601
15.02065	49.21592	0.30910454	40.7453	13.087402
15.03002	48.755782	0.29309462	40.777369	12.754905
15.04055	48.336135	0.28247574	40.808642	12.459334
15.050347	47.964891	0.26504337	40.849971	12.199434
15.060345	47.584595	0.25060567	40.893315	11.929849
15.070504	47.266806	0.24365317	40.930879	11.710399
15.080554	46.980897	0.23084473	40.974139	11.514049
15.090799	46.699238	0.21851654	41.016975	11.31803
15.100168	46.482932	0.21431587	41.04907	11.171859
15.110185	46.284367	0.20746371	41.077765	11.041763
15.120154	46.139023	0.20042899	41.083674	10.959533
15.130378	46.023838	0.19807774	41.08001	10.904759
15.140069	45.947808	0.19412332	41.060569	10.884832
15.150466	45.911472	0.18861048	41.012188	10.909748
15.160752	45.895345	0.18725002	40.954837	10.953237
15.170068	45.890604	0.18658239	40.894435	11.003499
15.180039	45.904133	0.18636005	40.815519	11.077495
15.190216	45.922544	0.18647945	40.731583	11.158302
15.200385	45.923678	0.18581266	40.648671	11.224962
15.210179	45.897107	0.18402239	40.572268	11.265334
15.220716	45.840566	0.18340802	40.491045	11.285443
15.23025	45.777186	0.18293278	40.417702	11.293074
15.24006	45.721138	0.18109026	40.330151	11.310457
15.250054	45.689657	0.18005384	40.230551	11.351692
15.260029	45.659512	0.17867789	40.125376	11.395508
15.27013	45.663663	0.17948532	39.997697	11.468889
15.28034	45.726964	0.18103703	39.854102	11.59294
15.290903	45.800788	0.18559515	39.700988	11.723323
15.300032	45.92522	0.20160112	39.555777	11.871213
15.310486	46.179608	0.22076531	39.394507	12.117259
15.320255	46.429378	0.2446668	39.256372	12.337802
15.330069	46.84852	0.3333561	39.142954	12.62166
15.340387	47.659283	0.47684988	39.130595	13.112404
15.35031	48.457909	0.55667105	39.206095	13.574183
15.360176	49.398403	0.70203931	39.312244	14.07208
15.370075	50.940454	0.91960713	39.450055	14.969441
15.380064	52.467217	1.067278	39.669883	15.848812
15.390227	53.985442	1.2391507	39.904886	16.688121
15.400047	55.570707	1.4201538	40.139755	17.583595
15.41008	56.914859	1.5554493	40.419134	18.295569
15.4204	57.823074	1.6435329	40.729792	18.685266
15.430047	58.324719	1.6671741	41.037516	18.821475
15.440166	58.678573	1.6709687	41.360857	18.843718
15.45025	58.768212	1.6308804	41.710091	18.68689
15.460055	58.281688	1.5157201	42.110014	18.119142
15.470093	57.637003	1.3988236	42.509099	17.425846
15.480257	57.205473	1.2884503	42.892968	16.91522
15.490023	56.807772	1.1684524	43.244015	16.473393
15.500065	56.499793	1.068571	43.560126	16.111034
15.510143	56.340436	0.9934776	43.835077	15.882787
15.520346	56.159778	0.89692483	44.089224	15.680325
15.530018	55.903141	0.81308095	44.292299	15.438791
15.541034	55.664082	0.74421526	44.48181	15.219776
15.551142	55.354539	0.66033076	44.634695	14.980571
15.560313	55.001907	0.59459114	44.736269	14.719023
15.571287	54.664886	0.54983111	44.814952	14.479207

15.581029	54.377358	0.50194597	44.862436	14.291797
15.590825	54.075685	0.45810632	44.877573	14.102392
15.600343	53.835112	0.43760561	44.866897	13.961562
15.61008	53.607579	0.41388781	44.84535	13.83705
15.620656	53.337431	0.38952945	44.811553	13.683525
15.630055	53.125932	0.38096668	44.769296	13.568826
15.640427	52.914015	0.37237709	44.724247	13.455384
15.650705	52.700031	0.36542983	44.686737	13.330089
15.660476	52.52141	0.36352963	44.650157	13.227763
15.670582	52.369155	0.36535215	44.619528	13.137413
15.680451	52.24905	0.37395905	44.604795	13.053127
15.690119	52.154068	0.3792541	44.600487	12.983881
15.700212	52.119863	0.39880541	44.602982	12.943439
15.71025	52.218495	0.45234639	44.628124	12.963599
15.720166	52.380241	0.48504055	44.695475	13.023666
15.730207	52.580432	0.51718487	44.783776	13.092538
15.740135	52.866894	0.55747728	44.882694	13.201935
15.750023	53.211063	0.58372194	44.999237	13.350724
15.760424	53.560969	0.59969025	45.129507	13.491137
15.770034	53.952312	0.62179849	45.227757	13.664587
15.780398	54.524863	0.64314227	45.318422	13.97246
15.790561	55.065232	0.65781787	45.400425	14.261857
15.801182	55.723453	0.67993741	45.436995	14.65375
15.810638	56.475398	0.69694913	45.438214	15.150972
15.820278	57.120996	0.70915962	45.43606	15.570159
15.830425	57.777093	0.72820773	45.398276	16.018863
15.840434	58.543857	0.74918227	45.326099	16.587829
15.85006	59.116058	0.75874497	45.261133	17.013224
15.860036	59.497352	0.75157648	45.188203	17.313257
15.870834	59.582296	0.71186934	45.106741	17.407432
15.880065	59.545465	0.68907765	45.021942	17.405315
15.890589	59.382302	0.64817788	44.923485	17.325037
15.900338	58.987172	0.59386789	44.835207	17.077551
15.910635	58.578293	0.5631059	44.717038	16.822956
15.920018	58.200527	0.5354278	44.614262	16.597753
15.930144	57.603114	0.49485689	44.527418	16.218505
15.940062	57.03141	0.47382343	44.431034	15.854155
15.950282	56.486034	0.44990017	44.348181	15.515473
15.960163	55.798777	0.41346764	44.310333	15.05769
15.970208	55.089817	0.39357283	44.268362	14.574945
15.980051	54.522338	0.37846962	44.230789	14.202008
15.990055	53.99144	0.35186285	44.197101	13.863762
16.000032	53.535697	0.33556649	44.146433	13.584428
16.010113	53.17341	0.32287426	44.084562	13.384208
16.020332	52.85452	0.30088571	44.007898	13.232395
16.030595	52.572044	0.28622978	43.908392	13.116214
16.040336	52.34006	0.2791571	43.804352	13.040047
16.051599	52.080583	0.26552128	43.674151	12.976471
16.06024	51.881234	0.25785212	43.563978	12.934226
16.07108	51.635608	0.25162267	43.426697	12.884924
16.080391	51.37223	0.24004713	43.324259	12.799159
16.090012	51.012043	0.22814824	43.231796	12.633669
16.100549	50.635988	0.2235481	43.126883	12.465281
16.110818	50.28073	0.21790273	43.031711	12.308092
16.120765	49.963506	0.21408167	42.938152	12.178518
16.13013	49.701158	0.2132317	42.848782	12.084544
16.14007	49.453071	0.21120084	42.755601	12.011065
16.150573	49.177102	0.20559201	42.667898	11.922423

16.160049	48.936748	0.20374235	42.589232	11.847287
16.170561	48.658593	0.19825012	42.515474	11.752397
16.180294	48.354863	0.18980827	42.466396	11.622184
16.190165	48.047311	0.18697556	42.416572	11.486847
16.200317	47.749366	0.18335292	42.373197	11.357086
16.210125	47.46502	0.17748713	42.346041	11.220963
16.220181	47.185488	0.17523	42.320151	11.086158
16.230113	46.939221	0.17336172	42.299314	10.970817
16.24008	46.710865	0.17173433	42.290646	10.857691
16.250016	46.496546	0.17122122	42.288429	10.749798
16.260195	46.304094	0.17157613	42.290263	10.656505
16.270014	46.154416	0.17785446	42.288952	10.5851
16.280039	46.05465	0.18372405	42.2861	10.551305
16.290098	45.989218	0.19050889	42.27721	10.540127
16.300046	46.024812	0.21158335	42.23761	10.597316
16.310374	46.224903	0.23421637	42.181255	10.77862
16.320225	46.492651	0.25687853	42.134487	10.993006
16.330027	46.982885	0.33691453	42.083274	11.308341
16.340533	47.97191	0.46977912	42.091316	11.903366
16.350268	48.964276	0.54113142	42.170638	12.48926
16.360079	50.143145	0.67718593	42.259807	13.141962
16.370061	51.927454	0.89095136	42.364617	14.200539
16.380061	53.681299	1.0340204	42.548889	15.233699
16.390243	55.370056	1.2045018	42.744469	16.192143
16.400171	56.995567	1.3804711	42.951278	17.111045
16.410149	58.300722	1.5064341	43.201855	17.790031
16.420392	59.126582	1.5792001	43.494055	18.109367
16.430177	59.48631	1.5845108	43.80359	18.115576
16.440259	59.705711	1.5730151	44.121797	18.015428
16.450343	59.847105	1.5307002	44.444796	17.882548
16.460245	59.727444	1.4275509	44.777223	17.596525
16.470067	59.542503	1.3309875	45.080957	17.271278
16.480176	59.398202	1.2308421	45.374934	16.996741
16.490117	58.997591	1.0872585	45.685547	16.560259
16.500045	58.414047	0.96255835	45.967679	15.983757
16.510658	57.957842	0.86344802	46.22981	15.511928
16.520675	57.495286	0.76495687	46.462555	15.067588
16.530713	57.065316	0.69271583	46.654334	14.657491
16.540622	56.784356	0.64901211	46.802932	14.379757
16.550056	56.58215	0.60178506	46.914238	14.200549
16.560832	56.395855	0.55424758	46.996489	14.058683
16.570066	56.277202	0.53005981	47.044609	13.975752
16.580717	56.089123	0.49034274	47.091947	13.858618
16.590241	55.839895	0.45470369	47.119304	13.699153
16.600804	55.591277	0.43644971	47.126288	13.546762
16.610015	55.380587	0.41930616	47.122291	13.43195
16.620536	55.161081	0.4009499	47.094642	13.342023
16.630292	54.993466	0.39404036	47.055862	13.290645
16.640591	54.835356	0.38655627	47.002624	13.26829
16.650153	54.720937	0.38050081	46.937376	13.284397
16.660751	54.615537	0.3785898	46.858885	13.317624
16.670081	54.544876	0.37990768	46.785345	13.354496
16.680223	54.517335	0.38638659	46.702394	13.410534
16.690045	54.49774	0.39040535	46.62706	13.46592
16.700279	54.489633	0.4041263	46.559408	13.50809
16.710304	54.524938	0.44199045	46.526009	13.527665
16.720019	54.556355	0.46415389	46.530194	13.530914
16.730054	54.62653	0.49040958	46.550458	13.540449

16.74006	54.8582	0.54607485	46.560924	13.652262
16.750169	55.308474	0.58942556	46.588674	13.934636
16.760236	55.754149	0.62220333	46.623553	14.211519
16.770037	56.343354	0.6813935	46.617488	14.610681
16.78001	57.254874	0.74065799	46.597383	15.279565
16.790254	58.059928	0.78599519	46.582357	15.872235
16.800265	58.956974	0.85037471	46.520085	16.570156
16.810238	60.111878	0.91508987	46.430986	17.503717
16.820486	60.892834	0.9480613	46.36867	18.150275
16.830608	61.161523	0.94883289	46.329976	18.405915
16.840549	61.058627	0.92707488	46.307447	18.372916
16.850996	60.88634	0.90690044	46.279719	18.288385
16.860646	60.638646	0.86953422	46.264641	18.14453
16.870525	60.197087	0.81190651	46.255478	17.848897
16.880386	59.824961	0.77479617	46.224997	17.605931
16.890238	59.460218	0.72729316	46.198386	17.370893
16.900055	58.850994	0.65783969	46.192411	16.943691
16.910351	58.262123	0.61608814	46.158316	16.53104
16.920556	57.715462	0.57352271	46.133573	16.154324
16.930458	57.043865	0.52167854	46.131648	15.67847
16.940061	56.455816	0.4959002	46.1101	15.262391
16.950054	55.981025	0.47684046	46.080123	14.945198
16.960091	55.564453	0.455421	46.046863	14.692562
16.970293	55.218005	0.44408611	46.0016	14.498579
16.980039	54.948187	0.4352884	45.95534	14.369026
16.990151	54.654554	0.41717733	45.91236	14.23906
17.000021	54.350726	0.40545642	45.863985	14.100073
17.010271	54.066377	0.39690254	45.810362	13.984714
17.020049	53.778575	0.38023014	45.763501	13.869416
17.030925	53.42996	0.36585427	45.704352	13.719257
17.040811	53.142275	0.35594157	45.646271	13.605669
17.050463	52.846496	0.336652	45.592808	13.482957
17.060093	52.516316	0.31969966	45.533016	13.330066
17.070569	52.185299	0.30977639	45.463626	13.185205
17.080581	51.825431	0.29226166	45.417798	13.008487
17.090407	51.385908	0.27551651	45.389554	12.758602
17.100753	50.969196	0.26823057	45.354893	12.529832
17.110642	50.580248	0.25574383	45.33937	12.312687
17.1203	50.177441	0.24110182	45.339323	12.07204
17.130638	49.798702	0.23526966	45.333225	11.853347
17.140745	49.462261	0.22588616	45.33552	11.660279
17.150414	49.167276	0.21554748	45.335736	11.492694
17.160154	48.909119	0.21226792	45.328168	11.354847
17.170007	48.690644	0.20766291	45.310496	11.252942
17.18002	48.510462	0.19906852	45.271754	11.191197
17.190541	48.35555	0.19579589	45.218344	11.156381
17.20036	48.22317	0.19113121	45.167211	11.132946
17.210145	48.088232	0.18356388	45.117848	11.101279
17.220345	47.940819	0.18061132	45.062444	11.061231
17.230295	47.802147	0.17830687	45.008972	11.022875
17.240412	47.669533	0.17602006	44.955615	10.982067
17.250565	47.542679	0.17525245	44.901579	10.943489
17.260341	47.431735	0.17530174	44.849937	10.911869
17.27001	47.354162	0.18055819	44.788675	10.897041
17.280462	47.32509	0.18562467	44.716173	10.921746
17.290271	47.324582	0.19186774	44.642502	10.960301
17.300019	47.418292	0.21154666	44.543783	11.057877
17.310077	47.666661	0.23295914	44.431998	11.266784

17.320114	47.97536	0.25470146	44.327182	11.504178
17.330563	48.543651	0.33843113	44.206962	11.863966
17.340617	49.541683	0.45591139	44.142398	12.468506
17.350043	50.521848	0.51776391	44.145598	13.049702
17.360067	51.703594	0.63790583	44.165149	13.706947
17.370353	53.268412	0.82035485	44.228307	14.598497
17.380169	54.62938	0.93124605	44.364647	15.343718
17.390542	55.927319	1.0717652	44.535698	16.002183
17.400098	57.034749	1.2139652	44.731703	16.528593
17.410021	57.971408	1.3148378	44.981255	16.915591
17.420079	58.634295	1.3750514	45.269582	17.093239
17.430618	59.033622	1.3911646	45.604748	17.065093
17.440014	59.300527	1.3918906	45.906262	16.978146
17.450192	59.547453	1.3689862	46.237207	16.871819
17.460248	59.626984	1.2997323	46.573159	16.676185
17.470332	59.660029	1.2343748	46.887271	16.454776
17.480072	59.717747	1.1694425	47.172468	16.28378
17.490134	59.635824	1.0623706	47.462392	16.048022
17.500128	59.462456	0.9681558	47.713157	15.758267
17.510519	59.34063	0.89057714	47.936122	15.52621
17.520169	59.172675	0.80099668	48.115308	15.310185
17.530393	58.983385	0.72243739	48.252916	15.093718
17.540508	58.874333	0.67288387	48.340413	14.955629
17.550116	58.836413	0.61624117	48.367579	14.914834
17.560264	58.918404	0.56124107	48.320427	15.003204
17.570296	58.999764	0.53276772	48.235405	15.102344
17.580367	59.048403	0.50031493	48.109313	15.213185
17.590173	59.090658	0.47086971	47.942251	15.351063
17.60023	59.092862	0.45723188	47.748525	15.46667
17.610296	59.090209	0.44106291	47.514969	15.614107
17.620114	59.291406	0.42058478	47.211503	15.975108
17.630006	59.491896	0.41133367	46.883539	16.345167
17.640153	59.627699	0.39955987	46.502662	16.70741
17.65005	59.87715	0.39189786	46.075509	17.195911
17.660105	60.039059	0.39062105	45.633955	17.622665
17.670434	60.032865	0.40006897	45.17863	17.927503
17.680192	60.001706	0.4218824	44.755875	18.193075
17.690402	59.898183	0.43445173	44.338456	18.408265
17.700246	59.718399	0.45243505	43.954891	18.53206
17.710232	59.564547	0.48935303	43.595977	18.637425
17.720166	59.398699	0.51178898	43.277146	18.717838
17.730124	59.251507	0.53274106	42.975	18.791818
17.740173	59.335488	0.55687038	42.659736	19.020671
17.750302	59.633645	0.57177325	42.343242	19.411844
17.760187	59.770544	0.57865883	42.042154	19.659943
17.770257	59.8577	0.5828183	41.744262	19.841336
17.780167	59.790276	0.58488988	41.466702	19.879748
17.791674	59.640797	0.58717799	41.163276	19.851987
17.801419	59.416105	0.59153784	40.937263	19.716929
17.810462	59.135211	0.59496426	40.749587	19.517159
17.820729	58.914085	0.59735576	40.547739	19.365193
17.830941	58.70565	0.60088565	40.368713	19.222722
17.840103	58.464508	0.60375309	40.227945	19.054504
17.850017	58.268638	0.60394409	40.084806	18.924225
17.860116	58.01483	0.59632324	39.963442	18.758179
17.870159	57.480583	0.57674986	39.877292	18.381117
17.880457	57.01024	0.56503584	39.787347	18.054692
17.890812	56.553646	0.54644406	39.719974	17.749076

17.900565	55.814468	0.51665066	39.701437	17.22032
17.910449	55.149237	0.50068574	39.677695	16.745697
17.920053	54.537558	0.48158659	39.682522	16.309302
17.93023	53.69259	0.4527882	39.739971	15.682245
17.940438	52.925249	0.43811966	39.796391	15.108057
17.950106	52.360707	0.42547972	39.856334	14.690891
17.96009	51.85485	0.40715549	39.925562	14.320591
17.970365	51.439024	0.39735528	39.98762	14.019868
17.980069	51.153231	0.38957546	40.040524	13.822985
17.990135	50.87939	0.37066024	40.100281	13.643743
18.000249	50.595174	0.35835999	40.152181	13.455478
18.010231	50.347686	0.34817438	40.20342	13.297238
18.020847	50.030024	0.32637472	40.275281	13.085069
18.030134	49.702845	0.31309817	40.337198	12.855801
18.041123	49.372051	0.30298272	40.406052	12.629904
18.050464	49.089118	0.28700935	40.473128	12.435978
18.0605	48.772177	0.27326464	40.542965	12.214307
18.070853	48.497274	0.26627501	40.608723	12.02736
18.080307	48.256907	0.25475498	40.675401	11.86478
18.090821	47.980138	0.24263754	40.751441	11.673993
18.10009	47.770815	0.23832949	40.813	11.533362
18.110562	47.548485	0.22857708	40.888599	11.385429
18.120127	47.337336	0.21733879	40.960927	11.241963
18.130392	47.137836	0.21302166	41.031504	11.109477
18.140306	46.959912	0.20544502	41.10295	10.992795
18.150648	46.774677	0.19499495	41.179447	10.868537
18.160497	46.617463	0.19185342	41.245932	10.765154
18.170082	46.481299	0.18712841	41.312005	10.675773
18.180411	46.344306	0.17955011	41.384971	10.582003
18.190202	46.227501	0.17731872	41.449462	10.502986
18.20049	46.12009	0.17513878	41.518211	10.431007
18.210268	46.025704	0.17311701	41.587281	10.36717
18.220306	45.938615	0.17256534	41.658494	10.308398
18.230029	45.864983	0.17246233	41.728549	10.259631
18.240446	45.797646	0.17210301	41.803808	10.214631
18.250303	45.743872	0.17203318	41.874059	10.179432
18.260371	45.698395	0.17183609	41.944529	10.149901
18.270273	45.671918	0.17771868	41.997056	10.136623
18.280042	45.676739	0.18286002	42.038776	10.153535
18.290804	45.699044	0.19145333	42.073728	10.188718
18.300163	45.775137	0.21686863	42.066015	10.277562
18.310069	45.988408	0.24442915	42.040794	10.4934
18.320146	46.299571	0.27192894	42.021314	10.772501
18.330192	46.888864	0.37142097	41.978852	11.213629
18.340053	48.076436	0.52780465	41.978985	12.044194
18.350065	49.45892	0.62062692	42.063249	13.005198
18.360139	51.045293	0.7893385	42.152691	14.046613
18.370031	53.21798	1.0430746	42.256223	15.473036
18.380074	55.229558	1.2250131	42.446912	16.764371
18.390253	56.932497	1.4358296	42.657482	17.773477
18.40014	58.407565	1.6426167	42.896085	18.594004
18.410439	59.500531	1.8010201	43.192764	19.111679
18.420349	60.063809	1.883389	43.525821	19.248787
18.430267	60.070028	1.8742729	43.916396	18.981857
18.440287	59.968555	1.84355	44.314362	18.637002
18.450105	59.844219	1.7747451	44.72254	18.306814
18.460158	59.342153	1.6256262	45.188714	17.72
18.470047	58.785996	1.4842614	45.627045	17.100524

18.480063	58.399916	1.3482674	46.04677	16.633645
18.490023	57.918224	1.1704505	46.462749	16.127267
18.500139	57.394955	1.0157924	46.832772	15.592663
18.510316	57.039067	0.89943999	47.147027	15.202497
18.520151	56.720848	0.78746152	47.406136	14.871062
18.531034	56.440119	0.69904353	47.622408	14.574649
18.540213	56.30482	0.65853867	47.758295	14.414755
18.550082	56.237099	0.618835	47.864384	14.330817
18.5606	56.230905	0.58400702	47.932863	14.316379
18.570314	56.234505	0.56291492	47.980058	14.314807
18.580297	56.145876	0.52775328	48.030346	14.246834
18.590378	55.916812	0.48975667	48.076469	14.066283
18.600765	55.696084	0.47113773	48.103208	13.892347
18.610539	55.489859	0.45187677	48.128133	13.730988
18.620475	55.262985	0.4334978	48.151438	13.555545
18.630486	55.076373	0.42567541	48.165072	13.412362
18.640792	54.911425	0.41821919	48.182157	13.287788
18.650253	54.758476	0.4132397	48.207693	13.166073
18.660318	54.62398	0.41182005	48.234866	13.05591
18.670832	54.521895	0.41576679	48.274003	12.955946
18.680373	54.459728	0.42678808	48.329675	12.863632
18.690178	54.417679	0.43312661	48.398746	12.781039
18.700196	54.441973	0.44735012	48.470887	12.731569
18.710173	54.599208	0.47926247	48.542	12.75121
18.720131	54.827303	0.498686	48.630756	12.820583
18.730114	55.096074	0.51978553	48.723033	12.905955
18.740063	55.49588	0.56954072	48.798918	13.071361
18.750159	56.034939	0.60954771	48.891886	13.342281
18.760185	56.572131	0.64293696	48.992524	13.606945
18.770341	57.194972	0.69583193	49.075663	13.931736
18.780441	57.926042	0.74075032	49.160354	14.348091
18.790109	58.539369	0.76624937	49.249733	14.682614
18.800331	59.179407	0.79038259	49.320585	15.043667
18.810566	59.859091	0.80757459	49.370767	15.452841
18.820192	60.357435	0.81278178	49.42306	15.734516
18.830212	60.693745	0.80298761	49.479127	15.903135
18.840128	60.845309	0.78259646	49.532886	15.944743
18.850579	60.934041	0.76624183	49.581419	15.938534
18.860686	60.900505	0.73159485	49.640058	15.854487
18.870561	60.622189	0.67685241	49.713182	15.587284
18.880407	60.361505	0.64481932	49.763425	15.334794
18.890179	60.08642	0.60521613	49.818951	15.078616
18.900184	59.697268	0.55392812	49.88354	14.740214
18.910422	59.354651	0.52753663	49.924125	14.437888
18.92022	59.075002	0.50313616	49.961183	14.197246
18.93002	58.756295	0.47015966	50.005634	13.93943
18.940282	58.45917	0.45286842	50.036005	13.698368
18.95015	58.207536	0.43499623	50.067443	13.5003
18.960183	57.910521	0.4057655	50.112213	13.273673
18.970009	57.627533	0.39083052	50.1444	13.056153
18.980219	57.376037	0.3773226	50.177764	12.86774
18.990038	57.104734	0.35194648	50.227738	12.667874
19.000136	56.806457	0.3360746	50.273808	12.443561
19.01004	56.556117	0.32512591	50.317294	12.259671
19.020565	56.27813	0.30446824	50.379742	12.057905
19.031042	55.993951	0.29127012	50.440786	11.848536
19.040094	55.783719	0.28406766	50.491764	11.698218
19.050404	55.544365	0.26982704	50.561483	11.531226

19.060898	55.298681	0.25856861	50.634765	11.359878
19.070861	55.100521	0.25400382	50.698107	11.22733
19.081384	54.908748	0.24526817	50.761753	11.109858
19.090924	54.750365	0.23829164	50.809271	11.022545
19.101258	54.601048	0.23514551	50.854421	10.948235
19.110479	54.475557	0.23071479	50.887606	10.897388
19.120841	54.341976	0.22649635	50.91158	10.860033
19.130564	54.227976	0.22557805	50.92946	10.836021
19.140362	54.114237	0.22378464	50.942493	10.822653
19.150257	53.990194	0.21962007	50.953005	10.811638
19.160651	53.861709	0.21801329	50.961535	10.801327
19.170185	53.736365	0.2141087	50.974063	10.786039
19.180244	53.586529	0.20720187	50.994682	10.75344
19.190372	53.429987	0.20489239	51.013038	10.714434
19.200039	53.278888	0.20179425	51.033863	10.675059
19.210037	53.113803	0.19574813	51.062716	10.625277
19.220325	52.942731	0.19337588	51.091115	10.571005
19.230093	52.785074	0.19127866	51.118725	10.523511
19.240265	52.62176	0.18822761	51.140895	10.480396
19.250156	52.472513	0.18700592	51.155369	10.448995
19.260096	52.327246	0.18597265	51.165258	10.424615
19.270039	52.196009	0.18925802	51.147513	10.421297
19.280556	52.096281	0.19272545	51.104197	10.460981
19.290045	52.026198	0.19845221	51.050554	10.512827
19.300397	52.035207	0.21807181	50.935974	10.641065
19.310616	52.203303	0.23655214	50.784698	10.900669
19.320304	52.428166	0.25355582	50.643028	11.184301
19.330232	52.830075	0.31112411	50.47672	11.556477
19.340132	53.536915	0.39368869	50.333543	12.099976
19.350037	54.263747	0.43695161	50.240128	12.641487
19.360116	55.10163	0.52150836	50.145943	13.207442
19.370001	56.224133	0.64443166	50.067151	13.940796
19.380014	57.320925	0.71507922	50.048794	14.646309
19.390227	58.316706	0.80180948	50.044174	15.243178
19.40018	59.178788	0.88884239	50.076937	15.725276
19.410065	59.825039	0.93857427	50.149335	16.043784
19.420522	60.217944	0.95863156	50.265684	16.169398
19.43045	60.263637	0.94836248	50.418006	16.05846
19.440082	60.221134	0.93633894	50.567077	15.887968
19.450066	60.168411	0.91411187	50.723914	15.728258
19.460163	59.999901	0.86470459	50.889835	15.526084
19.470115	59.814469	0.82631025	51.03329	15.322949
19.48022	59.642258	0.78702102	51.168576	15.152092
19.490039	59.338554	0.71697491	51.314047	14.911892
19.500045	58.92419	0.65977866	51.43976	14.588795
19.510282	58.562959	0.61652144	51.546968	14.317817
19.520059	58.15123	0.55508278	51.66001	14.023594
19.530355	57.633518	0.50277242	51.763069	13.648411
19.540038	57.22575	0.47309709	51.841315	13.361534
19.55083	56.743346	0.42672518	51.944876	13.02644
19.560421	56.281597	0.3929845	52.032754	12.70033
19.570534	55.882969	0.37574569	52.10551	12.42881
19.580087	55.542545	0.35293713	52.171188	12.209673
19.590476	55.195037	0.32828113	52.226916	11.997375
19.600073	54.927125	0.31879641	52.262277	11.845241
19.610863	54.657891	0.30457441	52.2893	11.711621
19.620246	54.453441	0.29312338	52.290645	11.633445
19.631033	54.252613	0.28852777	52.279591	11.573255

19.640403	54.098234	0.28315658	52.260986	11.545347
19.650398	53.929466	0.2749466	52.241317	11.513042
19.660158	53.769339	0.27226998	52.218758	11.482861
19.670196	53.603536	0.27011543	52.209873	11.43699
19.680176	53.432706	0.27123858	52.228106	11.357794
19.690439	53.257115	0.27275559	52.25599	11.269015
19.700045	53.136533	0.28267212	52.284078	11.202354
19.710085	53.110797	0.31137258	52.317033	11.171704
19.720331	53.142127	0.32692786	52.373059	11.17633
19.730139	53.227579	0.34632998	52.424228	11.2067
19.74	53.472031	0.39364268	52.406573	11.360689
19.750002	53.961026	0.42522257	52.366145	11.724593
19.760181	54.534332	0.44846385	52.301901	12.164672
19.770093	55.309939	0.48136539	52.150275	12.803685
19.780103	56.383171	0.50600292	51.948207	13.710944
19.790113	57.287651	0.52181794	51.743526	14.492359
19.800062	58.064801	0.54468055	51.496095	15.198473
19.810002	58.870349	0.56626992	51.217781	15.950719
19.820015	59.40137	0.57411871	50.951138	16.489327
19.83029	59.615581	0.56936901	50.685016	16.78562
19.840584	59.561047	0.55545088	50.426192	16.869042
19.850742	59.412544	0.54613253	50.169561	16.875897
19.860141	59.215117	0.5290965	49.933968	16.838679
19.870072	58.977487	0.50262956	49.671063	16.786599
19.880654	58.742777	0.48772295	49.377233	16.7462
19.890581	58.503801	0.46384949	49.104655	16.7013
19.900007	57.995695	0.42457466	48.877828	16.435606
19.910334	57.406174	0.4040401	48.618275	16.113004
19.920325	56.787597	0.37911088	48.402827	15.755179
19.930375	55.937482	0.34443002	48.24552	15.198051
19.940074	55.164844	0.32988686	48.090924	14.689103
19.950233	54.489302	0.31501285	47.944234	14.260458
19.960262	53.824591	0.29199287	47.831194	13.838438
19.970173	53.229918	0.28164899	47.717799	13.464957
19.980077	52.732216	0.27195772	47.613654	13.16896
19.990113	52.217746	0.25322063	47.544023	12.855918
20.000117	51.697539	0.24302861	47.483785	12.529006
20.010499	51.239943	0.23561987	47.429194	12.252897
20.020354	50.814059	0.22235406	47.406549	11.98969
20.030906	50.367425	0.21363401	47.39366	11.706325
20.040756	50.01615	0.20814204	47.384383	11.492252
20.050785	49.681906	0.19706846	47.392572	11.286726
20.06018	49.380814	0.18927122	47.40713	11.097694
20.07018	49.106545	0.18569079	47.420924	10.933006
20.080931	48.836936	0.17853048	47.4488	10.773092
20.09029	48.612794	0.17307653	47.481482	10.638753
20.100552	48.398749	0.17100348	47.515818	10.516361
20.110588	48.207608	0.16718311	47.5573	10.410342
20.120253	48.032884	0.16322846	47.604088	10.314132
20.131051	47.859844	0.16191431	47.655187	10.223632
20.140006	47.727894	0.15996486	47.700843	10.158044
20.150177	47.586332	0.15732381	47.754189	10.091431
20.160672	47.453914	0.15667475	47.807438	10.033375
20.170185	47.342378	0.15578796	47.853367	9.9900153
20.180238	47.230076	0.15421928	47.895198	9.9542166
20.190041	47.128634	0.15384259	47.93277	9.9265697
20.200093	47.029663	0.1533568	47.966896	9.9047926
20.210277	46.934221	0.15247637	47.98992	9.8922746

20.220001	46.849017	0.15197424	48.002155	9.889041
20.23006	46.765324	0.15192451	48.011638	9.890178
20.240062	46.687351	0.15206662	48.011567	9.896641
20.25012	46.618609	0.1523075	47.99952	9.9133245
20.260087	46.554891	0.15250696	47.983819	9.9342081
20.270133	46.501259	0.15765262	47.950074	9.9637621
20.280571	46.487906	0.16840484	47.884164	10.033372
20.290456	46.512946	0.17481045	47.814965	10.132035
20.300331	46.570355	0.19014858	47.727716	10.250142
20.31002	46.748423	0.22167712	47.619624	10.449431
20.320461	47.040102	0.24807314	47.529013	10.721476
20.330235	47.366696	0.28655022	47.458815	10.975972
20.340057	47.892862	0.3763473	47.426296	11.292502
20.350791	48.606573	0.45086986	47.460245	11.698718
20.360379	49.254251	0.50301694	47.511806	12.043755
20.370236	50.295447	0.61922174	47.527321	12.625066
20.38077	51.70984	0.71870013	47.571165	13.461757
20.390246	52.875586	0.77144596	47.641738	14.129804
20.400064	54.102919	0.84137211	47.688707	14.825912
20.410081	55.288377	0.88823761	47.740385	15.498886
20.420336	56.214007	0.91295618	47.803678	15.974134
20.430091	56.967882	0.92235617	47.833048	16.362829
20.440464	57.731243	0.91588963	47.836533	16.783963
20.450362	58.283349	0.90701807	47.828301	17.062285
20.460255	58.618693	0.86691906	47.801753	17.228296
20.470199	58.774045	0.80964704	47.753036	17.293773
20.480004	58.807738	0.77052003	47.679552	17.273243
20.490118	58.661755	0.70212166	47.60802	17.145279
20.500055	58.270615	0.62432926	47.517168	16.848833
20.510333	57.91317	0.57680093	47.379103	16.585605
20.520174	57.638532	0.53048392	47.221165	16.42014
20.530963	57.316612	0.47663815	47.008583	16.266103
20.540449	57.059255	0.45236394	46.792395	16.161827
20.550656	56.786537	0.42831204	46.548797	16.081247
20.561134	56.434166	0.39761145	46.281021	15.98099
20.570923	56.118369	0.38199883	46.011947	15.905442
20.581197	55.813309	0.36773204	45.719053	15.860106
20.590536	55.556534	0.34940655	45.431472	15.85859
20.600727	55.330065	0.33887875	45.097132	15.90698
20.610107	55.13111	0.33502244	44.777848	15.962463
20.620972	55.111562	0.32960928	44.356511	16.21977
20.630071	55.233532	0.32819814	43.977741	16.554202
20.640154	55.280962	0.32964779	43.552642	16.857689
20.650286	55.553266	0.33768382	43.069398	17.370079
20.660118	55.984698	0.34665715	42.577855	18.016593
20.670318	56.205162	0.35242273	42.07616	18.507968
20.680052	56.411786	0.36809683	41.571143	18.990258
20.690098	56.771471	0.38683628	41.04437	19.59973
20.700426	56.900466	0.39729741	40.523351	20.028698
20.710144	56.960294	0.42209001	40.038319	20.351272
20.72022	57.025896	0.44495085	39.564932	20.662854
20.730241	56.897638	0.4554184	39.124726	20.808916
20.740351	56.587469	0.45929249	38.715496	20.78655
20.750125	56.107083	0.45899899	38.351011	20.599552
20.760208	55.630641	0.45780951	37.990834	20.410857
20.77056	55.162796	0.45098248	37.650793	20.216074
20.780672	54.495727	0.44044438	37.351388	19.840214
20.790478	53.915045	0.43407723	37.070505	19.519102

20.800938	53.473722	0.4264064	36.780236	19.309036
20.810194	53.103309	0.41689329	36.530138	19.130408
20.820319	52.814605	0.41021846	36.25271	19.022648
20.830323	52.623725	0.40435273	35.97634	18.986803
20.840343	52.563823	0.39437294	35.684815	19.051988
20.850667	52.582242	0.38828038	35.372367	19.183707
20.86004	52.561619	0.38503322	35.086109	19.278159
20.870055	52.643401	0.3784468	34.762077	19.480896
20.88049	52.700803	0.37304647	34.419078	19.679305
20.890113	52.640416	0.36824957	34.110275	19.77353
20.900654	52.168244	0.34945492	33.802401	19.561455
20.910298	51.499644	0.33405197	33.535085	19.175843
20.92026	50.928623	0.32617924	33.259996	18.867733
20.930191	50.30036	0.30776672	33.007614	18.514297
20.940038	49.688264	0.29338684	32.751673	18.178337
20.950021	49.25084	0.28746553	32.485522	17.982117
20.960053	48.921081	0.2723139	32.209892	17.89742
20.9702	48.614849	0.25776424	31.919293	17.848252
20.980053	48.311063	0.25222709	31.632306	17.795086
20.990115	47.89086	0.23897139	31.357313	17.656913
21.000082	47.257634	0.22629215	31.096135	17.345475
21.010422	46.640102	0.22120208	30.825663	17.048995
21.020487	46.169043	0.21361516	30.563894	16.865469
21.030257	45.789567	0.20527507	30.301293	16.753932
21.040302	45.521859	0.20147666	30.022369	16.737899
21.050223	45.313297	0.19697883	29.739482	16.773158
21.060423	45.243776	0.19095699	29.429396	16.939376
21.070089	45.136069	0.18915542	29.135527	17.06643
21.080404	44.938702	0.18944834	28.827346	17.140726
21.090609	44.686526	0.1909576	28.529366	17.181944
21.100468	44.440265	0.19225728	28.247917	17.219732
21.110394	44.186756	0.19289935	27.969294	17.250949
21.12087	44.004223	0.19362717	27.670538	17.357482
21.130345	43.904072	0.19427876	27.399026	17.50488
21.1402	43.761326	0.19493341	27.119771	17.624439
21.150192	43.742583	0.19624189	26.824152	17.848033
21.160314	43.82838	0.19736604	26.518889	18.155874
21.170424	43.81701	0.1984336	26.21786	18.38308
21.180381	43.901124	0.20298467	25.908886	18.680701
21.190351	44.129414	0.21234257	25.598959	19.09002
21.200068	44.219102	0.21719164	25.309587	19.379649
21.21005	44.334918	0.23848261	25.016019	19.689596
21.22017	44.618769	0.25820344	24.737696	20.13043
21.230125	44.776232	0.26608943	24.484226	20.462955
21.240134	44.833243	0.27227998	24.228931	20.728732
21.250246	45.019842	0.27592658	23.969487	21.109484
21.260032	45.055963	0.27700829	23.724189	21.362825
21.270053	45.097572	0.29304972	23.468031	21.621827
21.280302	45.702909	0.32825196	23.208411	22.32017
21.29013	46.340659	0.35389727	22.986725	23.025595
21.300101	46.799669	0.40796296	22.774152	23.570273
21.310002	48.268176	0.53221274	22.602313	24.845295
21.320584	49.89944	0.65833297	22.514763	26.202433
21.330017	50.708173	0.77113847	22.487216	26.842652
21.340204	52.87065	1.0169096	22.506783	28.37985
21.350176	55.086113	1.2458005	22.60535	29.907058
21.360488	56.19575	1.4343548	22.772898	30.546483
21.370533	57.490203	1.6881832	22.975257	31.256945

21.380738	58.341003	1.9239085	23.237241	31.598942
21.390789	58.827005	2.1073848	23.531109	31.67236
21.400883	59.239769	2.2866443	23.849784	31.692886
21.410041	59.577245	2.4198357	24.152766	31.708176
21.420271	59.92767	2.5352928	24.498185	31.723926
21.430195	60.187105	2.599085	24.836609	31.730545
21.440088	59.621883	2.5690912	25.200676	31.133707
21.450226	59.068803	2.5081539	25.569076	30.554201
21.460036	57.652247	2.3094078	25.974942	29.354598
21.470099	55.376342	2.0178614	26.408931	27.507692
21.480081	54.047748	1.7609247	26.788192	26.403318
21.490149	53.032807	1.4926728	27.141767	25.600513
21.500073	51.550526	1.2346937	27.446842	24.470965
21.510433	50.52188	1.0433898	27.677506	23.702542
21.520562	49.833084	0.88724278	27.842768	23.234624
21.530679	48.837137	0.74570756	27.949417	22.554233
21.54012	48.125236	0.66396103	27.984436	22.09175
21.550635	47.609592	0.59525725	27.97845	21.808712
21.561126	47.004249	0.52344264	27.927324	21.473876
21.570441	46.533259	0.48712951	27.844527	21.228368
21.580534	46.171928	0.46023691	27.734458	21.080323
21.590509	45.82964	0.42766812	27.601059	20.948536
21.600174	45.651318	0.41250356	27.446758	20.93902
21.610451	45.563782	0.41392318	27.268053	20.999801
21.620139	46.069956	0.43584178	27.074756	21.499559
21.630205	46.88488	0.46033833	26.876426	22.234885
21.640525	47.35819	0.47509291	26.686621	22.698509
21.650032	48.155018	0.49656097	26.490164	23.390473
21.660357	49.106954	0.50747889	26.274194	24.204372
21.670087	49.54124	0.51183335	26.077803	24.606051
21.680015	50.016726	0.51538117	25.863702	25.019719
21.690352	50.69268	0.52956351	25.634495	25.567137
21.700378	51.090461	0.53977609	25.425747	25.88983
21.710206	51.511236	0.56971623	25.228817	26.178401
21.720154	51.998134	0.59679878	25.054899	26.48208
21.730287	52.258837	0.61039852	24.900767	26.600933
21.740557	52.470021	0.60459817	24.755492	26.615069
21.750217	52.715167	0.59037692	24.612819	26.615443
21.76011	53.032642	0.58030427	24.458999	26.661523
21.770214	53.47947	0.57540931	24.29136	26.781977
21.781007	54.289832	0.57386669	24.097766	27.152535
21.790553	54.90325	0.5745299	23.927329	27.407583
21.80076	55.376809	0.57454244	23.745584	27.544666
21.810944	56.001257	0.57310639	23.556693	27.813001
21.820697	56.596848	0.57144473	23.373201	28.083419
21.830234	57.017499	0.56972249	23.191302	28.240575
21.840273	57.764286	0.5643081	22.983505	28.682481
21.850415	58.322862	0.55676426	22.768625	28.99851
21.860572	58.546093	0.54241332	22.557959	29.071625
21.870511	58.230492	0.50186354	22.350748	28.766847
21.880701	57.73195	0.46836892	22.123998	28.335195
21.890194	57.501316	0.45073366	21.904632	28.125566
21.900425	56.879476	0.41771249	21.675583	27.641484
21.910644	56.172527	0.39489251	21.441018	27.105509
21.920132	55.831583	0.38507559	21.220753	26.858747
21.930066	55.16251	0.36527924	21.00984	26.380635
21.940424	54.096202	0.34899608	20.805372	25.606819
21.950222	53.412598	0.3426093	20.615784	25.129153

21.960087	52.466756	0.33060385	20.460522	24.46715
21.970012	51.042331	0.31846465	20.334486	23.43254
21.980085	49.963483	0.31287656	20.213386	22.66413
21.990063	48.92386	0.29722366	20.130259	21.922925
22.000056	47.309831	0.28039049	20.078431	20.717947
22.010008	46.038973	0.27297985	20.029451	19.774183
22.020874	45.061257	0.26332771	19.995971	19.066207
22.030251	44.026941	0.25461003	19.988855	18.303765
22.040113	43.133813	0.25072473	19.984698	17.653031
22.05045	42.46041	0.24613895	19.991506	17.182033
22.060034	41.679104	0.23867886	20.020929	16.623936
22.070253	40.843039	0.23347638	20.060947	16.021535
22.080065	40.220101	0.22873324	20.107247	15.583173
22.090716	39.360808	0.2187168	20.186125	14.956712
22.10051	38.607134	0.21396324	20.264034	14.403979
22.110322	38.028765	0.21098267	20.344566	13.987619
22.12016	37.432715	0.20429947	20.44303	13.552489
22.130107	36.874701	0.20026092	20.547137	13.143085
22.140275	36.430547	0.19806275	20.653502	12.8219
22.150068	36.022086	0.1913499	20.766147	12.522243
22.16023	35.630582	0.18578221	20.882773	12.231417
22.170364	35.317904	0.1834317	20.995612	12.001329
22.180391	35.03929	0.17593115	21.110304	11.791228
22.190283	34.786074	0.17142941	21.220102	11.597941
22.20004	34.580292	0.17022811	21.325135	11.441726
22.210069	34.398138	0.16786789	21.435713	11.302224
22.220209	34.232557	0.16665051	21.548129	11.17351
22.230128	34.099845	0.16653562	21.657327	11.06997
22.240263	33.998844	0.16931347	21.769485	10.988506
22.250337	33.93145	0.17307238	21.884539	10.930394
22.260145	33.890404	0.17485585	21.999612	10.891726
22.270164	33.904411	0.18364636	22.110033	10.885828
22.280717	34.068003	0.19864887	22.218515	10.981728
22.290372	34.325414	0.20631288	22.320257	11.149045
22.300023	34.659608	0.22214965	22.413877	11.354679
22.310446	35.349373	0.26270854	22.510709	11.785465
22.3201	36.168895	0.29664565	22.635633	12.293632
22.330113	37.047762	0.34935622	22.78854	12.787826
22.340009	38.281046	0.47826017	23.006882	13.421929
22.350139	39.790355	0.58724144	23.32402	14.20294
22.360139	41.129299	0.6678729	23.68229	14.830653
22.370245	43.137803	0.83687258	24.052076	15.892433
22.380036	45.471404	0.9856585	24.457843	17.206768
22.390434	47.434242	1.0871285	24.937015	18.211356
22.400055	48.776922	1.1742405	25.39986	18.779123
22.410042	49.69313	1.2248731	25.908865	19.018958
22.420126	50.317017	1.2498894	26.430783	19.043059
22.430141	50.589689	1.2334631	26.964162	18.836895
22.440144	50.708549	1.1920188	27.482845	18.54262
22.450314	50.95288	1.1541723	27.98131	18.356972
22.460097	51.193074	1.0739788	28.430911	18.24097
22.470159	51.34163	0.96951374	28.846377	18.091093
22.480093	51.468636	0.89587193	29.202777	17.942001
22.490155	51.401182	0.79615115	29.543094	17.686558
22.500041	50.967531	0.69080471	29.839914	17.179042
22.510161	50.568586	0.62545958	30.086013	16.703178
22.520326	50.250433	0.55918063	30.307604	16.319511
22.531234	49.698463	0.48221104	30.512931	15.768214

22.541	49.268454	0.44599901	30.653515	15.330212
22.550618	48.952521	0.41077717	30.776855	14.999705
22.560844	48.539942	0.36799045	30.888189	14.603508
22.570169	48.230175	0.34812456	30.962219	14.300647
22.580944	47.985282	0.33218811	31.032796	14.05169
22.590321	47.786218	0.31281934	31.082126	13.862838
22.600854	47.604907	0.30086879	31.120161	13.691205
22.610473	47.488888	0.2937102	31.146808	13.580037
22.620776	47.368184	0.27923212	31.164463	13.479962
22.630462	47.271543	0.27111025	31.167669	13.405926
22.640236	47.199367	0.26881718	31.165957	13.352437
22.650449	47.112508	0.26880277	31.17053	13.286474
22.660742	47.015762	0.27459578	31.187238	13.203708
22.670533	46.942619	0.27962628	31.210662	13.134477
22.680168	46.914075	0.30022935	31.250793	13.076353
22.690018	47.003919	0.32663379	31.306336	13.086667
22.700269	47.174741	0.34097438	31.381192	13.151283
22.710212	47.574922	0.38401859	31.440334	13.349095
22.720073	48.265322	0.42671364	31.509123	13.748919
22.730113	49.030658	0.44833613	31.600595	14.20146
22.740168	49.827436	0.47195952	31.671237	14.665415
22.750153	50.859251	0.49221893	31.715875	15.317624
22.760055	51.84689	0.50212836	31.75695	15.94297
22.770411	52.70416	0.51687395	31.774061	16.462377
22.780302	53.791186	0.53603993	31.753491	17.182766
22.790069	54.805624	0.54933349	31.728177	17.857713
22.800402	55.575655	0.56120024	31.69257	18.344806
22.810022	56.358621	0.57227897	31.641005	18.873173
22.820066	56.893001	0.57601693	31.593236	19.215013
22.83056	57.148071	0.57424022	31.550056	19.349821
22.840835	57.089408	0.56374298	31.520862	19.268622
22.850191	56.866151	0.55272084	31.499882	19.069718
22.860381	56.63801	0.53834286	31.484516	18.872542
22.870086	55.948459	0.50393396	31.509503	18.327088
22.880404	55.065311	0.47520816	31.540907	17.628788
22.890654	54.446356	0.45779422	31.565235	17.140631
22.900476	53.726701	0.42579693	31.616553	16.583165
22.910097	52.9886	0.40072032	31.665977	16.011833
22.920084	52.420036	0.38803604	31.705476	15.57446
22.930557	51.829551	0.36175497	31.763579	15.131116
22.940064	51.284254	0.34254693	31.812931	14.723022
22.95015	50.829873	0.33386555	31.854028	14.387733
22.960045	50.434739	0.31669012	31.899393	14.108549
22.97023	50.029934	0.30151417	31.941029	13.826015
22.980028	49.706787	0.29582157	31.972209	13.606567
22.990055	49.414029	0.28681915	32.007582	13.422188
23.000087	49.11194	0.27856597	32.043252	13.236175
23.010314	48.84431	0.27537659	32.075472	13.078938
23.020346	48.623481	0.27164974	32.106136	12.96415
23.031292	48.408317	0.26724539	32.13553	12.865306
23.041032	48.253698	0.26579754	32.157281	12.807087
23.050073	48.130625	0.2636028	32.17494	12.772024
23.060636	48.004153	0.25918313	32.189425	12.751368
23.070105	47.89214	0.25677068	32.198929	12.736014
23.080111	47.771039	0.25408425	32.207981	12.721586
23.090431	47.616889	0.24860898	32.214948	12.693909
23.100476	47.461127	0.24587824	32.216895	12.665871
23.110829	47.305618	0.24446422	32.215383	12.644153

23.120572	47.174684	0.24183196	32.205649	12.647738
23.130455	47.058172	0.24032504	32.189783	12.668806
23.14019	46.943477	0.23916685	32.172638	12.690749
23.15002	46.815068	0.23407753	32.149557	12.713001
23.160939	46.656291	0.22889557	32.116354	12.729674
23.17063	46.505139	0.22664781	32.083621	12.736819
23.180192	46.328962	0.21917522	32.048977	12.728509
23.190321	46.106969	0.21322646	32.009952	12.690637
23.200089	45.882598	0.2113695	31.970397	12.644038
23.210306	45.617317	0.20644993	31.939611	12.564616
23.220154	45.319449	0.20259498	31.917244	12.447153
23.23013	45.022483	0.20137378	31.895382	12.328678
23.240137	44.726479	0.19829525	31.887131	12.202083
23.250101	44.396286	0.19536585	31.893089	12.036531
23.260407	44.068502	0.19435729	31.902881	11.871349
23.270083	43.81804	0.19953876	31.911603	11.7532
23.280411	43.637887	0.21142956	31.922868	11.685263
23.290011	43.553109	0.21928607	31.938947	11.683903
23.300851	43.535558	0.23933004	31.95583	11.726058
23.310087	43.692919	0.2798915	31.980555	11.862612
23.32012	43.983711	0.32011825	32.051152	12.073475
23.330193	44.350602	0.38025345	32.152136	12.285315
23.340226	45.048121	0.52904876	32.331525	12.612938
23.350463	45.983366	0.66116477	32.620033	13.056081
23.360225	46.909995	0.77170624	32.942039	13.467001
23.370251	48.585924	1.0365153	33.272688	14.329859
23.38048	50.892019	1.3119241	33.674029	15.633099
23.390027	52.766345	1.5037676	34.11198	16.633426
23.400333	54.562208	1.7307359	34.603381	17.510185
23.410927	55.95744	1.9051426	35.155023	18.076765
23.420077	56.795142	2.0122672	35.654642	18.294059
23.430181	57.360454	2.0658903	36.233514	18.29015
23.4405	57.732863	2.069519	36.828322	18.16334
23.450228	58.10279	2.0583244	37.377735	18.076513
23.460741	58.397393	1.9728172	37.961592	17.978279
23.470247	58.520205	1.8463823	38.470035	17.829456
23.480047	58.632746	1.7268442	38.95807	17.678915
23.490126	58.59807	1.5553106	39.446966	17.464834
23.500079	58.272269	1.350425	39.900047	17.066408
23.510036	57.975835	1.1881438	40.287974	16.700841
23.520463	57.688567	1.0227238	40.651987	16.374232
23.530955	57.149207	0.84915133	40.975339	15.880518
23.540626	56.678756	0.74482488	41.205469	15.450169
23.550009	56.32072	0.6647957	41.391962	15.12744
23.560523	55.813693	0.57043257	41.568476	14.705075
23.570448	55.411813	0.51774788	41.679403	14.375796
23.580047	55.123849	0.48104	41.755212	14.152242
23.590671	54.823634	0.42449519	41.797327	13.954572
23.600235	54.596433	0.39345809	41.793019	13.821902
23.611143	54.392395	0.373562	41.761498	13.722433
23.620057	54.249797	0.34976455	41.710376	13.676711
23.630212	54.118816	0.3336867	41.625685	13.655906
23.641275	53.995926	0.32650508	41.520653	13.650793
23.650091	53.898994	0.31882229	41.430184	13.649728
23.660767	53.778492	0.31643338	41.317678	13.642575
23.670086	53.673994	0.31734603	41.220434	13.634316
23.680085	53.589506	0.32809453	41.120833	13.634566
23.690106	53.585979	0.34969215	41.027427	13.684691

23.700098	53.627471	0.36243699	40.950122	13.765085
23.710347	53.810208	0.41262872	40.8701	13.922895
23.720114	54.161532	0.46461508	40.819775	14.193288
23.730028	54.539827	0.49250208	40.800688	14.480733
23.740065	54.970021	0.53296682	40.76586	14.805291
23.75023	55.655789	0.57713141	40.718267	15.341176
23.760276	56.317447	0.60196105	40.683969	15.863885
23.77013	56.847856	0.6310279	40.6337	16.294519
23.780208	57.601387	0.66878965	40.553305	16.927094
23.790165	58.296883	0.69392005	40.477201	17.525309
23.800103	58.722769	0.71440145	40.396689	17.925649
23.810145	59.235428	0.73605363	40.294559	18.424861
23.820282	59.557683	0.74553965	40.198645	18.782717
23.830037	59.643044	0.74558694	40.112628	18.956219
23.840985	59.544392	0.73140607	40.018068	19.014833
23.850044	59.359586	0.71759674	39.938534	18.984228
23.860405	59.127156	0.700535	39.848288	18.931057
23.870832	58.669217	0.66066068	39.771556	18.697824
23.88026	58.18436	0.62955331	39.694881	18.425363
23.890061	57.786397	0.6082386	39.604972	18.22499
23.900035	57.273415	0.56727829	39.524539	17.942895
23.910243	56.673527	0.53122883	39.432078	17.600636
23.920309	56.201291	0.51188462	39.326538	17.357228
23.930143	55.65615	0.4762544	39.239151	17.067575
23.940195	54.914608	0.44154533	39.162863	16.621077
23.950052	54.249836	0.42504098	39.079475	16.226137
23.960011	53.498209	0.39528246	39.040593	15.754412
23.970097	52.582136	0.36825412	39.026256	15.137901
23.980135	51.811049	0.35659131	39.005131	14.628624
23.990138	51.177123	0.3347915	38.995537	14.228017
24.000014	50.571957	0.31156539	38.986866	13.845073
24.010275	50.043574	0.30035152	38.96435	13.524414
24.020625	49.59869	0.28514202	38.943141	13.276236
24.030318	49.186011	0.2704952	38.921679	13.050183
24.041054	48.782873	0.26403269	38.889977	12.84318
24.050196	48.480341	0.2582034	38.865362	12.704622
24.06098	48.10606	0.24813637	38.845422	12.531491
24.071002	47.760259	0.2429691	38.82891	12.368846
24.080186	47.470211	0.2380003	38.819094	12.239982
24.090585	47.101555	0.22886976	38.823443	12.056982
24.101517	46.743789	0.22520181	38.823803	11.886804
24.110543	46.490586	0.22406399	38.815197	11.782114
24.120242	46.31246	0.22105111	38.77579	11.757673
24.130151	46.212139	0.21808674	38.713796	11.805675
24.140459	46.135073	0.21529473	38.644605	11.878442
24.150192	46.047901	0.20554951	38.571548	11.938895
24.16041	45.903274	0.19791194	38.493337	11.957754
24.170416	45.730351	0.1949685	38.415114	11.950003
24.180395	45.503002	0.18718838	38.349419	11.892745
24.190125	45.25313	0.18355222	38.28435	11.812633
24.200167	45.005233	0.18277855	38.215447	11.737393
24.21	44.779403	0.18265065	38.146754	11.680541
24.220377	44.560017	0.18247989	38.075404	11.636121
24.230071	44.36847	0.18253123	38.010222	11.603564
24.240195	44.167313	0.17967912	37.953384	11.559517
24.250162	43.944432	0.17651473	37.907247	11.485654
24.260123	43.719126	0.17530664	37.862801	11.406121
24.270403	43.537658	0.18084236	37.802978	11.35738

24.280182	43.481759	0.1927762	37.723957	11.399194
24.290462	43.539334	0.20158711	37.635411	11.535502
24.300009	43.667666	0.22108102	37.534335	11.709477
24.31029	44.144394	0.27223085	37.391861	12.136572
24.32011	44.892282	0.31769398	37.28029	12.746996
24.33024	45.746241	0.38610441	37.176754	13.385094
24.340008	47.254669	0.55046217	37.095208	14.409101
24.350035	49.162114	0.69363712	37.097427	15.68742
24.36013	50.725431	0.80180497	37.155229	16.672318
24.370086	52.648664	1.0102763	37.204244	17.866783
24.380519	54.850943	1.2193247	37.309153	19.244698
24.390478	56.251621	1.3620576	37.464345	20.015778
24.400051	57.459287	1.509047	37.62024	20.642425
24.410386	58.518114	1.6209479	37.816309	21.146689
24.420385	59.1907	1.6889408	38.027583	21.375487
24.430431	59.490701	1.6895417	38.264048	21.353147
24.440271	59.35016	1.6336875	38.522112	21.022418
24.450053	59.185202	1.5745655	38.770119	20.683976
24.460307	58.610969	1.4391356	39.08195	20.061406
24.470232	57.592426	1.273625	39.401826	19.117794
24.480155	56.837424	1.1460748	39.677225	18.383827
24.490102	56.241036	1.0047565	39.940472	17.814006
24.500057	55.505056	0.8622579	40.172447	17.162138
24.510153	54.958964	0.76900655	40.342388	16.666128
24.520619	54.597207	0.68594016	40.464868	16.356453
24.530737	54.3171	0.60738576	40.521432	16.160326
24.540104	54.152434	0.56461514	40.524008	16.067232
24.550799	53.998721	0.52187939	40.490136	16.022249
24.560257	53.849472	0.47252105	40.418697	16.013961
24.570081	53.630897	0.43885695	40.313026	15.962199
24.580897	53.352858	0.40849668	40.182732	15.882788
24.590195	52.944595	0.3691437	40.065429	15.68827
24.600567	52.435162	0.34371177	39.914402	15.427284
24.61042	52.016519	0.33055724	39.763375	15.231857
24.620197	51.535542	0.30983295	39.625475	14.986438
24.630075	51.032389	0.29734265	39.485286	14.721628
24.640559	50.585348	0.29315388	39.333473	14.504888
24.650434	50.215778	0.29090574	39.201314	14.328504
24.660635	49.908082	0.29409022	39.069948	14.191367
24.670183	49.684591	0.29737576	38.951571	14.107968
24.68045	49.578176	0.31457754	38.825897	14.094747
24.690414	49.610334	0.33845449	38.717781	14.16484
24.700323	49.678168	0.35176251	38.629405	14.254575
24.710194	49.883886	0.40075832	38.55018	14.400604
24.72029	50.26159	0.45383652	38.506897	14.646919
24.730226	50.634225	0.48063607	38.499937	14.88254
24.740179	51.009065	0.51849812	38.502171	15.096584
24.75021	51.450965	0.55839047	38.525554	15.348552
24.760045	51.837632	0.58021	38.571256	15.556769
24.770452	52.201485	0.60687433	38.622209	15.729174
24.780317	52.651625	0.63716966	38.670227	15.965449
24.790126	53.114037	0.65557238	38.724873	16.212685
24.800117	53.518402	0.66812231	38.779247	16.410391
24.810381	53.99666	0.67763767	38.82165	16.663122
24.820097	54.39066	0.67829767	38.859687	16.860247
24.830646	54.69337	0.67110335	38.897435	16.981704
24.840205	54.905968	0.65237971	38.91694	17.052405
24.850317	55.106336	0.63660876	38.919305	17.11663

24.860626	55.278816	0.62744061	38.906618	17.171588
24.870179	55.491951	0.61796286	38.868894	17.30399
24.880648	55.74725	0.61037699	38.809448	17.490834
24.890178	55.909936	0.60456421	38.749525	17.615318
24.900212	56.010264	0.58626189	38.670671	17.727635
24.910058	56.05406	0.567032	38.576847	17.809479
24.920547	56.044563	0.55408179	38.466324	17.85661
24.930523	55.905321	0.52384928	38.359281	17.818743
24.940027	55.555083	0.49025301	38.261088	17.61646
24.950077	55.142734	0.47088914	38.14595	17.367277
24.960218	54.540731	0.43009235	38.064189	16.973821
24.970091	53.709683	0.39242722	37.997709	16.391874
24.9801	52.976047	0.37499415	37.916934	15.883451
24.990071	52.292937	0.34579363	37.866524	15.420413
25.000046	51.458533	0.31631041	37.839182	14.832248
25.010356	50.698652	0.30287495	37.803855	14.300914
25.020052	50.102319	0.28597278	37.787434	13.897876
25.03097	49.383274	0.26425313	37.792962	13.400219
25.040037	48.862545	0.25626847	37.794232	13.043957
25.050019	48.391142	0.24656878	37.803399	12.733274
25.06088	47.870514	0.23115975	37.834389	12.383745
25.070692	47.450717	0.22457828	37.861949	12.104504
25.080402	47.103849	0.21851912	37.893626	11.882124
25.090986	46.725823	0.20774692	37.944843	11.634422
25.100305	46.42618	0.20332536	37.990038	11.440227
25.110955	46.138789	0.20181015	38.041308	11.262659
25.120542	45.905062	0.2004812	38.094445	11.12413
25.130195	45.69965	0.20076587	38.150222	11.008643
25.140743	45.509423	0.20112287	38.212837	10.909391
25.15004	45.355917	0.2009373	38.271731	10.836566
25.160683	45.196707	0.1999276	38.340537	10.766671
25.170944	45.060555	0.19944377	38.406258	10.712772
25.180305	44.944502	0.19729076	38.463793	10.673169
25.190198	44.838266	0.19656738	38.51624	10.646728
25.200273	44.743519	0.19667127	38.566244	10.631195
25.210298	44.673773	0.19706512	38.599243	10.640049
25.220149	44.635493	0.19687998	38.617918	10.677624
25.23009	44.607402	0.19687805	38.633106	10.724759
25.24005	44.576532	0.19517146	38.649275	10.765988
25.250145	44.533063	0.19348203	38.666665	10.793403
25.260326	44.473519	0.1929719	38.684666	10.806622
25.270186	44.432962	0.19602195	38.690948	10.824409
25.280284	44.458329	0.20173094	38.675416	10.88625
25.29065	44.547479	0.20529679	38.647682	10.998106
25.300512	44.688949	0.21475341	38.600926	11.131524
25.310967	45.053186	0.24478054	38.51792	11.404774
25.320669	45.526182	0.27203693	38.46049	11.740527
25.33008	46.048362	0.32169026	38.416071	12.0646
25.340147	46.983035	0.45155168	38.41516	12.578357
25.350241	48.157195	0.55716452	38.500716	13.22031
25.360097	49.265487	0.6322376	38.624804	13.789636
25.37006	50.874634	0.78744735	38.726617	14.661912
25.380138	52.913849	0.92703624	38.862651	15.842008
25.390028	54.536543	1.0141765	39.040876	16.707712
25.400055	55.922801	1.1045998	39.227538	17.372932
25.410218	56.996918	1.1605904	39.447339	17.803758
25.420233	57.733838	1.1889219	39.681102	17.990711
25.43021	58.104847	1.1779135	39.944332	17.92615

25.440309	58.140742	1.1376353	40.232418	17.621253
25.450053	58.166951	1.1024964	40.499762	17.331038
25.460261	57.993834	1.0267103	40.812428	16.914047
25.47025	57.601843	0.94370464	41.119051	16.357062
25.480214	57.34893	0.88814995	41.391129	15.917985
25.490028	57.268433	0.84066983	41.621896	15.668462
25.500173	57.320525	0.79504518	41.81691	15.569957
25.510052	57.465924	0.76628153	41.973884	15.566396
25.520418	57.532138	0.7229126	42.130459	15.539371
25.530655	57.368015	0.66517177	42.277529	15.371713
25.540234	57.125086	0.62890022	42.395473	15.149026
25.550088	56.88458	0.59589656	42.510841	14.941554
25.560944	56.463196	0.5494098	42.644622	14.605871
25.570278	56.117236	0.52416102	42.741395	14.332134
25.580345	55.824983	0.50216678	42.835405	14.106633
25.59007	55.519342	0.47009108	42.924104	13.878703
25.600844	55.210791	0.44744746	43.002886	13.651609
25.610517	54.994918	0.43491421	43.062052	13.499243
25.620004	54.790432	0.41524645	43.114857	13.362564
25.630854	54.581647	0.40038394	43.160504	13.228561
25.641241	54.42791	0.39445823	43.193855	13.136043
25.650746	54.327363	0.3890134	43.217085	13.079761
25.660263	54.27299	0.38886321	43.233127	13.054384
25.670149	54.242606	0.39065526	43.248149	13.046006
25.68024	54.292867	0.40497951	43.254072	13.082792
25.690074	54.456097	0.43342926	43.257046	13.196139
25.700007	54.660874	0.45141795	43.275692	13.339248
25.710221	55.025475	0.51974779	43.283107	13.577276
25.720192	55.601961	0.59600723	43.314022	13.968395
25.730068	56.191959	0.63977093	43.382292	14.369113
25.740013	56.796791	0.69233696	43.435414	14.777504
25.750174	57.633959	0.74764645	43.472379	15.378539
25.760208	58.412445	0.78087077	43.519648	15.941365
25.770035	59.010526	0.80817169	43.554329	16.368003
25.780316	59.725872	0.83540073	43.563155	16.897165
25.790032	60.302287	0.85079719	43.570462	17.323765
25.800564	60.69523	0.85720653	43.57435	17.608048
25.81031	61.021295	0.84979985	43.563107	17.849986
25.820258	61.199411	0.83415222	43.547018	17.978181
25.830635	61.261042	0.80867107	43.527236	18.018344
25.840545	61.139301	0.75790512	43.503631	17.920137
25.850617	60.930198	0.71538469	43.460393	17.755537
25.860223	60.759325	0.68691556	43.408045	17.628065
25.87031	60.37916	0.64341431	43.368446	17.353674
25.880267	59.930134	0.61160977	43.323436	17.0306
25.89018	59.589374	0.59227744	43.269048	16.795787
25.90037	59.151919	0.55770219	43.230868	16.501223
25.910031	58.693547	0.52934444	43.191175	16.190618
25.920016	58.318699	0.51366769	43.138228	15.947844
25.930018	57.923951	0.48536794	43.097098	15.701299
25.940346	57.459415	0.46023795	43.054286	15.409416
25.95012	57.083593	0.44917225	43.004357	15.184024
25.960235	56.672857	0.43032865	42.968038	14.956156
25.970154	56.204203	0.41249552	42.941612	14.68916
25.980153	55.773057	0.40401077	42.910349	14.450958
25.990118	55.324548	0.38315169	42.907844	14.200126
26.000147	54.753149	0.36004711	42.927554	13.842707
26.010178	54.216877	0.34910013	42.943055	13.507098

26.020475	53.738708	0.33575728	42.970713	13.221418
26.030725	53.247811	0.32106594	43.012071	12.924293
26.040739	52.828822	0.31469122	43.047833	12.681677
26.050737	52.463819	0.30652738	43.088239	12.489457
26.060865	52.084028	0.29360366	43.139669	12.292671
26.070244	51.747121	0.28605684	43.18643	12.120116
26.080163	51.426242	0.2775541	43.23915	11.966531
26.090364	51.06377	0.26113891	43.308041	11.780572
26.100607	50.712137	0.25208233	43.372789	11.600715
26.11002	50.424063	0.24683083	43.428727	11.463825
26.120072	50.125941	0.23477065	43.48882	11.327138
26.130454	49.840754	0.22691066	43.541357	11.204367
26.140126	49.60235	0.22356553	43.584502	11.112327
26.150326	49.36864	0.21484237	43.621133	11.034668
26.160173	49.163752	0.20979793	43.643133	10.979804
26.170009	48.976493	0.20801257	43.659675	10.939591
26.180072	48.798268	0.20205251	43.666414	10.914651
26.190237	48.624251	0.19635781	43.667063	10.89451
26.200055	48.45828	0.19440683	43.664576	10.875651
26.21024	48.277634	0.18728159	43.670409	10.843212
26.220057	48.088056	0.18167979	43.678635	10.793609
26.230142	47.891776	0.17985355	43.685006	10.739772
26.240196	47.698659	0.17584725	43.698103	10.68333
26.250072	47.503921	0.17226568	43.716227	10.61825
26.260441	47.305142	0.17102454	43.73524	10.552391
26.270274	47.133484	0.17228153	43.751374	10.499978
26.280187	46.98407	0.17646762	43.76376	10.462229
26.290127	46.858769	0.17984107	43.775415	10.443123
26.300154	46.759956	0.18902355	43.781488	10.437977
26.310956	46.740736	0.2156722	43.780056	10.480285
26.320036	46.789951	0.23561526	43.794638	10.552813
26.330006	46.913334	0.27288255	43.817204	10.649737
26.340078	47.293494	0.36924386	43.867771	10.854128
26.350153	47.851351	0.44448794	43.986344	11.152655
26.360293	48.468859	0.50192553	44.139605	11.472173
26.370016	49.351549	0.6284467	44.282586	11.938005
26.380182	50.507254	0.74422161	44.47933	12.584409
26.390276	51.606458	0.81514104	44.718745	13.184929
26.400036	52.709356	0.91139276	44.937658	13.77993
26.410065	53.820487	0.9809372	45.17972	14.384445
26.420121	54.717143	1.0192859	45.440679	14.82938
26.430133	55.409187	1.0307106	45.695796	15.141638
26.440172	55.885193	1.0160788	45.957494	15.30575
26.450053	56.195495	0.99947187	46.208726	15.350746
26.460284	56.270428	0.94819255	46.493368	15.23353
26.470132	56.117652	0.88605584	46.77009	14.961475
26.480254	55.96673	0.84201675	47.028053	14.691671
26.490243	55.826055	0.78242804	47.271381	14.463856
26.500059	55.638016	0.71560072	47.487219	14.225504
26.510432	55.479364	0.67031185	47.675997	14.012973
26.520501	55.324476	0.6157594	47.847082	13.833204
26.530529	55.066481	0.55122604	48.000495	13.593607
26.541051	54.794097	0.5116993	48.125645	13.345195
26.550582	54.573569	0.47715194	48.227639	13.155012
26.560009	54.303182	0.43617037	48.317824	12.938639
26.570059	54.048394	0.4114106	48.384762	12.740461
26.580626	53.83332	0.39286739	48.436538	12.584728
26.590173	53.651052	0.36828691	48.462548	12.473197

26.600197	53.492925	0.3532931	48.465106	12.390704
26.610293	53.364054	0.34661721	48.451683	12.337803
26.620056	53.286146	0.33805157	48.409265	12.345146
26.630026	53.250384	0.33352294	48.344755	12.398042
26.640081	53.220616	0.33118564	48.27499	12.458609
26.650026	53.170244	0.32463324	48.201071	12.509961
26.66026	53.080647	0.31971814	48.126774	12.53082
26.670633	52.966484	0.31855661	48.051669	12.530773
26.680223	52.846826	0.32112414	47.990062	12.509765
26.690263	52.768701	0.33536593	47.920719	12.515166
26.700266	52.727488	0.34459834	47.85885	12.546528
26.71016	52.823565	0.38404258	47.777192	12.661946
26.720092	53.088137	0.42467486	47.704629	12.896953
26.730038	53.38786	0.44476011	47.655793	13.155933
26.740222	53.684451	0.46875563	47.608248	13.394007
26.750032	53.990519	0.49133658	47.5683	13.627031
26.760488	54.271791	0.50370235	47.53842	13.836968
26.770413	54.502606	0.51600273	47.503054	13.999013
26.780054	54.790024	0.52765304	47.454506	14.202969
26.790135	55.094589	0.53333491	47.399576	14.421671
26.800568	55.352276	0.53410304	47.335756	14.603836
26.810688	55.595271	0.52968023	47.260837	14.779
26.820295	55.717844	0.52459156	47.194472	14.860141
26.830137	55.764509	0.51931586	47.134727	14.881724
26.840397	55.633555	0.50876137	47.101739	14.759049
26.850035	55.439502	0.50081586	47.079486	14.585496
26.860132	55.268316	0.4931271	47.058804	14.429907
26.870595	55.027789	0.47437016	47.058771	14.218998
26.880031	54.794137	0.46028853	47.059751	14.014839
26.890194	54.59584	0.45157185	47.054112	13.839927
26.900344	54.4069	0.43539244	47.048093	13.688679
26.910139	54.248719	0.42310886	47.029011	13.576344
26.920005	54.129811	0.41691187	47.000712	13.499957
26.930412	54.005868	0.40247	46.958222	13.454316
26.94003	53.896493	0.39079582	46.905389	13.430314
26.950001	53.790991	0.3853637	46.842339	13.413463
26.960149	53.670564	0.37504621	46.772636	13.398897
26.970075	53.537578	0.36525003	46.695959	13.380825
26.980032	53.401586	0.36082675	46.61293	13.361514
26.990277	53.220125	0.34859775	46.532874	13.323644
27.000436	52.973802	0.33518872	46.452803	13.244498
27.010287	52.725446	0.32922403	46.369132	13.161299
27.02051	52.438678	0.31497572	46.295805	13.061011
27.030688	52.050367	0.2957288	46.238885	12.881809
27.040869	51.638785	0.28581169	46.180071	12.680528
27.050887	51.248829	0.27255292	46.134037	12.496465
27.06094	50.800193	0.25643982	46.10314	12.263947
27.070484	50.403979	0.2497514	46.067789	12.066314
27.080718	50.027585	0.24420024	46.028658	11.896953
27.090054	49.696131	0.23592158	45.995502	11.758429
27.100528	49.34916	0.23033847	45.955862	11.622968
27.110764	49.04246	0.22479694	45.919972	11.514867
27.120587	48.726597	0.21249382	45.899704	11.388948
27.130257	48.413675	0.20484145	45.880008	11.258478
27.14036	48.11094	0.20074301	45.858191	11.139771
27.150295	47.80683	0.19055044	45.85156	11.011069
27.160197	47.505137	0.18412166	45.848189	10.879366
27.170037	47.228685	0.1818281	45.843352	10.765675

27.180047	46.9527	0.17527265	45.852054	10.650313
27.190075	46.68303	0.1710269	45.866798	10.534996
27.200221	46.43185	0.16981853	45.881489	10.433597
27.21002	46.203588	0.1671677	45.90686	10.342018
27.220194	45.976548	0.16531513	45.941719	10.24894
27.230085	45.772408	0.16489702	45.977024	10.169535
27.240146	45.581935	0.16467471	46.019258	10.098322
27.250108	45.404807	0.16477053	46.068185	10.032185
27.260166	45.239024	0.16498233	46.119865	9.9738273
27.27003	45.095792	0.17162911	46.161679	9.9311252
27.28003	44.984911	0.18546363	46.189482	9.9177652
27.290515	44.906156	0.19527136	46.216326	9.9366156
27.300615	44.870391	0.21614149	46.224193	9.9811772
27.310443	44.95745	0.2564928	46.21136	10.107193
27.320534	45.155813	0.28759865	46.223297	10.302978
27.33024	45.439644	0.33220753	46.244703	10.518071
27.340163	46.011112	0.43864684	46.292742	10.851311
27.350212	46.760499	0.52491073	46.409724	11.272749
27.360208	47.519821	0.59068128	46.564576	11.675394
27.370142	48.525767	0.73539014	46.725696	12.184195
27.380087	49.682071	0.86732383	46.942154	12.778772
27.390066	50.730375	0.95258928	47.208092	13.284076
27.400047	51.790415	1.0596777	47.474433	13.773186
27.410728	52.859638	1.1346403	47.781657	14.257468
27.420382	53.648439	1.1707693	48.075008	14.567397
27.430041	54.267999	1.165648	48.365395	14.776849
27.440055	54.731847	1.1309312	48.661252	14.882286
27.450057	55.081963	1.0988971	48.940598	14.909663
27.46008	55.250607	1.0306419	49.224726	14.837137
27.470259	55.228726	0.94529532	49.501132	14.641673
27.480029	55.188148	0.88772388	49.732714	14.445816
27.490072	55.071456	0.80862821	49.97519	14.217761
27.50003	54.785769	0.72161558	50.209873	13.877263
27.510177	54.510757	0.66597059	50.411117	13.546974
27.520367	54.262831	0.60847941	50.60698	13.26029
27.530262	53.931497	0.54576799	50.795853	12.927364
27.540336	53.626618	0.50816365	50.959594	12.617802
27.550133	53.382915	0.47619949	51.110908	12.372186
27.560244	53.085692	0.43369265	51.270401	12.096521
27.570113	52.828787	0.40924318	51.405212	11.856108
27.580902	52.607633	0.38831645	51.54127	11.646553
27.590964	52.400411	0.36066556	51.662595	11.457679
27.600557	52.238621	0.34701614	51.758471	11.309118
27.610189	52.113955	0.34450558	51.83551	11.197636
27.6203	52.056604	0.34853563	51.870128	11.174549
27.630424	52.075772	0.35353495	51.876941	11.236362
27.640056	52.12242	0.35533582	51.880084	11.32311
27.650276	52.17933	0.35471225	51.860716	11.448298
27.660404	52.225904	0.35242465	51.838035	11.566959
27.670471	52.241106	0.35197024	51.814934	11.658049
27.680335	52.233794	0.35485986	51.795266	11.718082
27.690242	52.234581	0.36690383	51.775788	11.771311
27.700081	52.23426	0.37466344	51.76433	11.819489
27.710223	52.309323	0.4092677	51.75049	11.892151
27.72018	52.465695	0.44580108	51.756532	12.005191
27.730226	52.636602	0.46446966	51.786089	12.124418
27.740258	52.84124	0.49024822	51.812076	12.251079
27.750116	53.106041	0.51518688	51.83871	12.416101

27.760318	53.375574	0.52852303	51.876378	12.582325
27.770106	53.608797	0.539616	51.910355	12.717019
27.780106	53.860109	0.55079116	51.938774	12.863571
27.790356	54.091129	0.55656707	51.969926	12.99462
27.800021	54.273461	0.56050655	51.996792	13.091472
27.810189	54.467323	0.5658145	52.014631	13.19855
27.821192	54.67275	0.5696788	52.029403	13.314503
27.830711	54.82273	0.57212896	52.037301	13.396261
27.840253	54.987394	0.57370343	52.033317	13.497291
27.8501	55.130844	0.57142225	52.027925	13.58479
27.860344	55.227592	0.56295939	52.028118	13.638342
27.870249	55.161033	0.53526371	52.05005	13.569333
27.880559	54.989909	0.51073086	52.071323	13.41774
27.890087	54.838935	0.49666156	52.083872	13.285237
27.900431	54.592977	0.46611439	52.120795	13.082151
27.910549	54.309189	0.44260888	52.158039	12.849654
27.920344	54.078174	0.43118661	52.185049	12.659853
27.930011	53.827648	0.40962342	52.230003	12.461327
27.940272	53.555332	0.39058656	52.274487	12.249118
27.950403	53.335243	0.38202044	52.307088	12.079687
27.960285	53.134351	0.36328312	52.336437	11.941416
27.970027	52.939151	0.34507083	52.355384	11.816385
27.980107	52.761375	0.33656232	52.362775	11.707514
27.99015	52.567352	0.31792433	52.38385	11.595739
28.000057	52.327225	0.29924781	52.412014	11.448765
28.010304	52.083557	0.29088046	52.434377	11.299568
28.020452	51.854137	0.27963829	52.463975	11.165651
28.031126	51.597877	0.26622417	52.502508	11.012591
28.040773	51.386475	0.26094097	52.53149	10.889452
28.050641	51.192707	0.25389536	52.561412	10.783311
28.060136	51.013723	0.24542248	52.586111	10.688676
28.070234	50.850221	0.24146176	52.59969	10.612282
28.080411	50.706485	0.2382195	52.602344	10.556481
28.090002	50.599917	0.23192129	52.577695	10.539344
28.100734	50.504853	0.22738822	52.530855	10.546415
28.11023	50.42723	0.22408439	52.482778	10.56099
28.12006	50.349746	0.21572069	52.414517	10.588587
28.130089	50.271625	0.21031737	52.329904	10.622777
28.140075	50.188321	0.20815718	52.238413	10.654401
28.150175	50.112065	0.20298699	52.121119	10.703001
28.160156	50.054042	0.20004606	51.981935	10.772151
28.170225	49.996053	0.19898037	51.834721	10.844241
28.180394	49.951845	0.19479785	51.660529	10.936381
28.190393	49.905509	0.19004804	51.479364	11.027986
28.200173	49.837989	0.18822487	51.300525	11.09965
28.210281	49.724816	0.18104443	51.126425	11.135824
28.220031	49.56917	0.1755115	50.962515	11.130059
28.23033	49.382765	0.17364466	50.788571	11.105486
28.240163	49.201183	0.17124235	50.624502	11.07628
28.250004	49.01836	0.16942858	50.46125	11.043078
28.260006	48.837195	0.16892663	50.295895	11.011714
28.270488	48.668923	0.17479395	50.119397	10.991372
28.280043	48.557818	0.1864589	49.957925	11.001249
28.290915	48.471718	0.19545853	49.784671	11.040329
28.300182	48.429724	0.21397857	49.638449	11.085737
28.310367	48.489684	0.25701893	49.493638	11.189079
28.320325	48.627019	0.29174261	49.394499	11.324606
28.330146	48.825099	0.34255718	49.321057	11.458579

28.340025	49.264646	0.46480748	49.308082	11.66823
28.350404	49.876865	0.57086784	49.387457	11.950818
28.360281	50.489567	0.6546101	49.50501	12.211831
28.370261	51.50496	0.84994312	49.620611	12.689989
28.380132	52.806269	1.0364139	49.790756	13.362497
28.390259	54.038215	1.1700687	50.026496	13.969898
28.40037	55.266053	1.3358457	50.268826	14.55314
28.410048	56.322801	1.4580163	50.536524	15.033158
28.420261	57.191169	1.5446744	50.84864	15.359358
28.430115	57.820712	1.5924923	51.162803	15.544783
28.4407	58.366247	1.6104877	51.501441	15.667887
28.450334	58.795124	1.6137674	51.805869	15.738339
28.460291	59.146846	1.5715746	52.112078	15.77702
28.470248	59.407689	1.4959055	52.401008	15.77541
28.480131	59.624315	1.4288262	52.661829	15.750433
28.490197	59.727295	1.326035	52.921486	15.672274
28.500004	59.655051	1.2015689	53.156364	15.490112
28.510297	59.562513	1.1002653	53.358182	15.294341
28.520364	59.462824	0.99532699	53.526667	15.132336
28.531029	59.238583	0.86719912	53.664689	14.910197
28.540803	59.046209	0.78649985	53.735091	14.728169
28.550834	58.860543	0.70898745	53.771622	14.583239
28.560621	58.602383	0.62128901	53.768075	14.417143
28.570698	58.33166	0.56405458	53.715759	14.25012
28.580104	58.108009	0.52533741	53.642411	14.127032
28.590664	57.790801	0.46761323	53.53922	13.956189
28.601026	57.480308	0.43346802	53.402454	13.79464
28.610663	57.227275	0.412563	53.25767	13.680612
28.62098	56.93992	0.37625083	53.08318	13.567085
28.630235	56.689902	0.35489163	52.902512	13.479105
28.640538	56.44134	0.34378775	52.689891	13.405669
28.650391	56.183923	0.3275319	52.490129	13.320359
28.660044	55.921835	0.3209925	52.29683	13.219186
28.670321	55.667043	0.32006599	52.09375	13.125195
28.680004	55.446682	0.32651573	51.926612	13.025601
28.690099	55.237996	0.34162903	51.781163	12.911882
28.700393	55.062629	0.35136227	51.653811	12.815376
28.710168	54.973019	0.38914974	51.569318	12.732828
28.720237	54.950898	0.43315215	51.531787	12.665613
28.730092	54.977793	0.45573925	51.528766	12.629569
28.740154	55.1605048495	51.497684	12.695772	
28.750098	55.616796	0.56123218	51.446979	12.979416
28.760305	56.220305	0.59451396	51.409035	13.381445
28.770037	56.81965	0.6363048	51.343396	13.782275
28.781022	57.804851	0.70014285	51.213512	14.490896
28.790165	58.672303	0.73691259	51.109183	15.12509
28.800389	59.463846	0.7766266	50.979636	15.695817
28.810168	60.3532	0.82098576	50.823983	16.358997
28.820126	61.011129	0.84465545	50.685875	16.845494
28.830165	61.367935	0.85279288	50.564967	17.100577
28.840759	61.437353	0.84379963	50.462026	17.136827
28.850748	61.338648	0.8298716	50.375756	17.045233
28.860483	61.221851	0.81318805	50.300316	16.945825
28.870309	60.862869	0.77438813	50.263373	16.667409
28.880181	60.399202	0.73818788	50.2345	16.308971
28.890251	60.031754	0.71191854	50.19741	16.029807
28.900067	59.5844	0.66383611	50.18629	15.705447
28.910285	59.07701	0.61726585	50.167612	15.342941

28.920459	58.681497	0.59027602	50.128819	15.07118
28.930375	58.279931	0.54546758	50.094955	14.817868
28.940319	57.872621	0.50829882	50.040024	14.575854
28.950312	57.539554	0.49014048	49.963291	14.396278
28.960319	57.221658	0.46120861	49.873555	14.26759
28.970137	56.905445	0.43440915	49.767483	14.159133
28.980025	56.608539	0.42155643	49.645514	14.068432
28.990092	56.253431	0.39762554	49.54021	13.943606
29.000297	55.764949	0.37283712	49.446858	13.712757
29.010406	55.282972	0.36177057	49.348348	13.481125
29.020302	54.858942	0.34785242	49.25419	13.295598
29.030915	54.417006	0.32943518	49.147395	13.109382
29.041651	54.036002	0.32043236	49.022751	12.974106
29.050188	53.765622	0.30832948	48.918452	12.897093
29.060981	53.429811	0.28643592	48.773757	12.809921
29.070147	53.131508	0.27598966	48.643955	12.723719
29.080138	52.814532	0.26619099	48.505596	12.635737
29.090896	52.399404	0.24872752	48.372568	12.477286
29.100536	52.028712	0.24130495	48.247204	12.334542
29.1104	51.688485	0.2385158	48.108046	12.221926
29.120239	51.445641	0.2342772	47.934478	12.201242
29.130877	51.285528	0.2319167	47.718331	12.27079
29.140099	51.169165	0.23193785	47.521784	12.352125
29.150403	51.143444	0.23315488	47.247456	12.554226
29.160537	51.250237	0.23700107	46.936366	12.881168
29.170317	51.346552	0.2401828	46.628294	13.196301
29.180164	51.603578	0.25186324	46.241073	13.68936
29.19019	52.066276	0.26008152	45.815061	14.377979
29.200353	52.38328	0.26349046	45.388729	14.956856
29.210109	52.455377	0.26790006	44.97656	15.347844
29.220317	52.372364	0.27096801	44.550889	15.637479
29.230087	52.155387	0.27215715	44.153543	15.801094
29.240226	51.844004	0.27075849	43.749264	15.88672
29.250156	51.481178	0.2675015	43.364222	15.906786
29.260639	51.037719	0.26564162	42.967507	15.869414
29.270654	50.634814	0.26891377	42.599878	15.827025
29.280791	50.263047	0.27791869	42.24107	15.789817
29.290693	49.971739	0.28446492	41.903361	15.801473
29.300028	49.76984	0.30126634	41.585895	15.849647
29.310309	49.858759	0.34943657	41.238843	16.099509
29.320097	50.206796	0.39651291	40.943278	16.506033
29.330484	50.619181	0.46816159	40.653824	16.901709
29.340632	51.685709	0.63239417	40.40969	17.654875
29.35034	52.955527	0.76609373	40.257463	18.517107
29.360195	53.94345	0.87458119	40.152753	19.132286
29.370179	55.578232	1.0892691	40.040007	20.166613
29.380069	57.362393	1.2964706	39.981343	21.293846
29.390379	58.572234	1.4524436	39.982504	21.965769
29.400263	59.573455	1.6062407	40.000362	22.483578
29.410093	60.358768	1.7132084	40.046857	22.86207
29.420035	60.86368	1.7834465	40.116353	23.03605
29.430174	61.091198	1.7887307	40.205048	23.050576
29.440332	61.047409	1.7414836	40.30552	22.890965
29.450161	60.988916	1.6911124	40.393805	22.734693
29.46011	60.695413	1.5770381	40.498234	22.443785
29.47016	60.035358	1.4218492	40.605076	21.898204
29.480085	59.491303	1.2967129	40.674231	21.448228
29.490001	58.788433	1.1419501	40.763719	20.911724

29.500236	57.487609	0.96843017	40.862276	19.925794
29.51029	56.464609	0.85336717	40.904008	19.156184
29.520471	55.705276	0.74983591	40.924184	18.617326
29.530739	54.747306	0.64706854	40.931068	17.937287
29.540053	53.995804	0.59100109	40.899487	17.411618
29.550223	53.370098	0.5411485	40.854579	16.99762
29.560069	52.596945	0.4841571	40.819095	16.467013
29.570298	51.880441	0.45020302	40.757182	15.980461
29.580699	51.352819	0.42657506	40.681157	15.643758
29.591071	50.852107	0.3946904	40.601934	15.326136
29.60106	50.439652	0.37732408	40.508962	15.073623
29.610408	50.140199	0.36608145	40.41691	14.90709
29.620117	49.80615	0.34477507	40.324026	14.718807
29.630726	49.442785	0.33016396	40.213456	14.514263
29.640717	49.163412	0.32730459	40.102786	14.370345
29.650312	48.95371	0.33254489	39.999985	14.277809
29.660446	48.814975	0.34658645	39.899853	14.242572
29.670491	48.725906	0.35675895	39.812592	14.241746
29.680024	48.740542	0.39190944	39.73724	14.307724
29.690009	48.908562	0.43633104	39.683118	14.473733
29.700333	49.121513	0.46206607	39.658506	14.666581
29.710179	49.492268	0.53248992	39.640344	14.919
29.72023	50.08983	0.61032159	39.660787	15.309832
29.730118	50.661775	0.6540082	39.722994	15.675213
29.740152	51.200656	0.70619831	39.78811	15.998108
29.750011	51.868966	0.75961804	39.85718	16.421806
29.760201	52.490159	0.79376801	39.946973	16.808716
29.770185	52.977091	0.82445502	40.033173	17.093208
29.780323	53.564018	0.85792175	40.110568	17.45982
29.790178	54.073545	0.87880026	40.190487	17.772677
29.800427	54.452475	0.89214051	40.270563	17.984618
29.810243	54.836139	0.89423291	40.338038	18.212551
29.820142	55.023741	0.88319891	40.410247	18.288357
29.830567	55.079387	0.85955505	40.492925	18.258972
29.84038	54.80012	0.80888555	40.589792	17.968269
29.850882	54.424997	0.76398675	40.679384	17.596194
29.860325	54.208697	0.73375018	40.745167	17.362517
29.870036	53.91808	0.68631458	40.813494	17.081854
29.880335	53.602461	0.64607155	40.866124	16.785682
29.890527	53.394974	0.6199474	40.900672	16.58134
29.900436	53.08803	0.57374483	40.938315	16.32035
29.910639	52.722278	0.53469014	40.95669	16.022751
29.920399	52.4603	0.51498023	40.953209	15.81154
29.930159	52.219049	0.48140544	40.93808	15.64232
29.940496	51.943368	0.45014822	40.903421	15.458696
29.950247	51.719486	0.43628054	40.854286	15.315427
29.960223	51.440874	0.40987107	40.811574	15.140345
29.97028	51.072689	0.38552391	40.764683	14.898043
29.980145	50.741516	0.37497122	40.707043	14.683547
29.990039	50.418291	0.35373032	40.655633	14.487302
30.000284	50.028002	0.33096712	40.595941	14.248044
30.010362	49.690412	0.321145	40.5227	14.051202
30.020206	49.412917	0.30830143	40.444204	13.913103
30.030225	49.161385	0.29421637	40.346435	13.811281
30.040386	48.967535	0.28818502	40.231559	13.761865
30.050071	48.828174	0.28455096	40.104735	13.762496
30.060119	48.834813	0.28030207	39.930954	13.90916
30.070035	48.965567	0.27924842	39.733589	14.164211

30.080182	49.070788	0.27766467	39.520143	14.409606
30.090355	49.263077	0.27172174	39.268935	14.746972
30.100141	49.37871	0.26662407	39.020092	15.020478
30.110198	49.352954	0.26059506	38.768896	15.187529
30.120378	49.085347	0.24389445	38.526715	15.166135
30.130901	48.676491	0.23309538	38.273334	15.037712
30.140034	48.330161	0.22845137	38.052388	14.932283
30.150503	47.896621	0.2151671	37.805983	14.784153
30.160182	47.47583	0.20725559	37.576937	14.630726
30.170657	47.062999	0.2038302	37.329006	14.496362
30.18027	46.672978	0.19485291	37.110136	14.363562
30.190689	46.269382	0.18751506	36.866167	14.231978
30.200326	45.946684	0.18512531	36.637443	14.148655
30.210692	45.626678	0.17472362	36.392017	14.071659
30.220139	45.330209	0.16724658	36.16426	13.99243
30.230054	45.026147	0.16479876	35.923355	13.913302
30.240468	44.705978	0.16162471	35.67978	13.828522
30.250104	44.381974	0.15993883	35.462764	13.726688
30.260582	44.043119	0.1597353	35.231864	13.624191
30.270635	43.766411	0.16461926	35.015013	13.556457
30.280802	43.55711	0.17378355	34.805741	13.529507
30.290526	43.412659	0.17904427	34.617231	13.539386
30.300469	43.319066	0.19348427	34.431307	13.568394
30.31012	43.365455	0.22599273	34.272752	13.657428
30.320195	43.525	0.25598235	34.150227	13.800299
30.330256	43.757834	0.30241812	34.056008	13.940305
30.340043	44.305931	0.40830493	34.035392	14.193623
30.350172	45.086237	0.49518289	34.101674	14.562379
30.360312	45.877166	0.56685518	34.206701	14.911563
30.370119	47.282799	0.73549374	34.309626	15.671398
30.380213	49.248615	0.89779595	34.474467	16.838205
30.390064	50.806413	1.0004805	34.69222	17.698808
30.400048	52.209666	1.1288526	34.924451	18.427507
30.410532	53.399035	1.2227826	35.208482	18.987942
30.420033	54.122845	1.2728209	35.488602	19.232104
30.430488	54.541845	1.2874942	35.822988	19.239043
30.440082	54.601015	1.2691546	36.149353	19.014669
30.450254	54.633781	1.245369	36.488619	18.76411
30.460182	54.433852	1.1794801	36.847885	18.377602
30.47006	53.930818	1.0915491	37.212738	17.779643
30.480172	53.538052	1.0233331	37.554768	17.270201
30.490064	53.175679	0.93293155	37.891527	16.828503
30.500062	52.593574	0.82923704	38.221521	16.238289
30.510268	52.102613	0.75937967	38.512418	15.722893
30.520558	51.699802	0.68415618	38.792917	15.303848
30.530008	51.180117	0.60585517	39.040567	14.81802
30.540691	50.65345	0.55199903	39.278161	14.319566
30.550449	50.282636	0.50921665	39.479933	13.963105
30.560484	49.834057	0.45655145	39.68198	13.552169
30.57008	49.459065	0.42772444	39.848966	13.202869
30.580422	49.159779	0.40606198	40.015617	12.913849
30.590436	48.862955	0.37624202	40.176327	12.632307
30.600308	48.616422	0.35983657	40.317587	12.391641
30.610542	48.434891	0.35130772	40.451064	12.203365
30.620642	48.311066	0.33874204	40.569072	12.067825
30.630133	48.242738	0.33152827	40.665321	11.982281
30.6406	48.21	0.33038867	40.760816	11.922304
30.650093	48.26133	0.33526224	40.825503	11.934535

30.660298	48.411601	0.34573804	40.880738	12.023796
30.670371	48.588687	0.35279526	40.936561	12.133696
30.680041	48.851494	0.37520256	40.972003	12.303377
30.690205	49.201625	0.39964057	41.022119	12.525543
30.700412	49.520957	0.41269704	41.091112	12.716607
30.710025	49.825508	0.45033705	41.177204	12.85237
30.720138	50.153694	0.49297718	41.306583	12.965434
30.730189	50.459116	0.51522046	41.464502	13.053971
30.740092	50.830958	0.54414711	41.615122	13.162604
30.750133	51.346954	0.57155776	41.764575	13.359403
30.760109	51.894036	0.58522024	41.918648	13.580098
30.770583	52.506884	0.61241283	42.053356	13.835356
30.780223	53.296448	0.65217756	42.141134	14.259183
30.790239	54.228139	0.68396584	42.23062	14.802831
30.800618	55.073939	0.71902086	42.30772	15.294714
30.810348	56.011007	0.76019861	42.347996	15.91416
30.820183	56.829765	0.78327511	42.396796	16.4566
30.830488	57.399933	0.79454386	42.45172	16.816274
30.840337	57.800424	0.79678057	42.492466	17.083051
30.850368	58.078927	0.79351018	42.528853	17.268359
30.860528	58.235443	0.78424513	42.564736	17.367761
30.870883	58.208214	0.75389351	42.599809	17.349916
30.880528	58.08641	0.72655263	42.62108	17.267025
30.890023	57.968174	0.70451331	42.636586	17.191421
30.900123	57.497445	0.6461431	42.691316	16.853971
30.910346	56.756937	0.59011605	42.756171	16.301577
30.920065	56.170882	0.56042912	42.79945	15.867011
30.930325	55.441162	0.50684786	42.888442	15.321
30.940297	54.662069	0.46313825	42.978697	14.727089
30.950185	54.051897	0.4428357	43.048081	14.263359
30.960269	53.492169	0.40720475	43.137891	13.839744
30.970152	52.956605	0.37749114	43.22285	13.429441
30.980194	52.522482	0.36483152	43.292149	13.098023
30.990038	52.194229	0.34806858	43.348288	12.864127
31	51.90564	0.33617487	43.39319	12.671583

ANNEXE 14

CERTIFICATE

This is to certify that

ZAIRI Souad

has completed the MIKE Powered by DHI training course

INTRODUCTION TO WEST

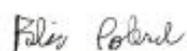
using the following software applications:

WEST

Course dates: 06/05/2020-04/06/2020

Course location: Online

Hørsholm, 25/06/2020



Fabio Polesel, Trainer



Enrico Ulisse Remigi, Trainer

The expert in **WATER ENVIRONMENTS**

Faculté des Sciences et Techniques
123 Avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES CEDEX
Tél. 05 55 45 72 00
Fax. 05 55 45 00 01



Université
de Limoges

GRESE
Groupement de Recherche
Eau Sol Environnement

Limoges, le 25 Mai 2016

Michel BAUDU
GRESE
Groupement de Recherche
Eau Sol Environnement
(EA 4330)

OBJET : Attestation

Tél. 05 55 45 72 04
Fax 05 55 45 72 03
Courriel : michel.baudu@unilim.fr
Site internet : www.unilim.fr/grese

Nous, soussignés, Professeur Michel BAUDU, Directeur du Groupement de Recherche Eau Sol Environnement EA4330 de l'Université de Limoges et Véronique Deluchat, Professeur au sein du Groupement de Recherche Eau Sol Environnement EA4330 de l'Université de Limoges,

Véronique Deluchat
GRESE
Groupement de Recherche
Eau Sol Environnement
(EA 4330)

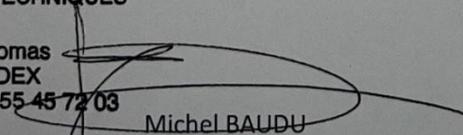
Tél. 05 55 45 74 68
Fax 05 55 45 72 03
Courriel : veronique.deluchat@unilim.fr
Site internet : www.unilim.fr/grese

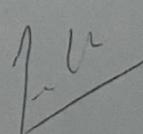
Attestent, avoir accueilli dans le laboratoire Mme Souad ZAÏRI, Maître Assistante à l'Université de l'Université Dr MOULAY Tahar Saida en Algérie au cours de la période du 16 au 26 mai. Au cours de ce séjour Mme Souad ZAÏRI a pu faire le point sur des outils de modélisation du fonctionnement de station d'épuration biologique. Ces échanges lui ont permis d'identifier les travaux à mener afin de disposer de toutes les données expérimentales nécessaires pour tester puis optimiser les modèles.

Fait pour servir et valoir ce que de droit.

UNIVERSITE DE LIMOGES
FACULTÉ DES SCIENCES et TECHNIQUES

GRESE
123, avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES CEDEX
Tél. 05 55 45 73 67 - Fax 05 55 45 72 03


Michel BAUDU
Directeur du GRESE – EA4330


Véronique Deluchat