



MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat en Hydraulique

Option : REUTILISATION DES EAUX NON CONVENTIONNELLES.

THEME :

**Etude des performances épuratoires des différents traitements de la STEP
de BARAKI en vue d'une recharge artificielle de la nappe
à partir de ces eaux épurées.**

Présenté par :

MAMERI LILIA

Devant les membres du jury

Nom et Prénoms	Grade	Qualité
DERNOUNI Youcef	M.A.A	Président
KHALED HOULI Samia	M.A.A	Examineur
BOUZIANE Omer	M.A.A	Examineur
LEULMI MEDJDOUB Sonia	MCB	Promotrice

Session Septembre 2024

Remerciement

Je souhaite adresser ma gratitude la plus sincère à LEULMI Sonia, mon encadrante exceptionnelle. Votre soutien a été une source inestimable de force tout au long de ce projet. Grâce à vos conseils judicieux, votre disponibilité et votre patience inébranlable, j'ai pu mener à bien ce travail avec confiance et clarté. Votre expertise et votre engagement ont été des piliers essentiels dans la réussite de ce mémoire.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à l'ensemble des professeurs de l'École Nationale Supérieure d'Hydraulique pour leur contribution significative à ma formation. Votre expertise et votre dévouement ont été des atouts précieux dans la réalisation de ce travail.

Je souhaite adresser mes sincères remerciements à Messieurs Ghomari et Mir. Sans leur aide et leur expertise, il m'aurait été impossible de rassembler l'ensemble des données indispensables à ce travail. Leur disponibilité et leurs conseils avisés ont été d'une grande aide tout au long de ce projet.

Je tiens à remercier chaleureusement Tarfaia Hadil et Khiter Sofian pour leur soutien inestimable. Sans eux, ce travail n'aurait jamais abouti.

Enfin, un immense merci à mes amis (Nada, Khouloud, Nihad, Hind, Fadia, Fouad, Aimen, Nadhir) pour leur soutien indéfectible, leur écoute attentive et les moments précieux de détente partagés.

DÉDICACES

À mes parents, qui ont tout sacrifié pour me permettre de réaliser mes rêves. Votre amour inconditionnel et votre dévouement ont été mon moteur tout au long de ce parcours. Je sais que je ne serais pas là où j'en suis aujourd'hui sans vous. C'est avec une immense fierté que je vous dédie ce travail, en espérant qu'il vous apporte autant de joie qu'il m'en a apporté de le réaliser.

À mon frère AKRAM, mon complice et confident de toujours. Nos éclats de rire, nos secrets partagés et nos aventures ont forgé une complicité indéfectible. Ta présence constante, que ce soit dans les moments de joie ou les périodes plus difficiles, est un véritable trésor. Merci pour tout ce que tu fais pour moi.

À toute la famille MAMERI et OUSLATI, qui a enrichi ma vie de tant de manière précieuse.

ملخص

الجزائر، التي تواجه ضغطاً مائياً متزايداً نتيجة لتضايف عدة عوامل، تسعى جاهدة لإيجاد حلول مستدامة لضمان أمنها المائي. ومن بين الخيارات المطروحة، تبرز إعادة تغذية الموارد المائية الجوفية كبديل واعد. وقد خضع خزان مياه الجوفية بميتيجة لدراسة معمقة كشفت عن ضعف الخزان. وبالنظر إلى هذه التحديات، قمنا بتقييم جدوى إعادة تغذية هذا الخزان بشكل اصطناعي من خلال مياه الصرف الصحي المعالج الخاص بمحطة معالجة المياه بباراكي. وبالتوازي مع دراسة الخزان، أجرينا تحليلاً مفصلاً لأداء محطة براقى لمعالجة المياه العادمة. وقد شمل هذا تحليل المراحل المختلفة لعملية المعالجة بالاعتماد على تحاليل فيزيائية وكيميائية وجرثومية. وقد أظهرت نتائجنا وجود نقاط ضعف على مستوى المعالجة الأولية والمعالجة الثالثة، ولضمان جودة المياه المعالجة المخصصة لإعادة تغذية خزان ميتيجة، تقترح الدراسة تحسين عملية معالجة محطة براقى بتعزيز المعالجة الأولية بمرحلة تخثر وترسيب وإضافة مرشح من الفحم النشط في المعالجة الثالثة

الكلمات المفتاحية: مياه الجوفية، تغذية اصطناعية، معالجة المياه، ميتيجة، محطة براقى، المياه المعالجة، تخثر وترسيب، الفحم النشط.

Résumé

L'Algérie subit une grave pénurie d'eau. Pour y remédier, la recharge artificielle des nappes phréatiques est envisagée. La nappe de la Mitidja, principale ressource d'Alger, est particulièrement vulnérable. Une étude a évalué la possibilité de la réalimenter avec les eaux usées traitées de la station de Baraki.

Une analyse détaillée de la station de Baraki a révélé des insuffisances au niveau du traitement primaire. Le traitement tertiaire, ne suffit pas à éliminer tous les polluants. Pour assurer la qualité de l'eau destinée à la nappe, l'étude propose d'améliorer le traitement de Baraki en renforçant la coagulation-floculation et en ajoutant un filtre à charbon actif.

Mots clés : Nappe, Eaux usées, STEP Baraki, Mitidja, Recharge artificielle, Coagulation, Floculation, filtre à charbon actif.

ABSTRACT:

Algeria is facing a severe water scarcity. To address this issue, artificial groundwater recharge is being considered. The Mitidja aquifer, the primary water resource for Algiers, is particularly vulnerable. A study has evaluated the possibility of replenishing it with treated wastewater from the Baraki wastewater treatment plant. A detailed analysis of the Baraki plant has revealed shortcomings in the primary treatment stage. While tertiary treatment is in place, it is insufficient to eliminate all pollutants. To ensure the quality of water destined for the aquifer, the study proposes improving the treatment at Baraki by strengthening coagulation-flocculation and adding an activated carbon filter.

Keywords: *Groundwater; Artificial recharge; Water treatment; Mitidja; Baraki STEP; treated water, Coagulation, Flocculation, activated charbon, Waste water.*

Tables des matières

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des planches

Introduction générale

Chapitre I : GENERALITES SUR LES EAUX USEES.....	3
I.1 Introduction.....	4
I.2 Les eaux usées.....	4
I.3 Classification des eaux usées	4
I.4 L'origine des pollutions	5
I.5 Les indicateurs de pollution des eaux usées.....	6
I.6 Normes des eaux	12
I.7 Les risques liés à la pollution des eaux	14
I.8 Notion de l'équivalent habitant.....	15
I.9 Conclusion	15
Chapitre II : RECHARGE ARTIFICIELLES DES NAPPES AQUIFERES .	16
II.1 Introduction.....	17
II.2 Désavantages de la recharge artificielle des nappes	17
II.3 Conditions favorables pour la recharge des nappes souterraines.....	18
II.4 Composants d'un système de recharge des eaux souterraines.....	18
II.5 Dispositives de la recharge artificielle des nappes souterraines	19
II.6 Sélection du système de recharge	22
II.7 L'expérience algérienne en matière de recharge de la nappe de Mitidja.....	23
II.8 La recharge artificielle des a partir des eaux usées traitées	25

II.9	Conclusion	27
CHAPITRE III : PRESENTATION DE LA STEP DE BARAKI « ALGER » 28		
III.1	Introduction :.....	29
III.2	PRESENTATION DE L'ORGANISME D'ACCUEIL « SEAAL » :.....	29
III.3	Initiation sur la STEP.....	31
III.4	Conclusion	42
CHAPITRE IV: APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI..... 43		
IV.1	Introduction.....	44
IV.2	Situation géographique de la zone d'étude	44
IV.3	Présentation des différents secteurs d'arrosage :	45
IV.4	Proposition d'un système d'arrosage :	47
IV.5	estimation des besoins en eau et dimensionnement des conduites	48
IV.6	Conclusion	50
CHAPITRE V : CARACTÉRISTIQUES DE LA ZONE D'ETUDE DE LA MITIDJA EST 51		
V.1	Introduction.....	52
V.2	Situation géographique	52
V.3	Délimitation de la zone d'étude	53
V.4	Cadre géomorphologique de la Mitidja-EST.....	53
V.5	Cadre hydrologique de la Mitidja EST	54
V.6	Cadre climatologique de la Mitidja EST.....	55
V.7	Cadre hydrodynamique de la Mitidja EST	60
V.8	Cadre hydrodynamique de la Mitidja EST	62
V.9	Les ressources en eau de la Mitidja EST	64
V.10	La production en AEP des champs de captage de la Mitidja Est.....	67

V.11	Etat actuel des eaux de la nappe de Mitidja	68
V.12	Conclusion	68

CHAPITRE VI : RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION..... 69

VI.1	Introduction	70
VI.2	Paramètres analysés	70
VI.3	La demande biologique en oxygène DBO ₅	70
VI.4	La demande chimique en oxygène DCO	77
VI.5	Matières en suspensions (MES).....	84
VI.6	Indice des boues et indice de MOHLMAN	91
VI.7	Le potentiel hydrogène (pH)	93
VI.8	La conductivité (CE).....	95
VI.9	Ammonium	97
VI.10	Nitrates	100
VI.11	Phosphore totale	104
VI.12	Les bactéries coliformes.....	108
VI.13	Impacts environnementaux des bactéries coliformes.....	109
VI.14	Entérocoques	110
VI.15	Résultats d'analyse supplémentaire	111
VI.16	Indicateurs de performance de la STEP (RATIOS).....	113
VI.17	Les différents problèmes et anomalies notés pendant la période étudiée.....	117
VI.18	Problème d'aération du bassin biologique	117
VI.19	Propositions en vue de l'amélioration de la STEP	118
VI.20	Conclusion.....	118

CHAPITRE VII : AMELIORATION DU TRAITEMENT DE LA STATION

D'EPURATION

VII.1	Introduction.....	120
-------	-------------------	-----

VII.2	coagulation floculation.....	120
VII.3	Filtration par charbon actif.....	139
VII.4	L'étude d'installation des membranes d'ultra filtration.....	145
VII.5	Conclusion	146

Conclusion générale

Références bibliographiques

Listes des tableaux :

N	Titre	Page
CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES EAUX USEES		
I.1	Les origines des différentes substances trouvées dans les eaux usées	05
I.2	La variation de la qualité d'eau en fonction de la turbidité	07
I.3	Qualité de l'eau en fonction de la DBO ₅	07
I.4	Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique	08
I.5	Coefficient de biodégradabilité	09
I.6	Les bactéries pathogènes dans les eaux usées	10
I.7	Les virus généralement présents dans les eaux usées	11
I.8	Les parasites pathogènes dans les eaux usées	11
I.9	Réglementation physico-chimique pour le rejet des eaux usées dans le milieu naturel selon l'OMS	13
I.10	Réglementation physico-chimique pour La réutilisation des eaux usées épurées en agriculture	14
I.11	Réglementation physico-chimique des eaux potables selon le journal officiel	14
CHAPITRE II : RECHARGE ARTIFICIELLE DES NAPPES AQUIFERES		
II.1	Caractéristiques des principales méthodes de recharge des aquifères	22
II.2	Avantages et inconvénients des différentes méthodes de recharge des eaux souterraines	23
II.3	Les critères appliqués à la réutilisation potable indirecte	27
CHAPITRE III : PRESENTATION DE LA STEP DE BARAKI « ALGER »		
III.1	SEAAL en chiffres	31
III.2	La station d'épuration de BARAKI en chiffres	32
III.3	Récapitulatif des données de base de la STEP	33
III.4	Caractéristiques des postes de relèvement	35
III.5	Caractéristiques des dégrilleurs	36
III.6	Caractéristiques des dessableurs/déshuileurs	37
III.7	Caractéristiques du décanteur primaire	38
CHAPITRES IV : APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI		

IV.1	Récapitulatif des différents secteurs de la zone d'étude	47
IV.2	Récapitulatif des différents échangeurs de la zone d'étude	47
IV.3	Les résultats de dimensionnement théorique	49
IV.4	Volume d'eau requis pour chaque secteur	50
IV.5	Volume d'eau requis pour chaque échangeur	51
CHAPITRE V : CARACTÉRISTIQUES DE LA ZONE D'ETUDE DE LA MITIDJA EST		
V.1	Caractéristiques des stations pluviométriques.	56
V.2	Précipitations moyennes mensuelles de Mitidja Est	57
V.3	Variation de la température à la Mitidja	57
V.4	Calcul de bilan hydrique par la méthode de Thornthwaite	59
V.5	Variation de l'humidité	60
V.6	Vitesse moyenne mensuelle des vents	60
V.7	Variation de l'insolation	61
V.8	Transmissivité de la Mitidja	61
V.9	Coefficient d'emménagement de la Mitidja	62
V.10	Coefficient d'emménagement de la Mitidja	62
V.11	Unités litho stratigraphiques du bassin de la Mitidja	64
V.12	Carte géologique de la Mitidja EST	65
V.13	Les points d'eau à la Mitidja EST	66
CHAPITRE VI : RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION		
VI.1	Analyse microbiologique des eaux filtrées de la STEP de BARAKI	110
VI.2	Analyse des Entérocoques des eaux filtrées de la STEP de BARAKI	111
VI.3	Résultats d'analyses physicochimique d'eau filtrée BARAKI.	113
CHAPITRE VII : AMELIORATION DU TRAITEMENT DE LA STATION D'EPURATION		
VII.1	Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de stokes	121
VII.2	les principaux coagulants utilisés dans le procédé de coagulation	123
VII.3	Les propriétés principales des coagulants les plus utilisés	124
VII.4	Les différents Flocculants Utilisés	126
VII.5	La granulométrie adéquate du CAG dépend de la concentration en MES en entrée de la filtration	143

Listes des figures :

N	Titre	Page
CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES EAUX USEES		
I.1	Schéma descriptif des formes d'azote	10
CHAPITRE II : RECHARGE ARTIFICIELLE DES NAPPES AQUIFERES		
II.1	Les cinq principaux composants d'un système de recharge des eaux souterraines	19
II.2	Les méthodes principales de recharge des eaux souterraines : (a) épandage en surface à l'aide de bassins d'infiltrations, (b) puits d'injection en zone vadose, et (c) puits d'injection directe dans un aquifère	20
II.3	Schéma d'un bassin d'infiltration	20
II.4	Schéma des puits d'injections dans la zone vadose	21
II.5	Bassins d'infiltration	
CHAPITRE III : PRESENTATION DE LA STEP DE BARAKI « ALGER »		
III.1	Localisation satellite de la STEP de BARAKI	30
III.2	Schéma fonctionnel du prétraitement de la STEP de BARAKI	34
III.3	Photo du poste relevage de la STEP	36
III.4	Photo des dégrilleurs de la STEP	37
III.5	Photo du dessableur de la STEP	38
III.6	Photo du décanteur primaire de la STE	39
III.7	Photo du Bassins d'Aération de la STEP.	40
III.8	Filtre à sable de la STEP	41
III.9	Photo de l'unité du traitement tertiaire de la STEP	42
CHAPITRES IV : APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI		
IV.1	Situation géographique de la zone d'étude	45
IV.2	Les zones d'arrosage par les eaux de la STEP de BARAKI	47
IV.3	Schéma descriptif du système d'arrosage	49
CHAPITRE V : CARACTÉRISTIQUES DE LA ZONE D'ETUDE DE LA MITIDJA EST		
V.2	Situation géographique de la Mitidja EST	53
V.3	Carte topographique de la Mitidja EST	54
V.4	Réseau hydrographique de la Mitidja EST	55

V.5	Histogramme des Précipitations moyennes mensuelles de Mitidja EST	57
V.6	Histogramme des températures moyennes mensuelles	58
V.7	Carte géologique de la Mitidja EST	65
V.8	Carte des ressources en eau de la Mitidja EST	68
V.9	La production annuelle moyenne des puits dans les champs de captage	68
CHAPITRE VI : RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION		
VI.1	Comparaison mensuelle de la capacité de traitement de DBO ₅ de la STEP de Baraki par rapport aux concentrations d'eaux brutes entrantes en 2023	72
VI.2	Concentrations mensuelles du DBO ₅ des eaux épurées par rapport a la capacite nominale en 2023	72
VI.3	La teneur en DBO ₅ à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023	73
VI.4	Les rendements d'élimination de la DBO ₅ décanteur primaire pendant l'année 2023.	74
VI.5	La teneur en DBO ₅ à l'entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l'année 2023	74
VI.6	La teneur en DBO ₅ à l'entrée et à la sortie du traitement tertiaire durant l'année 2023	76
VI.7	La teneur des eaux épurées en DBO ₅ par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et la réutilisation des eaux épurées en irrigation	77
VI.8	La teneur des eaux épurées en DBO ₅ par rapport aux normes de potabilité en 2023	78
VI.9	Comparaison mensuelle de la capacité de traitement de DCO de la STEP de Baraki par rapport aux concentrations d'eaux brutes entrantes en 2023	79
VI.10	Concentrations mensuelles du DCO des eaux épurées par rapport à la capacite nominale en 2023	79
VI.11	La teneur en DCO à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023	80
VI.12	Les rendements d'élimination de la DCO décanteur primaire pendant l'année 2023.	81
VI.13	La teneur en DCO à l'entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l'année 2023	82
VI.14	La teneur en DCO à l'entrée et à la sortie du traitement tertiaire durant l'année 2023	83
VI.15	La teneur des eaux épurées en DCO par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et la réutilisation des eaux épurées en irrigation	84

VI.16	La teneur des eaux épurées en DCO par rapport aux normes de potabilité en 2023	85
VI.17	Comparaison mensuelle de la capacité de traitement de MES de la STEP de Baraki par rapport aux concentrations d'eaux brutes entrantes en 2023	86
VI.18	Concentrations mensuelles du MES des eaux épurées par rapport a la capacite nominale en 2023	87
VI.19	La teneur en MES à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023	87
VI.20	Les rendements d'élimination de la MES décanteur primaire pendant l'année 2023.	88
VI.21	La teneur en MES à l'entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l'année 2023	89
VI.22	La teneur en MES à l'entrée et à la sortie du traitement tertiaire durant l'année 2023	90
VI.23	La teneur des eaux épurées en MES par rapport aux normes de rejet en milieu naturel	91
VI.24	La teneur des eaux épurées en MES par rapport aux normes de réutilisation des eaux épurées en irrigation en 2023	91
VI.25	La variation de l'indice des boues dans le bassin biologique C et le bassin biologique D	92
VI.26	La variation de l'indice de MOHLMAN dans le bassin biologique C et le bassin biologique D	93
VI.27	La variation du pH par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et la réutilisation en irrigation	95
VI.28	La variation du pH par rapport aux normes de potabilité	96
VI.29	La variation de la conductivité par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation	97
VI.30	La variation de la conductivité par rapport aux normes de potabilité	98
VI.31	La variation de l'ammonium par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation	100
VI.32	La variation de l'ammonium par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et de potabilité	99
VI.33	La teneur en nitrates à l'entrée et à la sortie de la STEP durant l'année 2023	102
VI.34	La variation de nitrates par rapport aux normes de rejet en milieu naturel	103
VI.35	La variation de nitrates par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation	104
VI.36	La variation de nitrates par rapport aux normes de potabilité	105

VI.37	La teneur en phosphore à l'entrée et à la sortie de la STEP durant l'année 2023	106
VI.38	La variation de la teneur en phosphore par rapport aux normes de rejet en milieu naturel	107
VI.39	La variation de la teneur en phosphore par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation	108
VI.40	La variation de la teneur en phosphore par rapport aux normes de potabilité	109
VI.41	Résultats d'analyses physicochimique d'eau filtrée BARAKI.	1131
VI.42	Evolution du rapport DCO/DBO ₅ à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023.	115
VI.43	Evolution du rapport MES/DBO ₅ à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023.	116
VI.44	Evolution du rapport NH ₄ ⁺ /NTK à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023.	117
VI.45	Evolution du rapport DCO/NTK à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023.	118
CHAPITRE VII : AMELIORATION DU TRAITEMENT DE LA STATION D'EPURATION		
VII.1	Représentation d'une particule colloïdale	123
VII.2	Moringa oleifera	
VII.3	Les grains de l'arbre moringa oleifera	125
VII.4	Représentation schématique d'un bassin de coagulation-bassin de floculation-décanteur	128
VII.5	Représentation schématique d'un agitateur.	132
VII.6	L'abattement de MES par le processus de coagulation floculation	138
VII.7	L'abattement de la DBO ₅ /DCO le processus de coagulation floculation	138
VII.8	L'abattement du phosphore par le processus de coagulation floculation	139
VII.9	Structure microscopique du charbon actif	140
VII.10	Charbon actif en poudre (CAP)	
VII.11	Charbon actif en grains (CAG)	141
VII.12	Principe de filtration	143
VII.13	Hauteur du lit filtrant en fonction des MES de l'affluent	144

Listes des planches :

Planche 01 : CONFIGURATION ACTUELLE DE LA STEP DE BARAKI.

Planche 02 : CONFIGURATION PROJETEE DE LA STEP DE BARAKI.

Planche 03 : PROFIL HYDRAULIQUE DE LA STATION D'EPURATION BARAKI.

Planche 04 : LES OUVRAGES D'EXTENSION.

LISTE DES ABREVIATIONS

CE : Conductivité électrique

COT : Carbone organique total

DBO : demande biologique en Oxygène

DCO : demande chimique en Oxygène

ETM : Elément trace métallique

EUT : Eaux usées traitées

MES : Matières en suspension

NT : Azote total

PH : Potentiel d'Hydrogène

ppm : Partie par million

PT : Phosphore total

REUE : Réutilisation des Eaux usées épurées

SEAAL : Société des Eaux

Introduction générale :

La gestion durable des ressources en eau constitue l'un des défis majeurs auxquels font face les sociétés modernes, particulièrement dans les régions arides et semi-arides. Le changement climatique, l'augmentation démographique et l'urbanisation rapide exercent une pression croissante sur les ressources en eau douce, rendant nécessaire l'exploration de solutions innovantes pour garantir un approvisionnement en eau fiable et durable. Dans ce contexte, la réutilisation des eaux usées épurées apparaît comme une stratégie prometteuse pour répondre aux besoins en eau tout en contribuant à la préservation des ressources naturelles.

La région de Mitidja, située dans le nord de l'Algérie, est un exemple pertinent de cette problématique. Elle souffre d'une pression hydrique accrue due à une demande en eau qui dépasse largement les disponibilités naturelles. La nappe phréatique de Mitidja, qui joue un rôle crucial dans l'approvisionnement en eau de cette région, est menacée par des phénomènes de surexploitation et de pollution. Dans ce contexte, la recharge de la nappe par des eaux usées épurées représente une alternative viable pour soutenir la gestion intégrée de l'eau et promouvoir une utilisation plus durable des ressources en eau.

La Station d'Épuration des Eaux Usées (STEP) de Baraki joue un rôle crucial dans le traitement des eaux usées de la région. Toutefois, pour que les eaux traitées puissent être utilisées pour la recharge de la nappe phréatique, il est impératif que chaque étape du traitement soit performante et que la qualité de l'eau réponde aux normes strictes requises pour cette application. Les étapes actuelles de traitement à la STEP de Baraki doivent être évaluées en profondeur pour identifier les améliorations nécessaires et pour dimensionner les traitements complémentaires afin d'atteindre les standards requis.

La problématique centrale de ce mémoire est de déterminer la performance des différentes étapes de traitement des eaux usées à la STEP de Baraki et d'identifier les améliorations nécessaires pour garantir que l'eau épurée soit adaptée à la recharge de la nappe phréatique de Mitidja. Cela implique une évaluation détaillée de chaque unité de traitement, ainsi qu'une analyse des données de qualité de l'eau à chaque étape. En outre, il est essentiel de dimensionner des traitements complémentaires pour remédier aux éventuelles insuffisances et atteindre les normes de qualité nécessaires pour la recharge.

Les résultats de cette recherche fourniront des informations précieuses pour améliorer les processus de traitement à la STEP de Baraki et pour soutenir la gestion des ressources en eau dans la région de Mitidja. En outre, cette étude pourra servir de référence pour d'autres initiatives

de réutilisation des eaux usées dans des contextes similaires, contribuant ainsi à la durabilité des ressources en eau à l'échelle régionale et nationale.

CHAPITRE I :
GENERALITES SUR LES
EAUX USEES

I.1 Introduction

Les eaux usées, qu'elles proviennent des habitations, des industries ou des établissements, sont des eaux utilisées puis rejetées après traitement. Elles contiennent divers polluants dangereux qui menacent notre environnement. Dans ce chapitre, nous explorerons les aspects essentiels liés aux eaux usées, de leur définition à leur impact sur notre écosystème.

I.2 Les eaux usées

Les eaux résiduaires ou les eaux usées sont des eaux dont la composition a été altérée par les activités humaines, les rendant impropre à leurs utilisations initiales. En générale, une eau usée représente un mélange de divers polluants (dissous ou en suspension) issues de différentes activités.[1]

I.3 Classification des eaux usées

D'après l'activité qui a entraîné la pollution des eaux, on peut identifier quatre catégories d'eaux usées :

- Les eaux domestiques ;
- Les eaux industrielles ;
- Les eaux agricoles ;
- Les eaux de ruissellement ;
- Les eaux parasites.

I.3.1 Les eaux domestiques

Cette catégorie regroupe les eaux issues des différents usages domestiques qui sont chargés en polluants organiques, on retrouve les eaux ménagères (salles de bain, cuisines ... etc.) souvent chargées en graisses, détergents, solvants, et matières organiques et les eaux des vannes, provenant des toilettes, chargées en matières organiques azotées et en germes fécales.[2]

I.3.2 Les eaux industrielles

Les eaux usées industrielles sont des eaux polluées générées par les processus industriels. Leurs caractéristiques physicochimiques varient d'une industrie à une autre, elles peuvent être chargées en matières organiques, azotées et phosphorées ainsi qu'en métaux lourds et les produits toxiques. Pour certaines industries, un prétraitement est obligatoire avant d'être rejetées dans le réseau d'assainissement. Elles sont mélangées avec les eaux usées domestiques lorsqu'elles ne présentent aucun danger pour le réseau de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations de traitement.[2]

I.3.3 Les eaux agricoles

Ce sont les eaux issues d'une utilisation faite en agriculture, elles sont chargées des polluants relativement biodégradables. Néanmoins, ces eaux peuvent être chargées en fertilisants artificielles, en pesticide et en produits phytosanitaires, dont certains peuvent présenter des risques majeurs pour l'environnement et la qualité d'eau .

I.3.4 Les eaux de ruissellement

Cette catégorie regroupe les eaux pluviales et les eaux de lavage. Au cours de leurs ruissellement, elles peuvent transporter des polluants et les matières solubles qui se déposent dans les canalisations à la moindre chute de vitesse.[3]

I.3.5 Les eaux parasites

Les eaux issues des infiltrations suite à une averse ou due à la remontée de la nappe, elles pénètrent dans le réseau d'assainissement à travers les joints mal confectionnés ou les fissures des collecteurs, leurs présences perturbent le dimensionnement et le fonctionnement des réseaux et les stations de traitement.[3]

I.4 L'origine des pollutions

Les eaux usées peuvent être polluées de différentes manières, en fonction de leur origine et de leur utilisation. Voici les principales origines des pollutions des eaux usées [4]

Tableau I.1 : Les origines des différentes substances trouvées dans les eaux usées

Substances	Origines	Effets
<ul style="list-style-type: none"> • Hydrocarbures • Essences • Huiles • Fioul. 	<ul style="list-style-type: none"> • Transports routiers industries • accidents pétroliers • fuites lors des déchargements des pétroliers • lessivage par la pluie des zones urbaines (parking, route). 	Altération des mécanismes physiologiques de tous les organismes vivants.
Métaux lourds	<ul style="list-style-type: none"> • Transports routiers ; • industries métallurgiques et pétrochimiques • peinture et carénage des bateaux 	Affectent surtout les animaux Ralentissement de la croissance Altération des organes Classement par ordre de nocivité croissante : Hg>Ag>Cu>Cd>Zn>Pb>Cr>Ni>Co
<ul style="list-style-type: none"> • Pesticides • Insecticides 	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisation domestique • agriculture 	Trouble du métabolisme et du système neurologique Altération des processus enzymatiques.

<ul style="list-style-type: none"> • Composés azotés • Composés phosphatés 	<ul style="list-style-type: none"> • Agriculture • Aquaculture • industries agroalimentaires • eaux usées domestiques 	Phénomène d'anoxie et d'eutrophisation
Détergents	<ul style="list-style-type: none"> • Eaux usées domestiques ; • Industries. 	Affectent les plantes et les algues Effet amplifié si combinaison avec des hydrocarbures
Matières en suspension (MES)	<ul style="list-style-type: none"> • Eaux usées domestiques • lessivages des sols • industries 	Diminution apport de lumière

I.5 Les indicateurs de pollution des eaux usées

Divers indicateurs permettent d'évaluer la qualité des eaux usées et le degré de leur pollution. Ces indicateurs peuvent être regroupés dans les catégories suivantes :

I.5.1 Paramètres physiques

➤ Les Matières en suspension (MES)

Les MES correspondent aux particules non dissoutes qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdale, les MES comprennent des matières minérales et/ou organiques, responsables de la turbidité et de la couleur de l'eau, susceptibles d'affecter directement l'appareil respiratoire des poissons. Les MES comportent :

- **Les matières volatiles en suspension (MVS) :**

Représentent la fraction organique de MES et sont déterminés par calcination des MES dans un four de 525°C pendant 2 heures. Elles représentent (70 - 80) % de MES.

- **Les matières minérales en suspension (MMS)**

la différence entre les matières en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS)

$$MMS = MES - MVS$$

Elles représentent donc le résidu de la calcination, et correspondent à la présence de sels. [5]

➤ La température

La température influence le fonctionnement du système d'épuration en affectant l'activité biologique, la solution des gaz et l'efficacité des traitements. Une température élevée favorise la croissance de micro-organismes nuisibles, réduit la concentration d'oxygène dissous, en

conséquence, certaines espèces ne parviennent plus à respirer et à survivre dans cet environnement, tandis que les basses températures freinent les réactions d'oxydation.[6]

I.5.2 Paramètres Organoleptiques

➤ Turbidité :

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble, elle est liée à la présence des particules non dissoutes et en suspension dans l'eau (argiles, minérale colloïdes, organique...etc.).

Tableau I.2 :La variation de la qualité d'eau en fonction de la turbidité

NTU	qualité de l'eau
< 5	Eau claire
< 30	Eau légèrement trouble
> 50	Eau trouble.

• couleur :

Une eau pure observé sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair. Une importante turbidité de l'eau entraîne une réduction de sa transparence qui réduit la pénétration du rayonnement solaire utile à la vie aquatique (photosynthèse).[7]

I.5.3 Paramètres chimiques

• Demande Chimique en Oxygène

La DCO est un autre indicateur de la pollution globale utilisé pour le suivi de la qualité des eaux. La DCO représente la quantité de matière organique oxydable présente dans l'eau. Elle permet la mesure globale des matières chimiquement oxydables présentes dans l'eau quel que soit leur origine (minérale ou organique). [8]

• Demande Biologique en Oxygène

La DBO₅ ou Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours correspond à la quantité d'oxygène requise par les micro-organismes pour oxyder la matière organique biodégradable présente dans une eau conservée à 20°C, dans les conditions obscures, pendant 5 jours. Plus la DBO₅ est élevée, plus il y a de matières organiques dans l'eau et plus l'eau est mauvaise.[9]

Tableau I.3 : Qualité de l'eau en fonction de la DBO₅ (Bremond et Vuichard, 1973).

DBO ₅	Qualité de l'eau
DBO ₅ < 1 mg/l d'O ₂	Excellente qualité
DBO ₅ = 2 mg/l d'O ₂	Bonne qualité
DBO ₅ = 3 mg/l d'O ₂	Qualité moyenne
DBO ₅ = 5 mg/l d'O ₂	Eau moyennement polluée
DBO ₅ > 10 mg/l d'O ₂	Eau polluée

- **Le potentiel Hydrogène (pH)**

Le pH est la valeur de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau exprimée par la concentration en ions H₃O⁺. Le pH de la des eaux urbaines doit être compris entre 6 et 8. Une mesure de pH, différente de la valeur habituelle peut être l'indice d'une pollution industrielle. Le pH dans un bassin biologique doit être compris entre 6,5 et 8,5 au-delà de ces valeur, l'activité biologique décroît. [6]

- **Conductivité électrique**

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement et de manière approximative la minéralisation globale de l'eau. Donc elle est due à la présence des ions mobiles dans un champs électrique, elle dépend de la concentration et la nature de ces ions.

Tableau I.4 : Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique.

Conductivité électrique	Taux de minéralisation
CE < 100 μS/cm	Minéralisation très faible
100 < C.E < 200 μS/cm	Minéralisation faible
200 < C.E < 333 μS/cm	Minéralisation moyenne
333 < C.E < 666 μS/cm	Minéralisation moyenne accentuée
666 < C.E < 1000 μS/cm	Minéralisation importante
C.E > 1000 μS/cm	Minéralisation élevée

- **Oxygène dissous**

Un composé essentiel qui permet la vie de la faune, il conditionne les réactions biologiques dans l'écosystème et la dégradation de la matière organique. Il est issu de la dissolution de

l'oxygène de l'atmosphère et de la photosynthèse et dépend de la température, la pression atmosphérique et de la salinité du milieu.[10]

- **Le rapport de biodégradabilité :**

Le rapport entre le DCO et le DBO₅ représente la capacité des matières à être décomposées ou dégradées par les microorganismes (bactéries, champignons...), il aide à faire des choix de traitement à adapter dans la station de traitement.

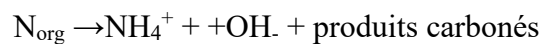
Tableau I.5 : Coefficient de biodégradabilité (Rodier, 1996)

DCO /DBO ₅	La capacité de biodégradabilité
DCO /DBO ₅ <2	L'eau facilement biodégradable par voie biologique
2<DCO /DBO ₅ <3	L'eau est moyennement biodégradable par voie biologique
DCO /DBO ₅ >3	L'eau est difficilement biodégradable par voie biologique voire impossible

- **l'azote :**

L'azote peut se trouver sous forme réduite (ammoniacal NH₄⁺, organique N), moléculaire (azote dissous) ou oxydée (NO₃⁻, NO₂⁻). L'azote passe par les différents stades d'évolution biogéochimique aboutissant à la formation d'azote gazeux (diazote N₂), en commençant par l'azote organique, et en passant par l'ammoniac, le nitrite, le nitrate.

- **Ammonification :**



- **Nitrification-dénitrification :**

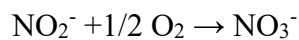
La nitrification se fait en deux étapes

- **Nitritation:**



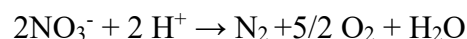
(oxydation des ions ammonium en nitrites)

- **Nitratation :**



(oxydation des nitrites en nitrates)

- **dénitrification:**



qui permet de transformer des nitrites et nitrates en azote gazeux libérée dans l'atmosphère

Les bactéries dénitrifiantes ont la propriété d'utiliser, en cas de carence du milieu en oxygène (anoxie), celui de certains composés chimiques, notamment des nitrates.

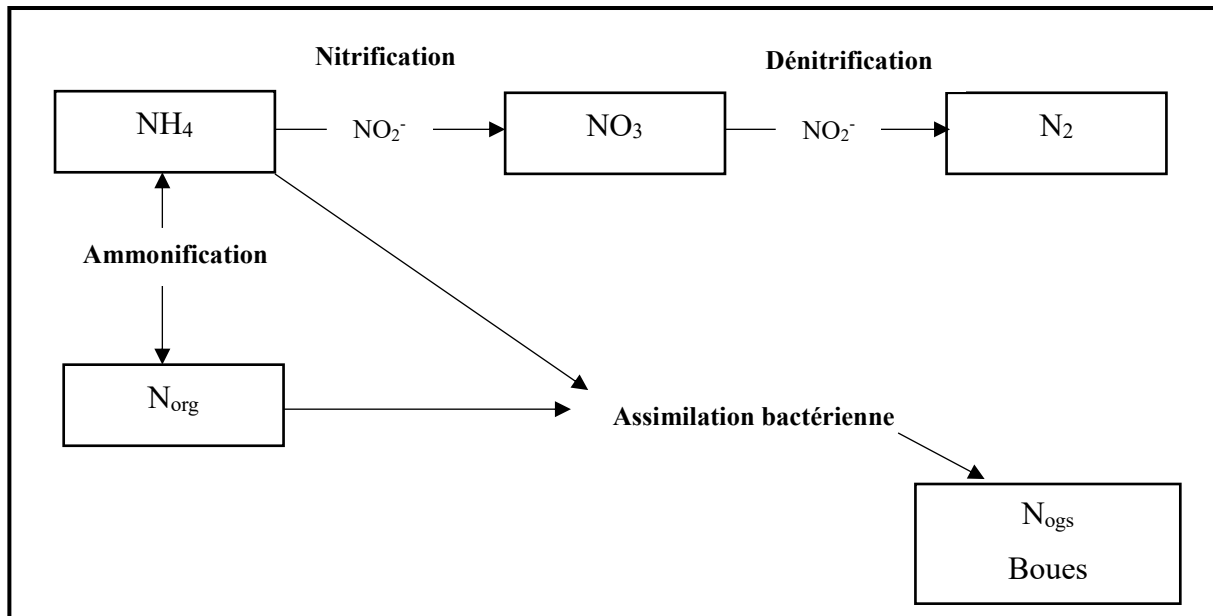


Figure I.1 : Schéma descriptif des formes d'azote

- **Le phosphore**

Le phosphore total est présent dans les eaux naturelles sous deux formes : phosphate et phosphore organique. Une partie importante du phosphore contenu dans les eaux provient des rejets industriels. Assimilé par les algues, les phosphates se transforment en phosphore organique sous l'influence de la photosynthèse. Au-delà de 0,94 mg/L dans les eaux naturelles, cet élément est considéré comme un facteur déterminant de l'eutrophisation des plans d'eau.[11]

- **Les métaux lourds**

Les métaux lourds sont les éléments les plus nocifs qui peuvent se trouver dans les eaux usées. Leur principale origine est industrielle. Le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure, le nickel sont les polluants les plus fréquemment rencontrés.[12]

I.5.4 Les paramètres microbiologiques des eaux usées

L'analyse microbiologique des eaux usées est essentielle pour évaluer la qualité de l'eau et l'efficacité du traitement des eaux usées. Les paramètres microbiologiques couramment mesurés incluent :

Tableau I.6 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
Salmonella	Typhoïde, paratyphoïde	23 à 80 000	Ingestion
Shigella	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
E. coli	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
Yersinia	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
Campylobacter	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
Vibrio	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
Leptospira	Leptospirose	100 à 100 000	Cutanée/Inhalation/Ingestion
Legionella	Leptospirose	100 à 100 000	Ingestion
Mycobacterium	Tuberculose	100 à 100 000	Ingestion

Source : adapté d'Asan (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada

(www.hc-sc.gc.ca)

Tableau I.7 : Les virus généralement présents dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
Virus de l'hépatite A	Hépatite A	400 à 85000	Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite E		Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite vomissement, diarrhée		Ingestion
Astrovirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Calicivirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée inhalation		Ingestion Inhalation
Réovirus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée		Ingestion
Entérovirus			
Poliovirus	Paralyse, méningite, fièvre	182 à 492 000	Ingestion
Coxsackie A	Méningite, fièvre, pharyngite, maladie respiratoire		Ingestion
Coxsackie B	Myocardite, anomalie congénitale du cœur (si contamination pendant la grossesse), éruption cutanée, fièvre, méningite, maladie respiratoire		Ingestion

Echovirus	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, rash, diarrhée, fièvre		Ingestion
Entérovirus 68-71	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, conjonctivite hémorragique aiguë, fièvre		Ingestion

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada

(www.hc-sc.gc.ca)

Tableau I.8 : Les parasites pathogènes dans les eaux usées

Organisme	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre	Voies de contamination principales
Protozoaires			
Entamoeba histolytica	Dysenterie amibienne Diarrhée, malabsorption	4 125 à 100000	Ingestion
Giardia lamblia	Diarrhée bénigne, ulcère du colon	28-52	Ingestion
Balantidium coli	Diarrhée	0,3 à 122	Ingestion
Cryptosporidium	Toxoplasmose : ganglions, faible fièvre		Inhalation / Ingestion
Toxoplasma gondii	légère fièvre, perte de poids Diarrhée		Ingestion
Cyclospora	Diarrhée		Ingestion
Helminthes			
Ascaris	Ascariadiase : diarrhée, troubles nerveux	5 à 111	Ingestion
Ancylostoma		6 à 188	Ingestion/ Cutanée
Necator	Anémie	10 à 41	Cutanée
Tænia	Anémie Diarrhée, douleurs musculaires		Ingestion de viande mal cuite
Trichuris	Diarrhée, douleur abdominale		Ingestion
Toxocora	Fièvre, douleur abdominale		Ingestion
Strongyloïdes	Diarrhée, douleur abdominale, nausée		Cutanée
Hymenolepis	Nervosité troubles digestifs, anorexie		Ingestion

I.6 Normes des eaux

La gestion des eaux usées est essentielle pour préserver notre environnement et protéger la santé publique. Dans ce contexte, des normes strictes sont établies pour guider le rejet des eaux usées, leur réutilisation et la qualité de l'eau potable.

I.6.1 Normes de rejet des eaux usées dans le milieu naturel

Les installations générant des rejets d'effluents liquides industriels doivent respecter des valeurs limites définies. Ces normes visent à limiter la charge de pollution rejetée dans l'environnement.

Tableau I.9 : Réglementation physico-chimiques pour le rejet des eaux usées dans le milieu naturel selon l'OMS[1]

Paramètres	Unité	Normes
pH		6,5-8,5
DBO ₅	mg /l	<30
DCO	mg /l	<90
MES	mg /l	<20
NO ₃ ⁻	mg /l	<1
NO ₂ ⁻	mg /l	1
NH ₄ ⁺	mg /l	<0,5
P ₂ O ₅	mg /l	<2
Température	°C	<30
Couleur		Incolore
odeur		inodore

I.6.2 Norme de réutilisation des eaux usées épurées en irrigation

La réutilisation des eaux non potables, notamment les eaux usées, consiste à stocker et réutiliser ces eaux plutôt que de les rejeter dans le milieu naturel. Cela permet de limiter les prélèvements dans les ressources naturelles. Des décrets et des arrêtés précisent les usages et les conditions dans lesquelles les eaux usées traitées peuvent être réutilisées, tout en préservant l'état écologique des eaux

Tableau I.10 : Réglementation physico-chimiques pour La réutilisation des eaux usées épurées en agriculture [13]

Paramètres	Unité	Normes	
		OMS**(1989)	JORA (2012)
pH		6,5-8,4*	6,5-8,5
CE	ds/m	<0,7* aucune restriction 0,7-3* Restriction légère et modérée 3<* Forte restriction	3
MES	mg O ₂ /l	<30**	30
DCO	mg O ₂ /l	<40**	90

DBO ₅	mg/l	<10**	30
NO ₃ ⁻	mg/l	50**	30
NO ₂ ⁻	mg/l	<1**	Non disponible
NH ₄ ⁺	mg/l	<2**	Non disponible
PO ₄ ²⁻	mg/l	<0,94**	Non disponible
SAR	még/l	<3* aucune restriction 3-9* Restriction légère et modérée 9<* Forte restriction	Non disponible
Coliformes totaux	UFC/100ml	Non disponible	Non disponible
Streptocoques fécaux	UFC/100ml	1000**	Non disponible
salmonelles	UFC/100ml	Absence**	Non disponible

I.6.3 Normes de potabilité des eaux

Tableau I.11 : Réglementation physico-chimiques des eaux potables selon le journal officiel [14]

Paramètre	Unité	Norme
pH		6,5-9
Alcalinité	mg/l en CaCO ₃	500
Calcium	mg/l en CaCO ₃	200
Chlorures	mg	500
Conductivité à 20°C	µS/cm	2800
Dureté	mg/l en CaCO ₃	200
Potassium	mg/l	12
Résidu sec	mg/l	1500
Température	°C	25
Sodium	mg/l	200
Sulfates	mg/l	400

I.7 Les risques liés à la pollution des eaux

On retrouve :

I.7.1 Risques sanitaires

Le tableau met en lumière les dangers que représentent les germes pathogènes présents dans l'eau sur la santé humaine.

I.7.2 Risques écologiques

La pollution engendre une dégradation du milieu naturel, dont les conséquences se manifestent par une altération des écosystèmes et une diminution de leurs ressources.

I.7.3 Risques agricoles

L'eau employée en agriculture pour l'arrosage et l'irrigation dans certains régions. Souvent non brute (non traitée), les caractéristiques du sol (texture, la culture, la flore bactérienne...) sont sensibles à la qualité d'eau. Donc l'eau non traitée peut avoir des impacts négatifs sur la santé du sol et de l'environnement.

I.7.4 Risques esthétiques

Une catégorie souvent négligée, concerne l'atteinte de l'image de milieu récepteur, sans engendrer nécessairement de dommages sanitaires ou environnementaux majeurs.

I.8 Notion de l'équivalent habitant

Une unité de mesure standardisée qui permet de faire une estimation moyenne sur la pollution rejetée par un habitant par jour. Une information essentielle pour le dimensionnement des ouvrages de la station d'épuration.

Selon CARDOT, les valeurs de référence d'un équivalent habitant par jour sont :

- **MES** : 70-90g
- **DBO₅** : 60-70g
- **DCO** : 120-135g
- **Azote totale** :10-15g
- **Phosphore totale** :2-4g
- **Matière grasse** :15-20g

I.9 Conclusion

La gestion responsable des eaux usées est essentielle pour préserver notre environnement et protéger la santé publique. Ces eaux, issues des habitations, des industries et des établissements, contiennent divers polluants dangereux. Leur impact sur les sols, les cours d'eau et les nappes phréatiques est significatif. Ainsi, des normes strictes régissent leur rejet, leur réutilisation et la qualité de l'eau potable. Comprendre ces aspects est crucial pour une gestion durable de nos ressources hydriques, et la recherche sur la recharge artificielle des nappes avec les eaux usées traitées offre une voie prometteuse vers cet objectif.

CHAPITRE II :
RECHARGE
ARTIFICIELLES DES
NAPPES AQUIFERES

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

II.1 Introduction

L'alimentation ou la recharge artificielle des aquifères en anglais managed aquifer recharge (MAR) est le processus qui consiste à augmenter le volume d'eau dans les formations aquifères perméables avec des eaux naturelles (cours d'eau, eaux pluviales) ou des eaux épurées (station de dessalement ou une station d'épuration) grâce à la réalisation des dispositifs, telles que des terrains d'épandage, des bassins d'infiltrations, ou par des structures plus élaborées comme les forages et les puits cela se traduit soit par un effet volumétrique -stockage d'eau - soit par un effet piézométrique- remise en pression - soit par les deux.. Historiquement, l'alimentation artificielle des nappes remonte à l'antiquité avec les pratiques d'irrigation agricole, ou l'eau utilisé pour l'agriculture, souvent en excès, s'infiltré dans le sol et contribue à la recharge intentionnelle des nappes phréatiques, bien que cela ne soit pas son premier objectif. [16]

Les objectifs qui justifient la recharge artificielle des nappes :

- Réduire, arrêter ou même inverser la baisse des niveaux des eaux souterraines pour contrôler l'affaissement des sols ou réduire le coût du pompage des eaux souterraines •
- Protéger l'eau douce souterraine dans les aquifères côtiers contre l'intrusion d'eau salée ;
- Stocker les eaux de surface, y compris les eaux de crue ou autres eaux excédentaires et les eaux recyclées (traitées), pour une utilisation future.[17]

II.2 Désavantages de la recharge artificielle des nappes

Pour faire à peu près le tour de la question, il reste à signaler les problèmes spéciaux auxquels la recharge permet de faire face :

- Drainage d'une nappe phréatique par injection dans des couches profondes ;
- Réduction du débit d'une rivière ;
- Régulation thermique d'une ressource en eau ;
- Le stockage souterrain des résidus liquides peut provoquer des risques sur le sous-sol on raison de la nature physico-chimiques de ces résidus liquides comme la détérioration de gisements minéraux et la dégradation d'eaux souterraines ;
- Problème du colmatage : le colmatage est lié à l'apport, par l'eau infiltré, de fines qui colmatent les pores du sol, mais aussi à des réactions physico-chimiques ou biologiques dans le sol entraînant, par exemple, le gonflement des argiles ou la prolifération des bactéries ou d'algues créant un film biologique, que l'on ne peut éliminer totalement car il participe à l'épuration des eaux infiltrées.[18]

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

II.3 Conditions favorables pour la recharge des nappes souterraines

- Formation de sable, de gravier ou de roches fortement fracturées, soit souterraines, soit exposées sur une grande surface ou dans les lits des cours d'eau ;
- Absence de barrières pour le mouvement horizontal ou vertical des eaux souterraines ;
- Emplacements appropriés pour l'installation de puits de recharge, de barrages ou de dérivations ;
- Densité de population élevée et zones de planification urbaine future ;
- La profondeur des eaux souterraines doit être supérieure à 5 mètres (de préférence entre 15 et 20 mètres) ;
- Le taux d'infiltration devrait être supérieur à 0,25 m/jour, les milieux les plus adaptés étant les sables moyens à gros (de 5 à 10 m/jour) ;
- Paramètres hydrauliques des aquifères : La transmissivité doit être supérieure à 500 m²/jour, la perméabilité des formations doit se situer entre 10⁻² et 10⁻⁵ m/s.
- Taux et qualité des eaux usées : L'emplacement de l'installation de recharge est de préférence choisi à proximité de l'installation de traitement.[19]

II.4 Composants d'un système de recharge des eaux souterraines

Un système de recharge des eaux souterraines est un système multi composant qui se compose des éléments situés à la surface et en sous-sol. Les composants de surface comprennent la source d'eau récupérée et les processus de traitement associés avant la recharge et l'extraction ultérieure pour utilisation. Après l'infiltration ou l'injection l'eau est ensuite stockée sous terre. Les améliorations de la qualité de l'eau sont liées au temps de stockage au fur et à mesure que l'eau se déplace à travers les strates souterraines. L'eau injectée est retirée plus tard pour être utilisée ou stockée sous terre pour une utilisation future.

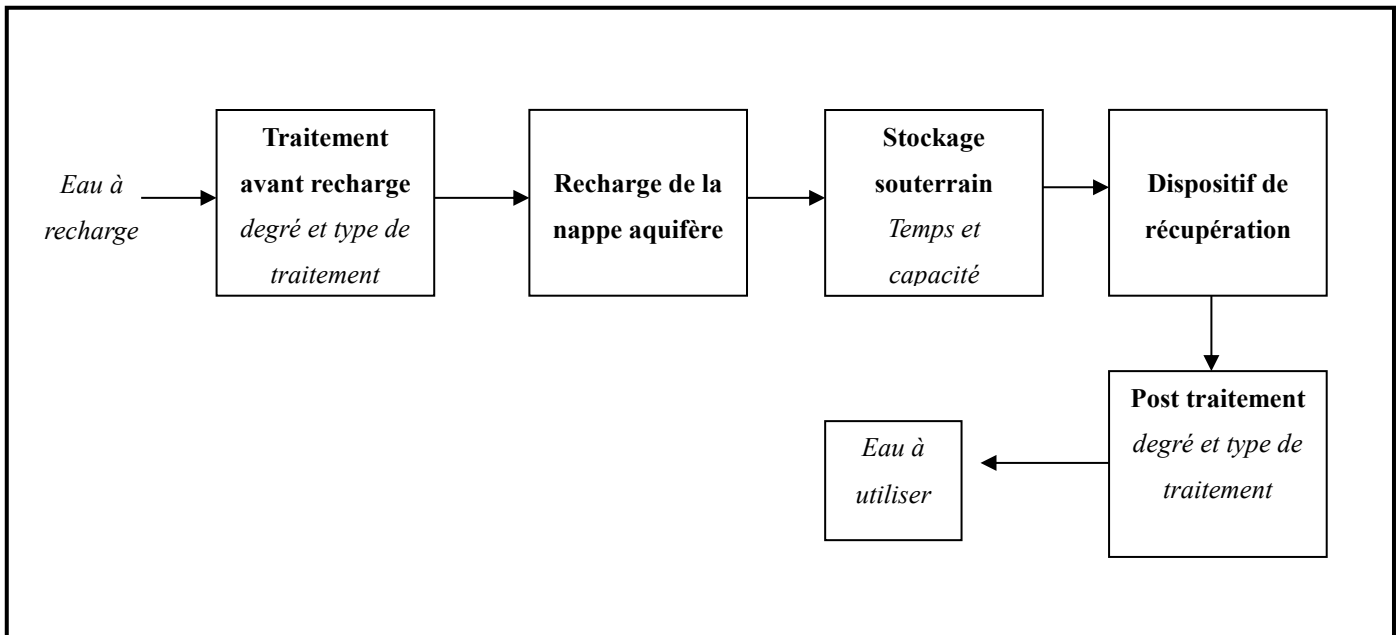
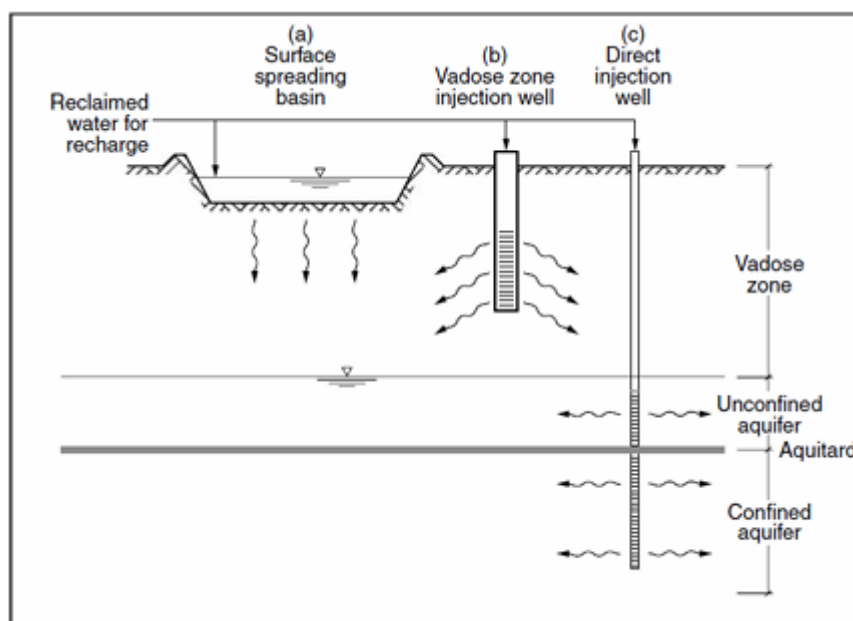


Figure II.1 : Les cinq principaux composants d'un système de recharge des eaux souterraines

II.5 Dispositives de la recharge artificielle des nappes souterraines

Trois méthodes de recharge des nappes souterraines sont couramment utilisées :

- **Epandage en surface**, ou l'eau est répartie sur le sol pour s'infiltrer naturellement.
- **Injection dans la zone vadose**, ou l'eau est injectée dans la zone non saturée de l'aquifère.
- **Injection directe dans l'aquifère**, ou l'eau est injectée directement dans la zone saturée.



Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

Figure II.2 : Les méthodes principales de recharge des eaux souterraines : (a) épandage en surface à l'aide de bassins d'infiltrations, (b) puits d'injection en zone vadose, et (c) puits d'injection directe dans un aquifère. (U.S. Environmental Protection Agency, 2004)

II.5.1 Epandage en surface

L'épandage en surface à l'aide des bassins d'infiltration appelée en anglais rapid infiltration basins (RIBs) est la méthode de recharge la plus ancienne, la plus simple et la plus utilisée. Dans cette méthode l'eau traitée déversée dans un bassin appelée bassin d'infiltration s'infiltré à travers la zone non saturée. Cette technique permet de recharger les nappes phréatiques en filtrant l'eau à travers les couches de sol au-dessus de la nappe. Ils sont favorisés car ils permettent une utilisation efficace de l'espace et nécessitent peu d'entretien.

Les bassins d'infiltration conçues pour la recharge artificielle des nappes aquifères nécessitent des sols perméables (sables, gravier, limon sableux) qui présentent des taux d'infiltrations relativement élevées qui peuvent transmettre l'eau appliquée sans saturer complètement la zone située au-dessus la nappe phréatique. Le taux d'infiltration varie généralement entre 0,3 m/j à 3m/j. Si les fonds des bassins ne sont pas recouverts de sédiments ou d'autres matériaux d'encrassement et que les niveaux des eaux souterraines sont suffisamment bas pour ne pas affecter l'infiltration, les taux d'infiltration sont à peu près équivalents à la conductivité hydraulique verticale du sol.[20]

L'épandage en surface nécessite plusieurs conditions :

- Couches supérieures de sol perméables ;
- Nappe portique non proche à la surface ;
- Terrain relativement plat.
- Transmissivité de l'aquifère suffisante.[20]

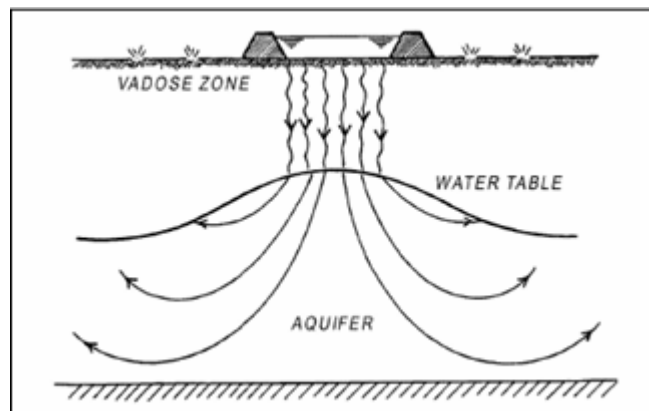


Figure II.3 : Schéma d'un bassin d'infiltration (Bouwer.2002)

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

II.5.2 Injection dans la zone vadose

Les puits d'injection de la zone vadose est la technologie la plus récente dans la recharge artificielle des eaux souterraines, nécessitent l'existence d'une zone non saturée, les puits d'injection ont été conçus pour répondre au problème de l'augmentation des couts fonciers dans les zones urbanisées avec la hausse des prix des terrains, il est nécessaire alors de trouver un alternative pour les bassins d'infiltrations (couts de l'acquisition des terrains et couts e système d'adduction requise pour acheminer l'eau vers les bassins d'infiltrations). Etant donné que les puits ne nécessitent pas de grands espaces.[20]

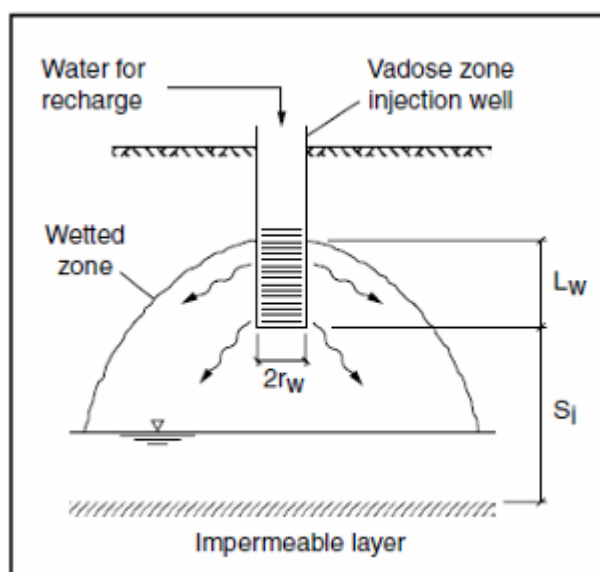


Figure II.4 : Schéma des puits d'injections dans la zone vadose

II.5.3 Injection directe dans l'aquifère

La recharge directe est réalisée lorsqu'elle est acheminée directement dans un aquifère. Lors de l'injection directe, de l'eau hautement traitée est généralement pompée directement dans l'aquifère habituellement bien confinée. La recharge directe est pratiquée :

- Là où les eaux souterraines sont profondes ou lorsque la topographie ou l'utilisation actuelle des terres rendent l'épandage en surface impraticable ou trop coûteuse.
- Lorsque l'injection directe est particulièrement efficace pour créer des barrières d'eau douce dans les aquifères côtiers contre l'intrusion marine.

Les puits d'injection directe sont un outil polyvalent pour la recharge artificielle des nappes souterraines avec de l'eau car elles peuvent être utilisées dans les zones saturées ou non saturées, ils peuvent être utilisés également comme puits de stockage et de récupération des aquifères, ou le même puits sert à la fois pour l'injection et la récupération. L'inconvénient principal de cette méthode est le coût de construction lorsque des aquifères profonds pour le stockage. De plus, les

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

coûts énergétiques pour injecter l'eau afin de créer un gradient hydraulique suffisant pour accomplir des taux d'infiltration raisonnables peuvent également être significatifs. [20]

II.6 Sélection du système de recharge

L'épandage en surface à l'aide de bassins d'infiltration est la méthode la plus courante pour la recharge des eaux souterraines. L'utilisation de puits d'injection dans la zone vadose dans les aquifères non confinés, une évolution récente, est moins courante. Les puits d'injection directe peuvent être utilisés avec des aquifères captifs ou non confinés ; Ils peuvent également être conçus pour être injectés dans plusieurs aquifères différents à différentes profondeurs. De plus, les puits d'injection directe peuvent être conçus comme des puits à double usage capables à la fois d'injecter et de récupérer de l'eau. [17]

Les principaux facteurs influant sur le choix et la conception des différentes méthodes de recharge sont énumérés dans le tableau

Tableau II.1 : Caractéristiques des principales méthodes de recharge des aquifères (modifié d'après Environmental Protection Agency des États-Unis, 2004)

Caractéristiques	Bassins d'infiltration	Injection dans la zone vadose	Injection directe
Type d'aquifère	Libre	Libre	Libre/Captive
Estimation des Coûts d'investissement majeurs (\$ US)	Terres et réseau de distribution	25 000 à 75 000 \$ par puits	500 000 à 1 500 000 \$ par puits
Exigence de prétraitement	Traitement secondaire ^(a)	Traitement secondaire et filtration ^(a)	Traitement avancé
Capacité	100 à 20 000 m ³ /ha/j	1000-5000 m ³ /puits/j (dépend du diamètre du puits)	2000-6000 m ³ /puits/j (dépend de la capacité de la pompe)
Exigences de maintenance	Séchage et raclage	Séchage et désinfection	Désinfection et inversion de flux
durée de vie estimée	>100 ans	5 à 20 ans	25 à 50 ans

^(a) Un traitement supplémentaire peut être nécessaire si l'eau de recharge récupérée doit être utilisée à des fins potables.

Les deux considérations les plus importantes pour le choix d'une méthode de recharge sont le type d'aquifère et la disponibilité des terres. S'il n'existe que des conditions saturées (c.-à-d. aucune zone vadose), des puits d'injection directe sont nécessaires. Lorsqu'un aquifère non confiné avec une zone vadose est présent et que les terres sont facilement disponibles, les bassins de recharge sont un choix logique ; Si les terres ne sont pas facilement disponibles, des puits d'injection de la zone Vadose ou des puits d'injection directe peuvent être utilisés. Les puits

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

d'injection de la zone vadose sont plus économiques. Pour les puits de zone vadose et d'injection directe Un prétraitement est nécessaire pour éliminer les solides et empêcher le colmatage due à la croissance biologique. Comme le flux ne peut pas être inversé dans les puits d'injection de la zone vadose, le colmatage peut être irréversible et la durée de vie des puits d'injection de la zone vadose est incertaine.

Tableau II.2 : Avantages et inconvénients des différentes méthodes de recharge des eaux souterraines [17]

Avantages	Inconvénients
Epandage en surface	
<ul style="list-style-type: none"> • Relativement facile à construire et à utiliser ; • Les niveaux primaires ou secondaires de prétraitement peuvent être satisfaisants (sauf si l'eau rechargée est destinée à la consommation humaine). 	<ul style="list-style-type: none"> • Grande superficie de terrain requise ; • Disponibilité limitée de sites appropriés : Caractéristiques du sol sont très importants dans le choix du site ; • Entretien périodique du bassin requis ; • Quelques pertes par évaporation à la surface de l'eau ; • La croissance des algues peut affecter le colmatage (eutrophisation).
Injection dans la zone vadose	
<ul style="list-style-type: none"> • Site relativement petit requis ; • Pertes par évaporation négligeables ; • Technologie moins coûteuse que les puits d'injection directe ; • Potentiel accru d'amélioration de la qualité de l'eau par rapport aux puits à injection directe 	<ul style="list-style-type: none"> • Technologie relativement nouvelle ; • Seules les données sur la durée de vie à court terme sont disponibles ; • Un prétraitement intensif des eaux usées est nécessaire pour éviter le colmatage et la croissance microbienne ; • Aucune méthode efficace disponible pour réaménager le puits.
Injection directe	
<ul style="list-style-type: none"> • Site relativement petit requis ; • Peut être utilisé pour l'injection et l'extraction d'eau ; • Taux élevé d'injection d'eau ; • L'écoulement dans le puits peut être inversé pour l'entretien des puits ; [20] 	<ul style="list-style-type: none"> • Relativement coûteux à construire ; • Énergivore : Pompes haute pression requis pour injection d'eau ; • La conception et la construction nécessitent une plus grande expertise que les puits d'injection de la zone vadose ; • Un prétraitement intensif des eaux usées est nécessaire pour éviter le colmatage et la croissance microbienne ; peut nécessiter un niveau de traitement plus élevé que les puits d'injection de la zone vadose ;

II.7 L'expérience algérienne en matière de recharge de la nappe de Mitidja

Dans la nappe de Mitidja, l'ANRH a initiée un projet innovant pour contrer la surexploitation de la nappe alluviale, essentielle pour l'agriculture, l'industrie et l'approvisionnement en eau

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

potable. Le site de Tabainet, favorisé pour sa proximité avec l'Oued el Harrach, bénéficie d'une nappe peu profonde et de caractéristiques géologiques favorables à une infiltration efficace. Le dispositif, composé d'un bassin de décantation de 50x50x3m pour diminuer les matières en suspension et améliorer la qualité d'eau et trois bassins d'infiltration de 30x15x3m. L'eau est acheminée par gravité depuis l'Oud el Harrach via un canal. Les objectifs de cette pratique incluent l'étude dynamique de l'eau et des sédiments, la détermination des perméabilités des aquifères, et l'analyse du colmatage des dispositifs de recharge, ainsi que le suivi à long terme de la réaction de la nappe.

La recharge artificielle de la nappe de Mitidja est une réponse à la baisse des niveaux d'eau due à l'exploitation intensive et aux pertes vers la mer. Depuis son arrêt en 2005, il est devenu impératif de réactiver ce dispositif et d'envisager de nouveaux bassins pour maximiser la recharge lors des crues. La simulation du site pilote a révélé un rabattement notable sous les conditions actuelles, soulignant l'urgence d'une gestion intégrée des ressources en eau.[22]

La structure géologique du site de recharge révélée par sept piézomètres montre une alternance de couches de graviers, galets, limons et argiles, jusqu'à une profondeur de 100m. Cette connaissance approfondie de la géologie est cruciale pour comprendre la dynamique de l'eau, et pour évaluer la perméabilité des aquifères sollicités dans le processus de recharge.

Ce projet pilote ne se limite pas à la recharge de la nappe, il vise également à promouvoir un développement durable en augmentant les réserves en eau exploitables en relevant le niveau d'eau dans les puits et les forages, contribuant ainsi à la sécurité hydrique de la région.



Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

Figure II.5 : Bassins d'infiltration (Google Earth,2024)

II.8 La recharge artificielle des a partir des eaux usées traitées

II.8.1 Impact des eaux usées traitées sur le sol

L'impact des eaux usées traitées (EUT) sur le sol peut être considéré sous deux aspects principaux :

➤ **Effets physiques :**

- Les EUT apportés des matières en suspension (MES), des matières organiques, des sels et des métaux lourds qui peuvent s'accumuler et obstruer les pores du sol, réduisant ainsi l'infiltration de l'eau.
- Le colmatage est un problème majeur affectant les caractéristiques physiques du sol. Il peut résulter de causes physiques liées aux teneurs en MES et aux caractéristiques du sol, ou de causes chimiques et biologiques, comme la précipitation de certains sels (par exemple, sels de calcium ou de fer).

➤ **Effets chimiques :**

- Une gestion inadéquate et une utilisation non contrôlée des EUT peuvent entraîner une accumulation excessive de ces nutriments, ce qui peut polluer les sols et être toxique pour les cultures et les nappes phréatiques.
- L'utilisation d'EUT d'origine industrielle peut causer une Accumulation de métaux traces dans le sol et les cultures.[23]

II.8.2 Impact des eaux usées traitées sur la nappe

L'utilisation des eaux usées traitées (EUT) pour l'irrigation peut avoir des conséquences importantes sur la qualité des nappes phréatiques. Voici un résumé des impacts mentionnés :

- **Contamination par les nitrates et les éléments traces métalliques (ETM) :** La percolation des EUT peut entraîner une augmentation des niveaux de nitrates et d'ETM dans les nappes phréatiques, comme cela a été observé dans le périmètre irrigué de Souhil.[24]
- **Effet sur la recharge des nappes :** Dans les zones côtières, l'utilisation des EUT peut contribuer à limiter l'intrusion marine et la salinisation des nappes due à la surexploitation des eaux d'irrigation. Cependant, cela peut aussi entraîner une recharge accrue des nappes avec des EUT, surtout là où les niveaux aquifères sont déjà réduits.

II.8.3 Impact des eaux usées traitées sur l'agriculture

Chapitre II recharge artificielle des nappes aquifères

L'impact des eaux usées traitées (EUT) sur l'agriculture est complexe et dépend de plusieurs facteurs. Voici un résumé des points clés :

- **Techniques d'irrigation** : Les méthodes d'irrigation influencent la contamination potentielle des cultures par les EUT. L'irrigation à la surface peut entraîner une présence significative de germes fécaux, tandis que le système goutte à goutte est plus efficace pour réduire les risques liés à la qualité de l'eau chargée en sels et micro-organismes.
- **Qualité des EUT** : Les EUT peuvent être bénéfiques pour la croissance des cultures, notamment les cultures fourragères et arbustives, en augmentant les rendements et la production de matière sèche et fraîche. Cependant, une concentration élevée de certains éléments dans les EUT peut être nocive, voire toxique, pour les plantes si elle dépasse les normes d'utilisation pour l'irrigation.
- **Gestion des EUT** : Une utilisation non contrôlée des EUT peut conduire à des problèmes de contamination et de toxicité. Il est donc essentiel de surveiller et de réguler l'utilisation des EUT pour l'irrigation afin de maximiser les avantages tout en minimisant les risques pour les cultures et l'environnement.

II.8.4 Qualité d'eau destinée à la recharge artificielle des nappes

D'un point de vue théorique, un aquifère peut être rechargé par n'importe quel type d'eau (pluvial, eaux de ruissellement ou eau usée traitée) à partir du moment où certains critères de qualité sont atteints, ceux-ci sont définis à partir :

- De la nature de l'aquifère et du contexte hydrogéologique local ;
- La technique de recharge choisie,
- L'usage prévu pour l'eau injectée

Un traitement préalable peut être nécessaire, notamment en cas d'injection dans un aquifère à partir des eaux usées traitées.

L'établissement de réglementations pour promouvoir la réutilisation à des fins de consommation humaine, tout comme trouver un moyen d'améliorer la situation de ceux qui se livrent à une réutilisation non intentionnelle. Nous nous retrouvons dans un monde divisé entre ceux qui sont préoccupés par les problèmes qui pourraient survenir à l'avenir et ceux qui vivent dans le présent sans se soucier de la situation future des autres, qui pourraient peut-être faire face à des conditions pires. Pour cette raison, il faut rechercher des critères qui, dans le présent, peuvent prendre en charge les problèmes à la fois actuels et futurs. Une solution pourrait être le type de critères proposés par Cotruvo dans le Tableau.[25]

Tableau II.3 : les critères appliqués à la réutilisation potable indirecte

<p>Recharge par épandage en surface dans des aquifères potables</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Traitement primaire et désinfection, plus traitement de l'aquifère du sol, gestion des cycles secs et humides ainsi que des charges hydrauliques et massiques pour éviter colmatage du sol (obstruction), dans le cas où les solides en suspension sont principalement minéraux. • Traitement secondaire et désinfection avec un traitement bien géré • Traitement avancé possible sous considérations spécifiques au site. • Respecter les normes relatives à l'eau potable après percolation. • Surveillance des coliformes. pH, chlore résiduel, normes d'eau potable et autres normes spécifiques au site. • Distance au point d'extraction (600 m) ou en fonction de facteurs spécifiques au site
<p>Recharge par injection dans des aquifères potables</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Traitement secondaire, filtration, désinfection, traitement avancé des eaux usées. • Respecter les normes relatives à l'eau potable : pas de coliformes fécaux détectables dans 100 ml, limites de turbidité, chlore résiduel de 1 mg/l, pH entre 6,5 et 8,5, autres. • Surveillance de la turbidité, des coliformes, du chlore résiduel, du pH, des normes relatives à l'eau potable, etc. • Distance au point d'extraction (600 m) ou en fonction de facteurs spécifiques au site.

II.9 Conclusion

La recharge artificielle des nappes constitue une approche essentielle pour gérer durablement nos ressources en eau. En utilisant des techniques telles que l'infiltration de l'eau traitée dans les aquifères, nous pouvons reconstituer les réserves souterraines. Cette méthode offre des avantages environnementaux, économiques et sociaux, notamment la réduction de la dépendance aux eaux de surface, la préservation des écosystèmes et la sécurité hydrique à long terme. Cependant, sa mise en œuvre nécessite une planification minutieuse, la surveillance constante de la qualité de l'eau et la sensibilisation des parties prenantes. En somme, la recharge artificielle des nappes est une solution prometteuse pour relever les défis liés à la disponibilité de l'eau dans un monde en évolution constante.

CHAPITRE III :
PRESENTATION DE LA STEP DE
BARAKI « ALGER »

III.1 Introduction :

La station d'épuration de Baraki est la station principale de traitement des eaux usées d'Alger et la deuxième plus grande installation de son genre en Algérie, située à Alger et plus exactement au carrefour Sidi RZINE (sur la droite de la RN8).

Elle a une capacité épuratoire de 1,8 million pour une moyenne nominale de 300 000 m³ /jr ; cette station traite les eaux communes du grands ALGER. Initialement mise en service en 1989 ; elle n'a plus fonctionné pendant une longue période, jusqu'à sa réhabilitation récente. La station a doublé sa capacité à 1,8 million EH après la mise en service en 2015 de la 2eme tranche (900 000 EH).[26]



Figure III.1 : Localisation satellite de la STEP de BARAKI (Google earth)

Les eaux brutes d'OUED EL HARRACH et de BABA ALI arrivent dans deux collecteurs (un gravitaire et l'autre en refoulement) qui se rejoignent dans un regard placé à l'entrée de la station avant de passer au poste de relevage. Cette station reçoit en moyenne 300 000 m³ /jour et produit 20 000 tonnes de boue.

La station de BARAKI est de type boues activées, elle se compose de deux filières :

- **Filière Eau** : Elle s'intéresse aux différentes étapes du traitement des eaux usées ;
- **Filière Boue** : Son but est de désinfecter et réduire le volume de la boue.

III.2 PRESENTATION DE L'ORGANISME D'ACCUEIL « SEAAL » :

III.2.1 Historique

La Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL) est une entreprise publique algérienne chargée de la gestion de l'eau potable et de l'assainissement dans la wilaya d'Alger et la wilaya de Tipaza. Créée en 2006, la SEAAL est l'héritière de la Société Nationale des Eaux d'Alger (SNAL) et assure une mission essentielle pour le bien-être et la santé des populations de la capitale algérienne.

III.2.2 SEAAL en chiffres

Tableau III.1 : SEAAL en chiffres (SEAAL,2024)

Eau potable	Volume d'eau produite	eaux superficielles :182.2 Millions m ³ / An	465 Millions m ³ / An
		Eaux souterraines :142.3 Millions m ³ / An	
		Eaux de dessalement : 139.3 Millions m ³ / An	
	Nombre de stations de traitements	5 Stations	
	Nombre de stations de pompage	Alger :105	168 stations
		Tipaza :63	
	Nombre des ouvrages de stockage	Alger :175	461 stations
		Tipaza :286	
	Longueur du réseau d'eau potable	Alger :5760km	8073km
		Tipaza : 2313 km	
Nombre de forages	Alger : 387 Tipaza :169	556	
	Nombre de station d'épurations	8 Stations	
	Eaux usées traitées	Alger :77 Millions m ³ /An	82.92Millionsm ³ /An
		Tipaza :5.9Millions m ³ / An	

Assainissement	Taille du réseau d'assainissement	4983km Linéaire de réseau	4983km Linéaire de réseau
	Nombre de postes de relevage	Alger :84 Tipaza :30	114
	taux d'abattement de la pollution	Alger :90% Tipaza :96%	
Indicateurs sociaux	Collaborateurs SEAAL	Alger :5216 Tipaza : 1427	6643Collaborateurs
	Nombre d'ingénieurs	418 Ingénieurs	

III.3 Initiation sur la STEP

Voici quelques caractéristiques concernant la station :

Tableau III.2 : La station d'épuration de BARAKI en chiffres (DRE,2023)

Date d'inscription	1989
Date de mise en service	15/03/2009
Entreprise de réalisation	C.G.EC et WABAG
Procédé d'épuration	boues activées à moyenne charge.
Capacité actuelle et à l'horizon en EQ/Hab en m ³ /j	1,8 millions éq.hab à l'horizon 3,6 millions éq.hab.
Milieu récepteur des eaux sortant de la STEP	Oued El Harrach
Volume nominal actuel et à l'horizon	300 000 m ³ /j à l'horizon 576 600 m ³ /j

Volume réel entrant à la STEP	124 000 m ³ /j.
Volume annuel traité	45 000 000 m ³
Communes raccordés à la STEP	Bab ezzouar, Bachdjerah, Belouizdad, Bourouba, Dar El-Beida, El-Harrach, El magharia, Hussein dey, Kouba, Mouhamadia, Oued essemar, Alger, Bab El oued, Ben Aknoun, Bouloughine, Bouzareah, Casbah, El Biar, El Madania, El Mouradia, Oued Koriche, Rais Hamidou, Sidi M'hamad, Hammamet, Baraki, Birtouta, Les Eucalyptus, Ouled Chebel, Sidi Moussa, Baba Hassan, Bir Mourad Rais, Birkhadem, Djisr Kasentina, Douera, Draria, El Achour, Hydra, Khraissia, Shaoula, Hydra, Bordj El Kiffan
Impact	amélioration de la qualité d'eau rejetées dans Oued El Harrach et la suppression des rejets divers sur le milieu naturel de grand Alger, traitement tertiaire, désodorisation de l'air et réutilisation en agriculture.

Tableau III.3 : Récapitulatif des données de base de la STEP

Paramètres	entrée		Sortie	
	Concentration (mg/l)	Flux (T/j)	Concentration (mg/l)	Flux (T/j)
MES	430	134,5	30	9
DBO ₅	301	90	40	12
DCO	723	216	120	35,9

III.3.1 FONCTIONNEMENT DE LA STATION D'EPURATION DE BARAKI

Le traitement adéquat des eaux usées avant leur rejet dans l'environnement représente un enjeu crucial pour préserver la santé publique et les écosystèmes fragiles. En investissant dans des systèmes d'assainissement performants et en adoptant des techniques de traitement efficaces, nous pouvons contribuer à un environnement sain et durable pour les générations présentes et futures.

Elle est de type boues activées à moyenne charge et comporte les étapes suivantes :

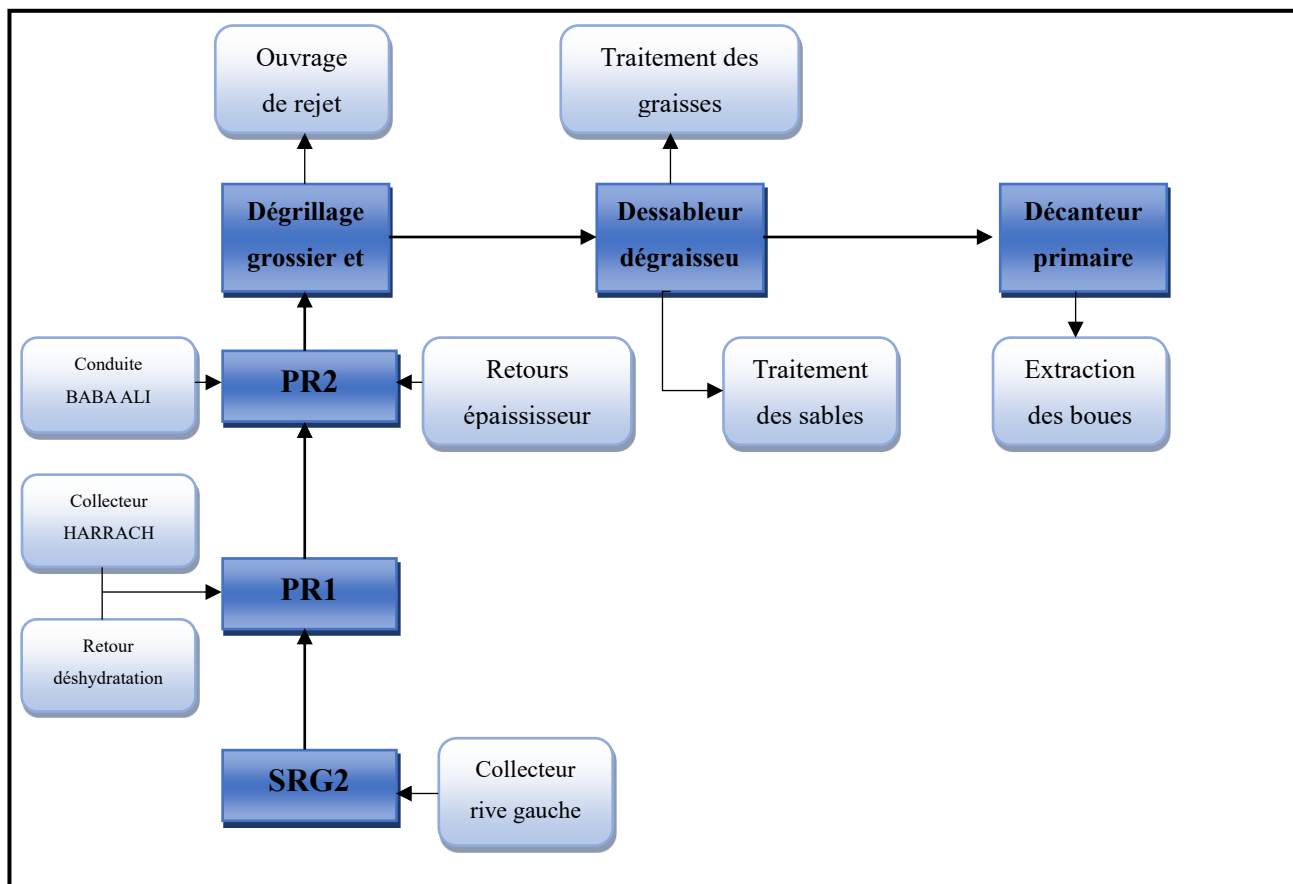


Figure III.2 : Schéma fonctionnel du prétraitement de la STEP de BARAKI

III.3.2 Filière eau

III.3.2.1 Prétraitement

1. Postes de relèvement : SGR2, PR1, PR2

Alimenter l'ensemble de l'installation en eau usée et garantir un flux gravitaire continu tout au long du processus de traitement, jusqu'au traitement tertiaire.

- L'eau issue du collecteur RIVE GAUCHE arrive dans le poste de relevage SGR2 situé à l'extérieur du site. L'eau est relevée grâce à 3 vis de relèvement de type Archimède vers la station de pompage PR1.
- Les eaux brutes relevées depuis la station PR1 arrivent dans la fosse de PR2 où elles sont mélangées avec les eaux provenant de l'émissaire Baba Ali, d'où elles sont pompées par les pompes à vis vers le poste de dégrillage[27].

Cette section comprend :

Tableau III.4 : Caractéristiques des postes de relèvement

Ouvrage	Caractéristique	Valeur
SRG2	Capacité totale	45 216 m ³ /h
	Nombre de grilles grossières	4
	Entrefer	15-20 mm
	Diamètre du collecteur RIVE GAUCHE	3,3 m
PR1	Capacité totale	33 912 m ³ /h
	Nombre de grilles grossières	4
	Entrefer	15-20 mm
	Diamètre de la conduite HARRACH industriel	1,5 m
Canal intermédiaire entre PR1 et PR2	Largeur	3,6 m
	Hauteur du canal	4,7 m
	Hauteur d'eau maxi	4 m
PR2	Capacité totale	41 364m ³ /h
	Nombre de grilles grossières	5
	Entrefer	15-20 mm
	Diamètre de la conduite BABA ALI	2,3 m
	Largeur du canal de sortie	3,90 m



Figure III.3 : Photo du poste relevage de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

2. Dégrillage

L'opération de dégrillage vise à éliminer deux types de débris principaux :

- **Débris grossiers** : Ce type de débris, d'une taille supérieure à 60 mm, peut causer des dommages importants aux pompes et aux autres équipements de traitement.
- **Débris fins** : Ces débris, d'une taille comprise entre 20 et 60 mm, peuvent interférer avec les processus biologiques ultérieurs de la STEP.[27]

Tableau III.5 : Caractéristiques des dégrilleurs

Caractéristiques	Dimensions	
	Dégrillage grossier	Dégrillage fin
Largeur de grille	1.74 m	
Epaisseur des barreaux	8 mm	
Entrefer	60 mm	20 mm
Largeur du canal	2 m	
Profondeur du canal	4 m	
Temps de fonctionnement moyenne	10 h/j	
Vitesse d'approche dans le canal	0.55 m/s	



Figure III.4 : Photo des dégrilleurs de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

3. DESSABLEUR DESHUILEUR

Après le dégrillage, l'eau s'écoule dans un canal d'alimentation, puis est distribuée équitablement entre quatre unités de "dessablage-dégraissage à double cellule". Dans ces dispositifs, l'eau dégrillée est introduite à une extrémité du dessableur-dégraisseur et ressort par l'extrémité opposée.

Le dessablage et le déshuilage s'effectuent simultanément dans une structure rectangulaire divisée en deux chambres parallèles, aérées par insufflation d'air.

Le pont dessableur-déshuileur effectue des mouvements de va et vient pour racler les flottants dans le sens dit avant (sens d'écoulement des eaux) et racler les sables au fond de l'ouvrage dans l'autre sens dit arrière.[27]

Les caractéristiques essentielles de l'ouvrage sont les suivantes :

Tableau III.6 : Caractéristiques des dessableurs/déshuileurs

Ouvrage	Caractéristique	Valeur
Dessableurs- Dégraisseurs	Type	Double cellule longitudinale
	Longueur unitaire	40 m
	Largeur unitaire	8 m
	Surface	1280 m ²
	Volume théorique	3840 m ³
	Hauteur d'eau moyenne	3.5 m

	Temps de séjour minimal (temps sec)	10 min
--	-------------------------------------	--------

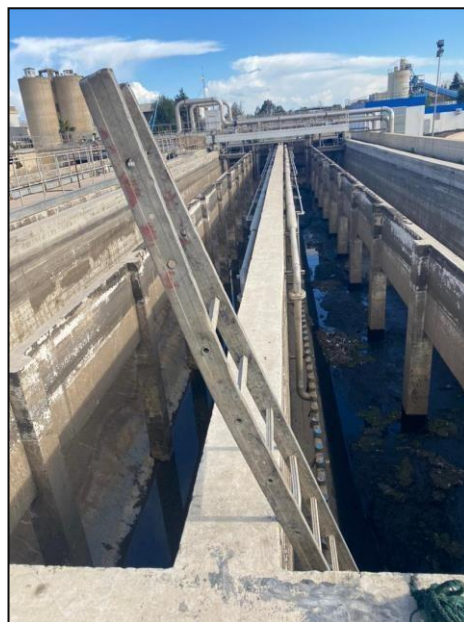


Figure III.5 : Photo du dessableur de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

III.3.2.2 Traitement primaire

Le traitement primaire de la STEP comprend actuellement :

1. DECANTATION PRIMAIRE

Après traitement dans les unités de dessablage-dégraissage, l'eau est collectée dans un canal commun avant d'être répartie entre les quatre décanteurs primaires.

Le processus de décantation se déroule en deux étapes distinctes :

- **Décantation naturelle des matières en suspension (MES)** : Les particules se déposent au fond des décanteurs en fonction de leur densité.
- **Épaississement des boues et extraction** : Les boues accumulées au fond des décanteurs sont épaissies, puis pompées vers l'ouvrage de répartition situé en amont des épaisseurs des boues primaires.

Chaque décanteur primaire est équipé de deux dispositifs :

- **Un pont racleur** : Permet de racler les boues et de les diriger vers la sortie prévue.
- **Une pompe** : Sert à extraire les flottants présents à la surface de l'eau.

Les eaux décantées, débarrassées des MES et des flottants, sont ensuite envoyées vers l'ouvrage de répartition et de by-pass biologique.[27]

Tableau III.7 : Caractéristiques du décanteur primaire

Ouvrage	Caractéristique	Valeur
Décanteur primaire	Surface totale requise	9960 m ²
	Surface unitaire	2463 m ²
	Diamètre	56 m



Figure III.6 : Photo du décanteur primaire de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

III.3.2.3 Traitement biologique

1. Bassin de répartition

Le bassin de répartition et de dérivation du traitement biologique reçoit plusieurs types d'eaux :

- Eaux décantées issues du traitement primaire
- Eaux provenant de la dérivation des dessableurs/dégraisseurs
- Eaux de retour des postes toutes eaux
- Eaux résiduelles de lavage de la filtration tertiaire

Ce bassin a pour fonction principale de distribuer équitablement l'eau décantée vers les deux sections du traitement biologique.[27]

2. Bassins d'Aération

Le procédé des boues activées consiste à mettre en contact l'eau usée avec des bactéries présentes dans des bassins spéciaux appelés bassins d'aération. Ce traitement biologique permet d'éliminer la pollution carbonée, mesurée par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO), grâce à l'injection d'air sous pression. Les bassins d'aération sont de forme rectangulaire et sont divisés en trois zones distinctes, chacune étant équipée d'un système d'aération[27].



Figure III.7 : Photo du Bassins d'Aération de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

3. Production d'Air Surpressé des Bassins d'Aération

Ce processus a pour but de générer de l'air surpressé, qui sera ensuite injecté dans les zones aérées des bassins de traitement biologiques. Le principe de base consiste à créer une surpression d'air à l'aide d'un turbocompresseur. La quantité d'oxygène produite est ajustée en fonction des besoins spécifiques, en tenant compte des températures du bassin, qui se situent généralement entre 12°C et 29°C.[27]

4. Recirculation et extraction des boues :

L'objectif de ce processus est double. Il s'agit de recirculer les boues activées pour maintenir une quantité adéquate de microorganismes dans les bassins d'aération, contrôler l'âge des boues et assurer une épuration efficace. D'autre part, il vise à extraire les boues excédentaires pour maintenir un contrôle sur l'âge des boues et évacuer les flottants provenant du dégazeur et du clarificateur vers le traitement des boues. Les produits impliqués dans cette opération sont les boues et les flottants, et les principes utilisés sont le relèvement par vis et le relèvement par pompage.

Pour maintenir une concentration stable de boues activées dans les bassins biologiques, les boues issues du clarificateur sont soit recirculées vers le bassin biologique, soit extraites en vue d'un traitement ultérieur.

III.3.2.4 Traitement tertiaire

1. Filtres à Sable Type Aquazur V

Le processus vise à filtrer l'eau pour retenir les Matières en Suspension (MES). Les produits en présence sont les eaux clarifiées des décanteurs, les eaux filtrées, les eaux de lavage et l'air surpressé. Le principe repose sur la filtration, la fluidisation et le rétro-lavage.

La filtration est divisée en quatre zones distinctes : la première zone comporte 7 filtres du type Aquazur V en parallèle, suivie d'une zone avec un local de surpresseurs, puis une bache pour l'eau de lavage, et enfin une bache pour l'eau sale de lavage. Les 7 filtres Aquazur V sont alimentés par un canal d'alimentation qui assure une distribution équilibrée du débit entre les filtres en fonctionnement.

L'eau traitée est dirigée vers la bache d'eau de lavage. Le débordement de cette bache alimente les modules de désinfection UV, avec la possibilité de contourner cette désinfection si nécessaire. Après la désinfection, l'eau est stockée dans une bache d'eau traitée.

Un processus de lavage périodique est prévu pour chaque filtre afin de garantir son bon fonctionnement. Ce processus se déroule en trois phases principales : d'abord un courant d'air seul, puis un courant d'air combiné avec de l'eau, suivi d'un courant d'eau seul. L'eau de lavage est collectée dans la bache d'eau sale de lavage, qui est ensuite renvoyée vers l'ouvrage de répartition et de dérivation du traitement biologique. En cas de débordement de la bache d'eau sale, l'eau de lavage est envoyée vers l'ouvrage de rejet.[27]



Figure III.8 : filtre à sable de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

2. Désinfection UV

Le processus de désinfection UV a pour objectif d'assurer la qualité bactériologique de l'eau par le biais d'un traitement bactéricide. Il met en jeu deux canaux parallèles, chacun équipé de 4 modules de lampes UV agencées en paires appelées bancs UV. Chaque module intègre 36 lampes de type basse pression, verticales, ce qui facilite leur remplacement sans avoir à retirer le module du canal. Les lampes sont en fonctionnement continu dès qu'il y a un débit mesuré par le débitmètre. Le débit maximum de l'eau traitée en sortie de désinfection UV s'élève à 9 350 m³/h qui seront par la suite acheminé vers la bêche d'eau traitée.[27]



Figure III.9 : Photo de l'unité du traitement tertiaire de la STEP prise par (MAHIZI Anis, 19/02/23).

Remarque : L'unité de traitement par UV est hors service depuis l'année 2017 pour des raisons techniques.

III.3.3 Filière boues

Les composants de la filière boue de la tranche 2 et les installations de la file boue de la tranche 1 comprennent les éléments suivants :

- Deux postes d'extraction des boues primaires pour extraire les boues primaires de la tranche 1 et de la tranche 2.
- Deux postes d'extraction des boues biologiques pour la tranche 1 et la tranche 2.
- Un tamis pour les boues primaires.
- Deux épaisseurs pour les boues primaires, provenant des ouvrages de la tranche 1.

- Un pré-épaisseur pour les boues biologiques.
- Épaississement des boues biologiques avec quatre lignes de traitement.
- Une bêche de mélange pour les boues mixtes épaissies.
- Digestion de la tranche 2, comprenant deux digesteurs primaires, un digesteur secondaire avec capacité de stockage, un système de chaufferie, un traitement du biogaz et une compression du biogaz.
- Déshydratation des boues digérées (ou boues mixtes) de la tranche 2 avec six lignes de traitement.
- Un espace de stockage pour les boues déshydratées de la tranche 2.
- Un poste toutes eaux pour le relèvement et le comptage d'une partie des retours de la filière boue de la tranche 2.
- Un comptage par venturi pour l'autre partie des retours de la filière boue de la tranche 2, qui retournent gravitairement en tête de l'usine.

III.4 Conclusion

La station d'épuration des eaux usées de Baraki joue un rôle crucial dans notre projet de recherche sur la recharge artificielle des nappes avec les eaux usées. Cette STEP, située à Alger, traite les effluents urbains et industriels, éliminant les polluants et les matières organiques. En utilisant des dispositifs tels que les bassins d'infiltration, les tranchées et les puits, nous pouvons réinjecter ces eaux traitées dans les nappes souterraines. La STEP de Baraki devient ainsi un maillon essentiel pour reconstituer les réserves d'eau, lutter contre la surexploitation des nappes et améliorer la qualité de l'eau disponible pour la recharge.

CHAPITRE IV:
APERCU SUR LE
PROJET DE
REUTILISATION DES
EAUX USEES EPUREES
DE LA STEP DE BARAKI

V.1 Introduction

Incluse dans le cadre d'un projet stratégique d'aménagement de la capitale (2010-2029), qui intègre entre autres, la requalification paysagère et l'aménagement des deux autoroutes :

➤ **L'autoroute de l'Est** : allant de l'aéroport international Houari Boumediene au centre Alger sur un linéaire de 18 Km, et une superficie en voisinage de 55 ha ;

➤ **L'autoroute Rcade Sud** : allant de l'aéroport international Houari Boumediene à Zéralda (limite Oued Mazafran) sur un linéaire de 43 Km, et une superficie en voisinage de 120 ha.

Cette partie de l'étude concerne l'extension future du réseau d'irrigation, allant de l'aéroport international Houari Boumediene jusqu'à la limite de la Wilaya d'Alger avec la Wilaya de Boumerdès (Commune de Réghaïa).

La Direction des Ressources en Eau de la Wilaya d'Alger (**DRE**) a chargé le Bureau d'Etude d'Hydraulique et de Génie civil **B.E.H.G** d'étudier la possibilité d'irriguer les espaces verts le long des autoroutes par les eaux épurées provenant des stations d'épuration de BARAKI et BENI MESSOUS.

Le bureau d'étude avait comme objectif :

- Subvenir au besoin en eau d'irrigation de la totalité des superficies à aménager ;
- Transfert des eaux d'irrigation des deux stations d'épuration de BARAKI et de BENI MESSOUS.

V.2 Situation géographique de la zone d'étude

L'autoroute de l'Est : allant de l'aéroport international Houari Boumediène au centre Alger Amirauté sur un linéaire de 18 Km et une superficie pouvant atteindre les 25 ha, traversant les communes suivantes : Dar El Beida, Harrach, Hussein Dey et Alger centre.

CHAPITRE IV APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI

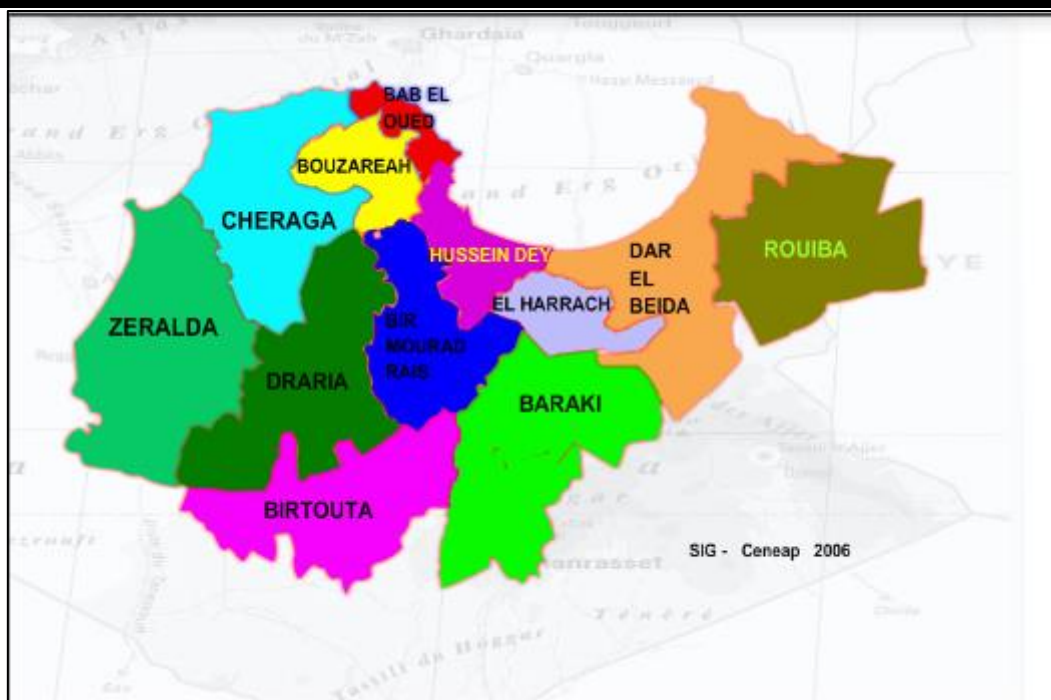


Figure IV.1 : Situation géographique de la zone d'étude

V.3 Présentation des différents secteurs d'arrosage :

Le projet d'aménagement et de fleurissement des autoroutes consiste à couvrir la totalité des espaces verts : échangeurs ainsi que le terre-plein central par des plantes herbacées, arbustes et des arbres (des palmiers espacés de 10m, gazon sur toute la largeur restante).

V.3.1 Découpage en secteurs :

Dans le but de bien maîtriser l'aire de l'étude, notre bureau d'étude a devisé la surface à arroser en secteurs suivant les sources d'approvisionnement avoisinantes :

- **Secteur 01** : il s'agit du terre-plein central (avec une largeur varie entre 2.70 à 6m), allant de pont échangeur « Bordj El Kiffan » (N4) jusqu'au pont échangeur « Dar El Beida » (NA), sur un linéaire de 3640m, et une superficie de 14 560 m².
- **Secteur 02** : il s'agit du terreplein central (avec une largeur varie entre 2.70 à 6m), allant de l'aéroport international « Houari Boumediene » (N06) jusqu'au pont échangeur « Dar El Beida » (NA), sur un linéaire de 2 073m, et une superficie de 8 300m².
- **Secteur 03** : il s'agit du terreplein central (avec une largeur varie entre 2.70 à 6m), allant de pont échangeur « Dar El Beida » (NA) jusqu'à la limite de la commune de Reghaia (NB), sur un linéaire de 13 430m, et une superficie de 53 720 m².

CHAPITRE IV APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI

Figure IV.2 : Les zones d'arrosage par les eaux de la STEP de Baraki



Tableau IV. : récapitulatif des différents secteurs de la zone d'étude (Terreplein centrale)

Secteurs	désignation	Nœud	Linéaire(m)	Surface de la terre-plein (m ²)
1	Bordj el Kiffan –Dar El Beida	N4-NA	3 640	14 560
2	Aéroport –dar El Beida	N6-NA	2 073	8 300
3	Dar El Beida- Réghaïa	NA-NB	13 430	53 720
Totale			19 143	76 580

Tableau IV.2 : récapitulatif des différents échangeurs de la zone d'étude)

Numéro d'échangeur	Secteur	désignation	Surface de l'échangeur à irriguer(m ²)
1	01	Vers El Hamiz	22 429
2	03	Vers Rouïba- Hamiz	53 429
3		Vers Rouïba	74 108
4		Vers la zone d'activité Rouïba	44 079
5		Vers Reghaïa	45 331
Total			239 376

V.4 Proposition d'un système d'arrosage :

Le choix d'une méthode d'irrigation est déterminé en fonction d'un certain nombre de facteurs, à savoir :

- **Les conditions naturelles** : telles que le type de sol, la pente du terrain, le climat, la qualité de l'eau et sa disponibilité, affectent d'une façon ou d'une autre le choix de la méthode d'irrigation ;

- **Les cultures** ;

- **La technologie** : Le niveau de technicité requis pour l'installation et le fonctionnement d'une méthode d'irrigation affecte sa sélection dans un cas déterminé ;

- **La tradition des irrigations** : Le choix d'une méthode d'irrigation dépend des traditions des irrigations dans la région ou dans le pays. L'introduction d'une nouvelle méthode d'irrigation peut amener des difficultés inattendues ;

- **Les besoins en main-d'œuvre** : Les besoins en main-d'œuvre pour l'aménagement, le fonctionnement et l'entretien des projets ;

➤ **Les coûts et les bénéfices** : Avant de choisir une méthode d'irrigation, il faut faire une estimation des coûts, bénéfices et avantages de chaque option. L'estimation des coûts ne se limite pas aux coûts des travaux et d'installation, mais elle tient compte aussi des frais de fonctionnement et d'entretien.

L'objectif est de proposer un bon système d'arrosage, susceptible d'assurer la prise en charge des différents points sensibles, c.à.d. un réseau qui doit assurer la pression minimale de service pour le fonctionnement des asperseurs d'une part et de satisfaire les besoins en eaux de toutes les espaces verts présents dans le cadre de cette étude d'autre part. Pour cela, et suite à notre diagnostic effectué sur le terrain, le bureau d'étude propose ce qui suit :

V.4.1 Système d'aspersion par pression à partir des forages

Cette variante consiste à décrire un nouveau système d'arrosage dans sa conception, il s'articule autour d'un axe principal composé d'un autre type d'asperseurs plus avantageux ; comme des **Escamotables à pression**, ce nouveau système consiste à installer des asperseurs espacés de 4 à 12 m (suivant la largeur du terreplein central), ces asperseurs nécessitent une pression minimale de service qui varie entre 1.5 et 3.5 bars, et couvrent un rayon d'arrosage varie entre 2 à 6m.

CHAPITRE IV APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI

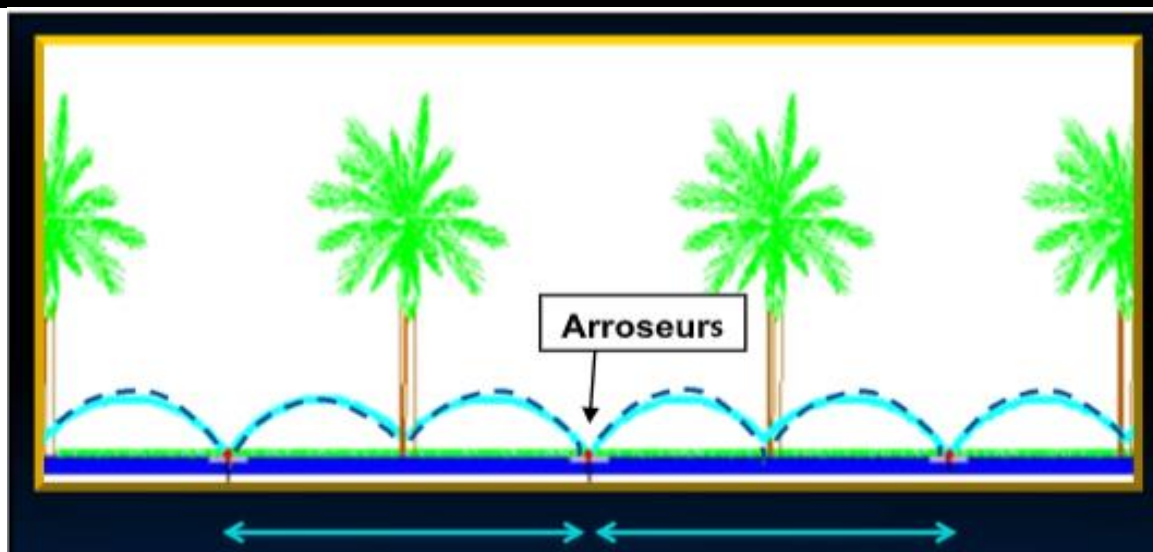


Figure IV.3 : Schéma descriptif du système d'arrosage

V.5 estimation des besoins en eau et dimensionnement des conduites

L'estimation des besoins en eau des plantes est selon l'espèce, liée à de nombreux facteurs climatiques : pluviométrie, température, hygrométrie, vent, etc. ...

L'évapotranspiration (ETP) met en relation ces facteurs. Les méthodes sont nombreuses et sont établies suivant les régions.

Les paramètres pris en considération dans le calcul de l'ETP sont relatifs aux données de la station de **(Port d'Alger)** pour la pluviométrie et la température ; le pourcentage de la durée d'éclairement et la radiation maximale suivant la latitude de la zone d'étude et aux données de la station de « Port d'Alger » pour la nébulosité et l'humidité relative.

Après l'étude faite par le bureau d'étude. les résultats de dimensionnement de chaque zone sont :

Tableau IV.3 : Les résultats de dimensionnement théorique

Sect	désignation	Linéaire(m)	Nombre de rampes	Nombre d'asperseurs	Diamètre de la rampe (m)	Débit de la conduite (m ³ /s)	Diamètre de la conduite (mm)
1	Ech.Bordj el Kiffan – Ech.Dar El Beida	3 640	46	920		0.04462	90

**CHAPITRE IV APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION
DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI**

2	Aéroport – Ech.Dar El Beida	2 073	26	520	20	0.02522	63
3	Ech.Dar El Beida- Réghaïa	13 430	168	3360		0.1629	160

Le volume nécessaire pour satisfaire la demande en eau du terreplein central de chaque secteur :

Tableau IV.4 : Les volumes nécessaires pour l'irrigation de chaque secteur

Secteurs	désignation	Nœud	Linéaire(m)	Surface de la terre-plein (m ²)	Nombre de palmiers	Besoins du terre- plein(m ³ /s)
1	Ech.Bordj el Kiffan – Ech.Dar El Beida	N4- NA	3 640	14 560	365	60
2	Aéroport – Ech.Dar El Beida	N6- NA	2 073	8 300	207	35
3	Ech.Dar El Beida- Ech.Réghaïa	NA- NB	13 430	53 720	1 345	215
Totale			19 143	76 580		310

Le volume nécessaire pour satisfaire la demande en eau des échangeurs :

CHAPITRE IV APERCU SUR LE PROJET DE REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES DE LA STEP DE BARAKI

Tableau IV.5 : Les volumes nécessaires pour l'irrigation de chaque échangeur

Numéro d'échangeur	Secteur	désignation	Surface de l'échangeur à irriguer(m ²)	Besoins de l'échangeur (m ³ /s)
1	01	Vers El Hamiz	22 429	90
2	03	Vers Rouïba-Hamiz	53 429	215
3		Vers Rouïba	74 108	296
4		Vers la zone d'activité Rouïba	44 079	176
5		Vers Reghaïa	45 331	181
Total			239 376	960

V.6 Conclusion

Au terme de cette étude, les eaux usées représentent une ressource d'eau renouvelable qu'il faudra exploiter dans l'agriculture, l'industrie et d'autres usages municipaux, donc, constituer sans doute, demain, l'une des solutions incontournables pour notre pays qui souffrant énormément de déficit hydrique.

Enfin, la mise en place d'infrastructure d'irrigation s'accompagne impérativement de la mise en place d'une structure de gestion, organe représentatif de l'ensemble des exploitants qui gère au jour le jour le bon fonctionnement du périmètre d'irrigation. La mise en place d'une telle structure avec des statuts bien définis permet de réguler les conflits d'usagers, l'adéquation entre les intérêts individuels et le caractère collectif de certaines infrastructures, les stratégies de suivi et des équipements.

CHAPITRE V :
CARACTÉRISTIQUES DE
LA ZONE D'ETUDE DE LA
MITIDJA EST.

VI.1 Introduction

Au cœur de l'Algérie, la région d'Alger se déploie sur 8500 km², façonnée par les reliefs majestueux de l'Atlas et enrichie par des plaines fertiles. Parmi ces étendues, la plaine de la Mitidja se distingue comme un bastion agricole, grâce à ses conditions topographiques et climatiques favorables. Notre étude se concentre sur la Mitidja-Est, où nous examinerons la géographie, la géomorphologie, et l'hydrographie, ainsi que les ressources en eau et l'hydrogéologie, pour éclairer les pratiques d'assainissement et les besoins en eau de cette région vitale pour l'agriculture algérienne.

VI.2 Situation géographique

La plaine de la Mitidja, s'étendant sur 1450 km², s'étend sur une longueur d'environ 100 km et varie en largeur de 5 à 20 km. Orientée Est-nord-est/Ouest-sud-ouest, elle est limitée au Nord par les collines du Sahel algérien et au Sud par les sommets de l'Atlas blidéen. La plaine se perche à une altitude moyenne oscillant entre 40 et 45 mètres.

Quant à la Mitidja-Est, elle couvre une superficie de 593 km² et est délimitée de manière distincte : au Nord, elle est bordée par la ride du Sahel qui la sépare la plaine de la mer ; au Sud, elle est adossée à l'Atlas de Blida, une chaîne montagneuse qui s'élève jusqu'à 1600 mètres d'altitude ; à l'Est, elle est limitée par l'Oued Reghaïa ; et à l'Ouest, elle est limitée par l'Oued El Harrach. Cette configuration géographique confère à la Mitidja-Est des caractéristiques uniques, essentielles à l'étude de son potentiel agricole et hydrologique.

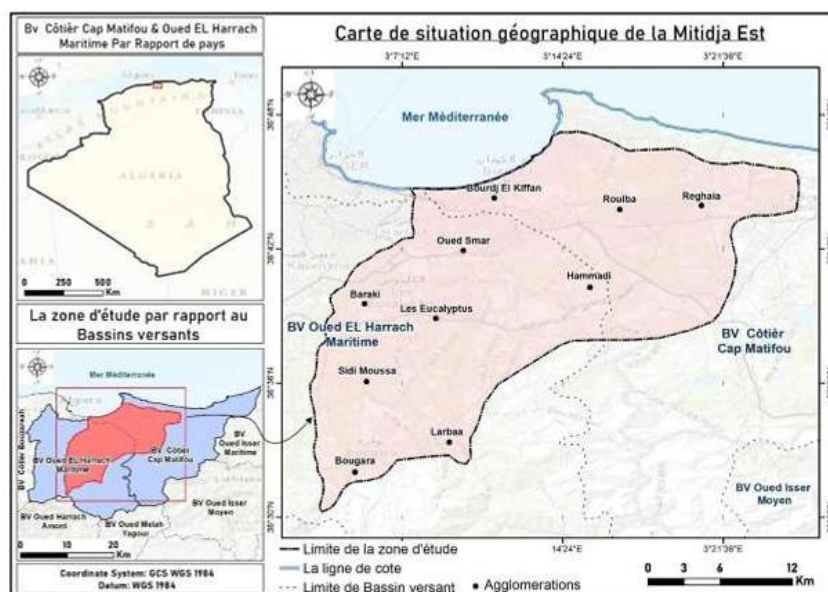


Figure V.1 : Situation géographique de la Mitidja est

VI.3 Délimitation de la zone d'étude

La zone d'étude, localisée sur le territoire de la commune de Chebli, se positionne stratégiquement entre l'Oued El Harrach à l'Est et la commune de Bouinan à l'Ouest. Bordant la rive gauche de l'Oued El Harrach, elle bénéficie d'une excellente accessibilité grâce à la route nationale n°29, qui assure une liaison directe avec les centres administratifs des communes avoisinantes telles que Bouinan, Bougara, Chebli et Hammam Melouan. Le périmètre en question s'étend sur une superficie brute de 1200 hectares, parmi lesquels environ 800 hectares bénéficiaient autrefois d'une irrigation quasi-totale, alimentée annuellement par la prise d'eau d'El Magrounatte, et ce, jusqu'au début des années 1990.

VI.4 Cadre géomorphologique de la Mitidja-EST

La région de la Mitidja EST est caractérisée par un cadre géomorphologique distinct, marqué par trois principales formations structurales. Au Nord, le Sahel d'Alger se présente comme une chaîne de collines plissées s'étirant d'Est en Ouest, avec des altitudes atteignant 250 mètres près d'Alger et diminuant jusqu'à 60 mètres vers Reghaïa. Cette chaîne longe la côte algéroise, à l'exception d'une portion érodée près de la baie d'Alger.

Ensuite, la plaine de la Mitidja s'étend au centre, une vaste étendue de terres basses composées de sédiments déposés par l'érosion des reliefs environnants, notamment le Sahel au Nord et l'Atlas au Sud.

Enfin, au Sud, l'Atlas Blidéen se dresse comme un rempart montagneux, culminant à 1600 mètres d'altitude et s'orientant du Nord-Est au Sud-Ouest. Ses versants escarpés sont le berceau de nombreux cours d'eau qui traversent la plaine de la Mitidja-Est, contribuant à son riche réseau hydrographique.

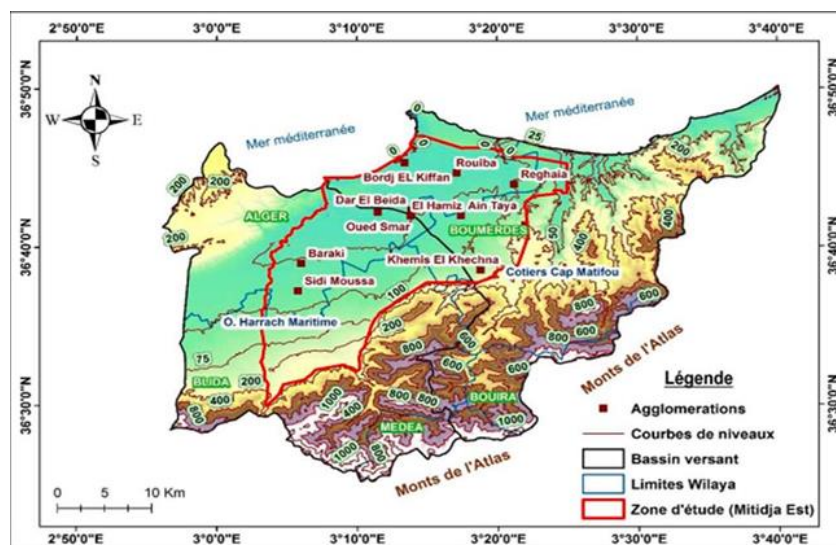


Figure V.2 : Carte topographique de la Mitidja EST

VI.5 Cadre hydrologique de la Mitidja EST

La plaine de la Mitidja orientale, couvrant une superficie de 510 km², est un espace hydrographique important divisé en deux sous-bassins principaux :

- Le bassin de l'Oued El-Harrach, le plus vaste avec 1236,28 km² et un périmètre de 188,17 km.
- Le bassin de l'Oued Hamiz, plus modeste, s'étend sur 283,21 km² avec un périmètre de 102,11 km, situé à l'est de la plaine. Le bassin de Reghaïa, de par sa petite taille, est intégré au bassin de l'Oued Hamiz.

Le réseau hydrographique de la plaine de la Mitidja EST est dominé par trois oueds majeurs :

- Oued El Harrach, long de 45,2 km,
- Oued Hamiz, s'étendant sur 49,8 km,
- Oued Réghaïa, le plus court avec 7,4 km.

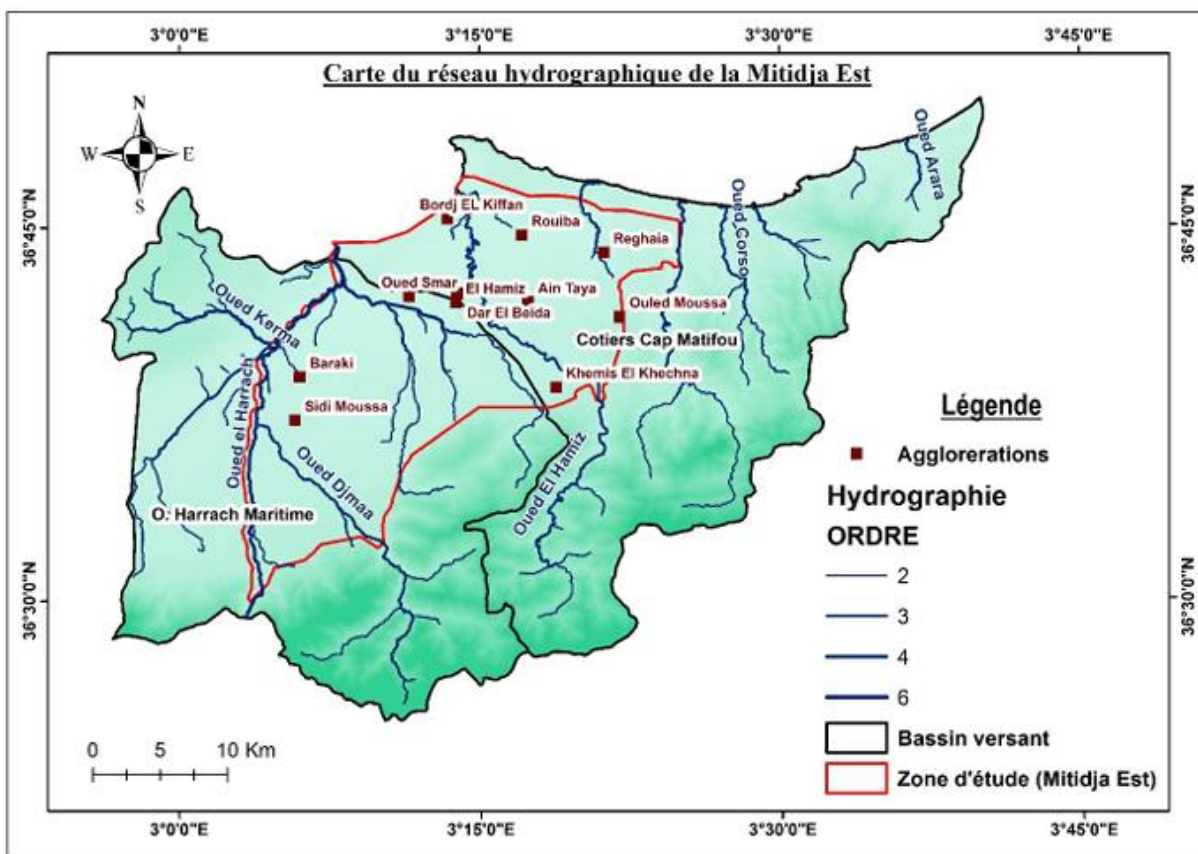


Figure V.3 : Réseau hydrographique de la Mitidja Est.

VI.6 Cadre climatologique de la Mitidja EST

VI.6.1 Pluviométrie

Les précipitations sont un paramètre climatique qui joue un rôle clé dans la recharge des nappes phréatiques et le développement des réseaux hydrologiques.

Pour l'étude des précipitations, on exploitera les séries pluviométriques disponibles des stations suivantes :

Tableau V.1 : Caractéristiques des stations pluviométriques.

Code	Coordonnées Géographiques		Z (m)	Période d'observation	
	X	Y		Début	Fin
020601	554	352.3	890	1987	2019
020602	558.55	367.4	130		
020632	557.8	382.25	20		
020646	564.35	372.25	151		

Tableau V.2 : Précipitations moyennes mensuelles de Mitidja EST (ANRH,2019)

	Sept	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout
deux bassins	42	19,3	37,9	28,8	29,1	0	26	75,8	60,2	12,6	0	5
Hamiz Barrage	15,4	15,5	28,8	12,5	29,1	0	28,9	46,4	11,6	4,8	0	9,2
Reghaia	16	8,8	25,5	3,7	31,8	0	16,5	40,2	1,7			
Keddara BGE	21	31,5	31,2	3,6	33,2	0,2	23,7	63,4	11,5	5,1	0	3,3

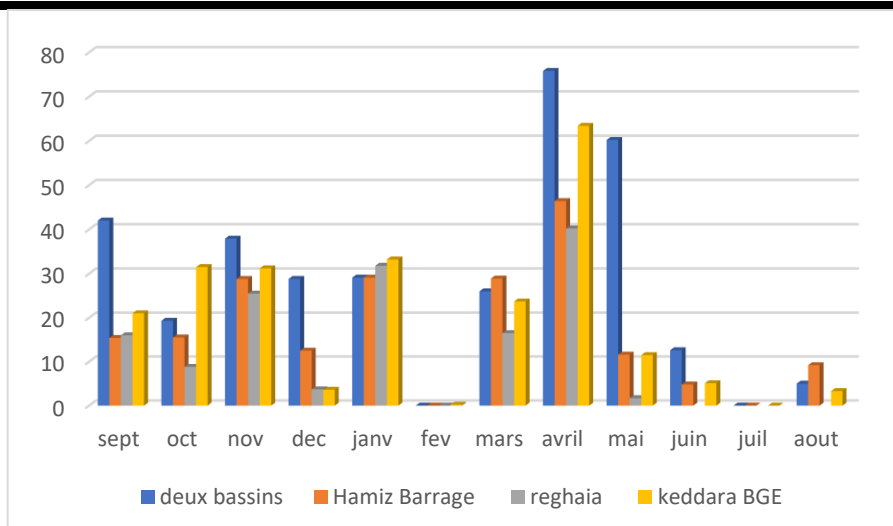


Figure V.4 : Histogramme des Précipitations moyennes mensuelles de Mitidja Est (ANRH,2019)

L'analyse de la pluviométrie moyenne mensuelle pour l'année 2019 dans les stations climatiques de deux bassins, Reghaïa, Hamiz Barrage et Keddara montre ce qui suit

- Une saison pluvieuse s'étendant de novembre à avril sauf pour le mois de mai où la pluviométrie était nulle, Avril se distingue comme le mois le plus arrosé, avec un pic de 75,8 mm enregistré à la station "Deux Bassins".
- Une saison sèche s'étendant de mai à septembre où Les précipitations se font rares, atteignant leur valeur minimale en mai à la station de Reghaïa avec seulement 1,7 mm

VI.6.2 Température :

Ce paramètre joue un rôle crucial dans la détermination du déficit d'écoulement, un élément clé du bilan hydrologique. Concernant ce paramètre spécifique, les données disponibles pour mon mémoire proviennent exclusivement des relevés effectués à la station de Dar El Beida, où les températures ont été mesurées de 2000 à 2018.

Tableau V.3 : Variation de la température à la Mitidja

	sept	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	mars	avril	mai	Juin	Juil	aout
T°moy	23,98	20,78	15,85	12,56	11,61	11,98	13,83	16,01	18,78	22,8	26,2	26,61
T°min	17,69	14,41	10,2	6,86	6,86	6,51	7,78	9,93	12,55	16,28	23,05	20,4
T°max	29,98	27,1	21,53	18,28	18,28	17,46	20,26	22,05	25,03	29,3	32,46	32,76

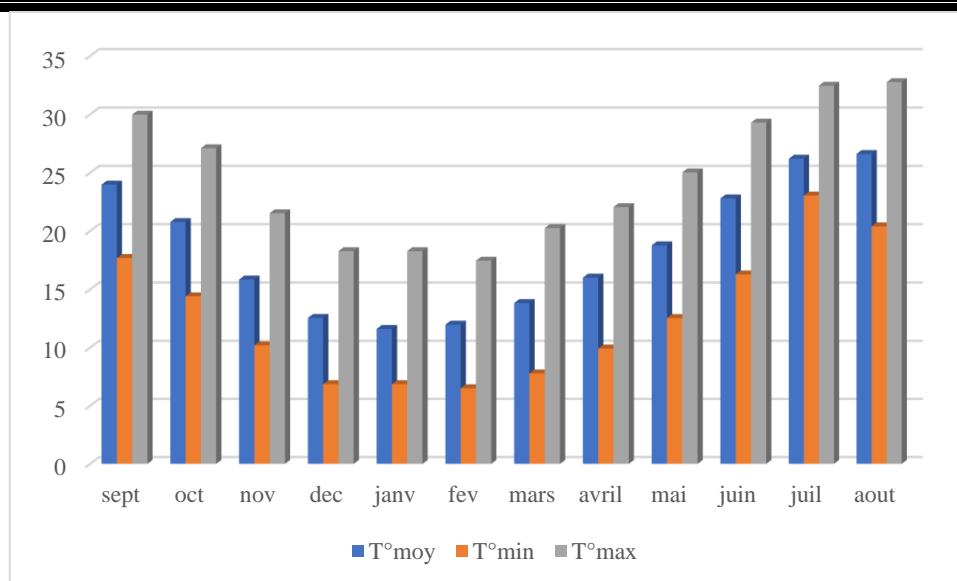


Figure V.5 : Histogramme des variations de température a la Mitidja

L'analyse des valeurs moyennes mensuelles enregistrées à la station de Dar El Beida sur une période de 33 ans (1985-2018) révèle ce qui suit :

- Les températures atteignent leur pic en août, avec une moyenne maximale de 32,76°C. En revanche, les valeurs les plus basses sont observées en février, avec une moyenne minimale de 6,51°C.
- L'année se divise en deux saisons distinctes :
 - Saison humide (froide) : De novembre à mai. La période la plus froide est en janvier, avec une moyenne de 11,61°C.
 - Saison sèche (chaude) : De juin à octobre. La période la plus chaude est en août, avec une moyenne de 26,61°C.

VI.6.3 Bilan hydrique

Le calcul du bilan hydrique dans cette partie se fera par la méthode de Thornthwaite basée sur la notion de la réserve facilement utilisable (RFU).

On établit ainsi un bilan à l'échelle mensuelle, à partir de la pluie du mois P, de l'ETP et de la RFU.

$$ETP = 16 * \left(10 * \frac{T}{I}\right)^a$$

Avec :

ETP : évapotranspiration potentielle mensuelle (mm).

T : température moyenne mensuelle (°C).

I: indice thermique annuel $I = \sum i$.

i : indice thermique mensuel : $i = (T/5)1.514$.

a : Constante fonction de l'indice thermique annuel : $a = ((1.6/100) \times I) + 0.5$.

Si $P > ETP$ alors :

- $ETR = ETP$;
- il reste un excédent ($P - ETP$) qui est affecté en premier lieu à la RFU et si la RFU est complète, à l'écoulement Q.

Si $P < ETP$ alors :

On évapore toute la pluie et on prend à la RFU (jusqu'à la vider) l'eau nécessaire pour satisfaire l'ETR soit :

- $ETR = P + \min(RFU, ETP - P)$.
- $RFU = 0$ ou $RFU + P - ETP$.

Si $RFU = 0$, et $P < ETP$ alors :

Dans ce cas $P = ETR$, la quantité ($Da = ETP - ETR$) représente le déficit agricole, c'est-à-dire la quantité d'eau qu'il faudrait apporter aux plantes pour qu'elles ne souffrent pas de la sécheresse.

Tableau V.4 : Calcul de bilan hydrique par la méthode de Thornthwaite (2018)

	sept	Oct	Nov	jan	Fév	mars	avril	mai	juin	juil	août
P (mm)	44	52	150,9	151,2	21,5	50,5	34,1	20,8	8,7	0	1,3
ETP (mm)	13,2	10,13	5,5	3,53	3,13	4,66	5,84	8,19	12,48	16,42	16,83
P-ETP (mm)	30,8	41,9	145,4	147,66	18,37	45,84	28,26	12,60	-3,78	-16,42	-15,53
RFU (mm)	30,8	72,7	100	100	100	100	100	100	96,21	79,79	64,25
EXC	0	0	108,1	147,66	18,37	45,84	28,26	12,604	0	0	0
ETR (mm)	13,1	10,1	5,5	3,53	3,13	4,65	5,84	8,19	12,48	16,42	16,83

VI.6.4 Analyse du bilan hydrique :

- **Période de recharge** : Les mois d'**octobre à janvier** correspondent à une période de recharge importante avec des bilans hydriques très positifs ($P-ETP$ élevés). Les précipitations sont supérieures à l'évapotranspiration, ce qui favorise l'infiltration de l'eau dans le sol et la recharge de la nappe.

- **Période de déficit** : Les mois de juillet à septembre sont caractérisés par des bilans hydriques négatifs. L'évapotranspiration est supérieure aux précipitations, ce qui entraîne un assèchement du sol et une diminution de la recharge de la nappe.
- **Réserve en eau utile (RFU)** : Elle est maximale en hiver (100%) et diminue pendant la période sèche. Cela confirme l'importance des précipitations d'automne et d'hiver pour reconstituer les réserves en eau du sol.
- **Excédent d'eau (EXC)** : Les valeurs élevées d'EXC pendant la période de recharge montrent un potentiel important de recharge de la nappe.

Le bilan hydrique présenté montre que la recharge de la nappe est principalement alimentée par les précipitations d'automne et d'hiver. Cependant, la variabilité interannuelle des précipitations peut entraîner des fluctuations importantes du niveau de la nappe. Il est donc essentiel de mettre en place une gestion durable de cette ressource en tenant compte de ces variations naturelles.

VI.6.5 Humidité

L'étude de l'humidité est essentielle dans le cadre d'une étude de recharge artificielle de la nappe car elle influence directement la quantité d'eau qui peut s'infiltrer dans le sol et atteindre la nappe phréatique. Une humidité élevée peut indiquer un potentiel de recharge plus important, tandis qu'une faible humidité peut limiter l'infiltration d'eau et donc la recharge de la nappe.

Tableau V.5 : Variation de l'humidité (ANRH,2012)

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
Humidité (%)	14,8	12,6	19,2	21,0	19,8	28,3	31	29,2	33	28,2	19,0	14,5

VI.6.6 Vitesse de vent

L'analyse de la variation du vent est essentielle pour une étude de la recharge de la nappe car le vent influence le taux d'évaporation de l'eau à la surface du sol. Un vent fort peut augmenter l'évaporation, réduisant ainsi la quantité d'eau qui s'infiltrer dans le sol pour recharger les nappes phréatiques. De plus, le vent peut affecter le transport et la dispersion des polluants, ce qui est important pour évaluer la qualité de l'eau qui atteint la nappe. Comprendre ces variations aide à optimiser les stratégies de gestion de l'eau et à prévoir les taux de recharge des aquifères.

Tableau V.6 : Vitesse moyenne mensuelle des vents (ANRH,1987-2006).

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
vent (m/s)	2,82	2,67	3,50	3,42	3,26	2,74	3,35	2,53	2,53	2,55	2,79	2,96

VI.6.7 L'insolation

L'insolation, ou le rayonnement solaire, joue un rôle clé dans le cycle de l'eau en influençant les taux d'évaporation et de transpiration. Une forte insolation peut augmenter ces taux, ce qui réduit la quantité d'eau disponible pour l'infiltration dans le sol. Cela a un impact direct sur la recharge des nappes phréatiques, car moins d'eau atteint les aquifères. Par conséquent, mesurer l'insolation est crucial pour évaluer et prédire la recharge des nappes, surtout dans les régions arides où l'insolation est élevée et l'eau est une ressource limitée.

Tableau V.7 : Variation de l'insolation (ANRH,2012)

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
L'insolation (W/m ²)	6,8	6,6	6,8	8,9	6,1	10,2	11,3	9,7	8	6,6	5,9	2,6

VI.7 Cadre hydrodynamique de la Mitidja EST

VI.7.1 Transmissivité

La transmissivité est définie comme le produit de la perméabilité par l'épaisseur productive de l'aquifère, indiquant la facilité avec laquelle l'eau peut se déplacer à travers celui-ci. La transmissivité est un paramètre essentiel pour la recharge artificielle des aquifères. [28]

Concernant la Mitidja, diverses études ont été menées et sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau V.8 : Transmissivité de la Mitidja

Aquifère	Transmissivité (m ² /s)	Auteur
Astien	10 ⁻² à 2,3.10 ⁻²	Bennie et Partners (1971)
	10 ⁻³ à 3.10 ⁻²	Géo hydraulique (1980)
	1,1.10 ⁻³ à 2,2.10 ⁻³	Sir MacDonald and Partners (1992)
	1,7. 10 ⁻² à 3. 10 ⁻²	Toubal (1998)
Quaternaire	4.10 ⁻²	DEMRH (1973)
	10 ⁻³ à 5.10 ⁻³	Géo hydraulique (1980)
	9,2.10 ⁻³	Benachou et Benmehla (1993)
	9,3.10 ⁻³ à 2,9.10 ⁻²	Mancer et Benlamri (1990)

	$1,5.10^{-2}$ à 2.10^{-2}	Toubal (1998)
--	-----------------------------	---------------

La région de la Mitidja se distingue par deux zones présentant des transmissivités relativement élevées :

- La première, située dans le bassin du Hamiz, affiche des transmissivités variant de $1,7.10^{-2}$ à $2,3.10^{-2}$ m²/s.
- La seconde, localisée dans le bassin d'El Harrach, montre des transmissivités allant de $0,4.10^{-2}$ à 3.10^{-2} m²/s.

Le projet pilote analysé est implanté dans cette dernière zone.

VI.7.2 Coefficient d'emménagement

Ce paramètre distingue les zones où l'aquifère est libre de celles où il est captif. Il détermine la capacité de l'aquifère à délivrer un certain volume d'eau en réponse à une variation de charge hydraulique. Les résultats des études réalisées pour établir ce paramètre sont résumés dans le tableau ci-après :

Tableau V.9 : coefficient d'emménagement de la Mitidja

Aquifère	Coefficient d'emménagement	Auteur
Astien	5.10^{-6} à 5.10^{-3}	Bennie et Partners (1980-1981)
Quaternaire	7.10^{-3}	Bennie et Partners (1971)
	$1,7.10^{-3}$	DEMRH (1973)
	10.10^{-3}	Mancer et Benlamri (1990)
	7.10^{-3}	Kara et Mati (1991)

Les études réalisées par Mac Donald en 1992 présentent une marge de valeurs pour la région de la Mitidja, comme indiqué dans le tableau ci-dessous :

Tableau V.10 : coefficient d'emménagement de la Mitidja (Mac Donald,1992)

Formation	Condition	Fourchette de valeurs
Astien	libre	0.03 à 0.05
	captive	5.10^{-6} à 5.10^{-3}
Mitidja	libre	0.02 à 0.07
	captive	$1.6.10^{-4}$ à 3.10^{-3}

VI.7.3 Perméabilité verticale (K_v)

Ce paramètre décrit le mouvement vertical de l'eau (drainage) entre deux couches aquifères. Dans le cas du système aquifère de la Mitidja, il n'y a pas eu de mesures directes de la perméabilité verticale sur le terrain ; les valeurs proposées sont donc hypothétiques. Selon Mac Donald (1992). La perméabilité verticale estimée pour la Mitidja est d'environ 6.10^{-6} m/s, tandis que celle de l'Astien est de 10^{-5} m/s.

VI.8 Cadre hydrodynamique de la Mitidja EST

La région de Mitidja EST fait partie du bassin de Mitidja, qui est une zone de sédiments formés après la formation des montagnes. Ce bassin est composé de couches de roches formées pendant les périodes Pliocène et Quaternaire, et il a la forme d'une cuvette inclinée créée récemment dans l'ère géologique. Le fond de cette cuvette est principalement constitué de marne (un type de roche) du Pliocène, mais parfois on trouve des roches plus anciennes du Miocène ou même du Crétacé.

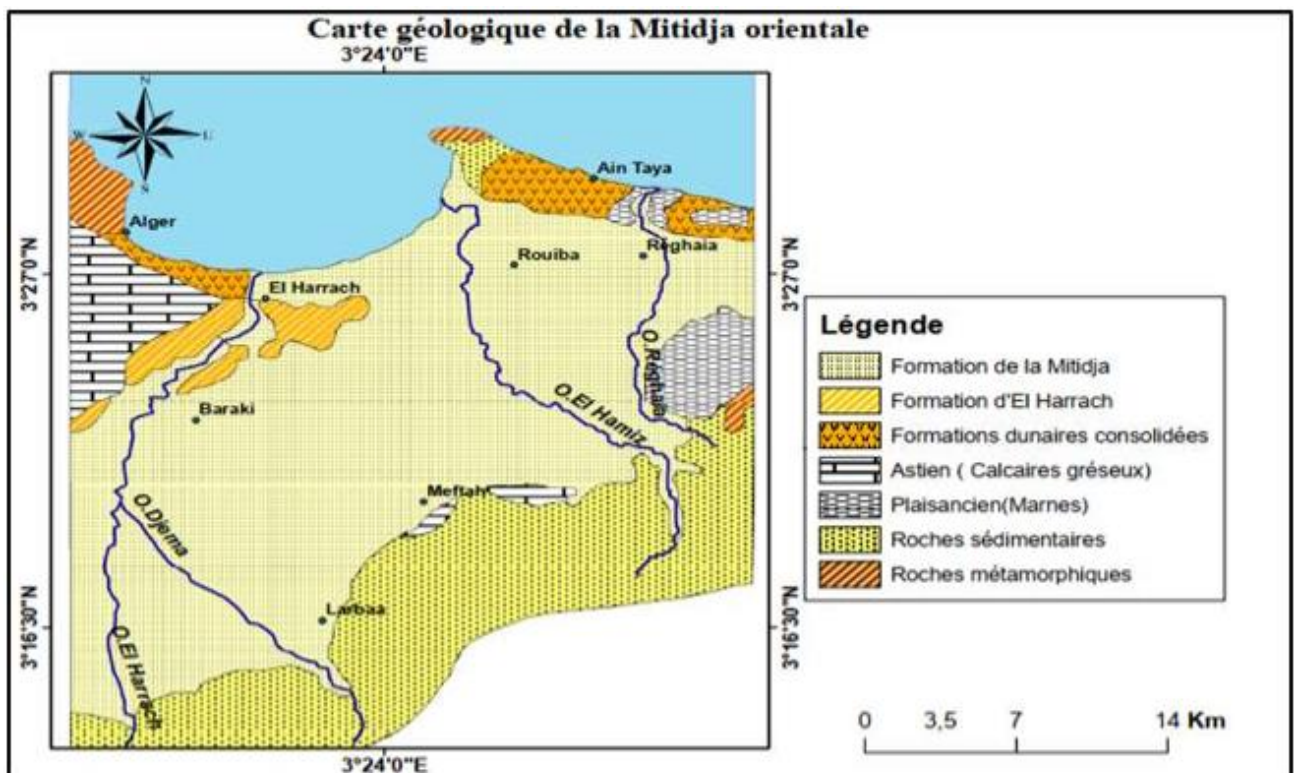


Figure V.6 : carte géologique de la Mitidja-est (MacDonald & Partners,1983)

Dans les études faites sur le projet de la recharge artificielle de la nappe dans la région de Tabainet, l'attention est portée uniquement sur la nappe d'eau souterraine formée par les dépôts alluviaux du Quaternaire, car nous avons des données disponibles pour celle-ci. L'aquifère

Astien, en revanche, n'est pas beaucoup utilisé ni étudié, donc il ne sera pas inclus dans notre analyse.

Tableau V.11 : Unités litho stratigraphiques du bassin de la Mitidja (MacDonald & Partners Limited, 1992)

	Série / Etage	Formation	Lithologie	Epaisseur (m)	Observation	
Quaternaire	Récent	Alluvions des oueds	Gravier, sable	< 10 m		
	pléistocène	Soltanien Tensiftien	Mitidja	Gravier et sable ± argile	100 à 200 m	Nappe
		Amirien saltinien				Période d'érosion intense ; enlèvement jusqu'à 300 m de sédiments villafranchiens à l'Ouest. Formation de l'Astien est exposée et érodée à l'Est.
		Villafranchien	El Harrach	Argile ± lits minces de gravier	0 à 200 m	Aquitard
Tertiaire	Pliocène sup	Astien	Grès ± calcaire et sable	100 à 200 m	Nappe : absente, c'est dû à une non-sédimentation dans le secteur de Blida	
	Pliocène inf.	Plaisancien	Argile bleue, marne	> 200 m		

	Pliocène sup		Calcaire, marne		
--	--------------	--	-----------------	--	--

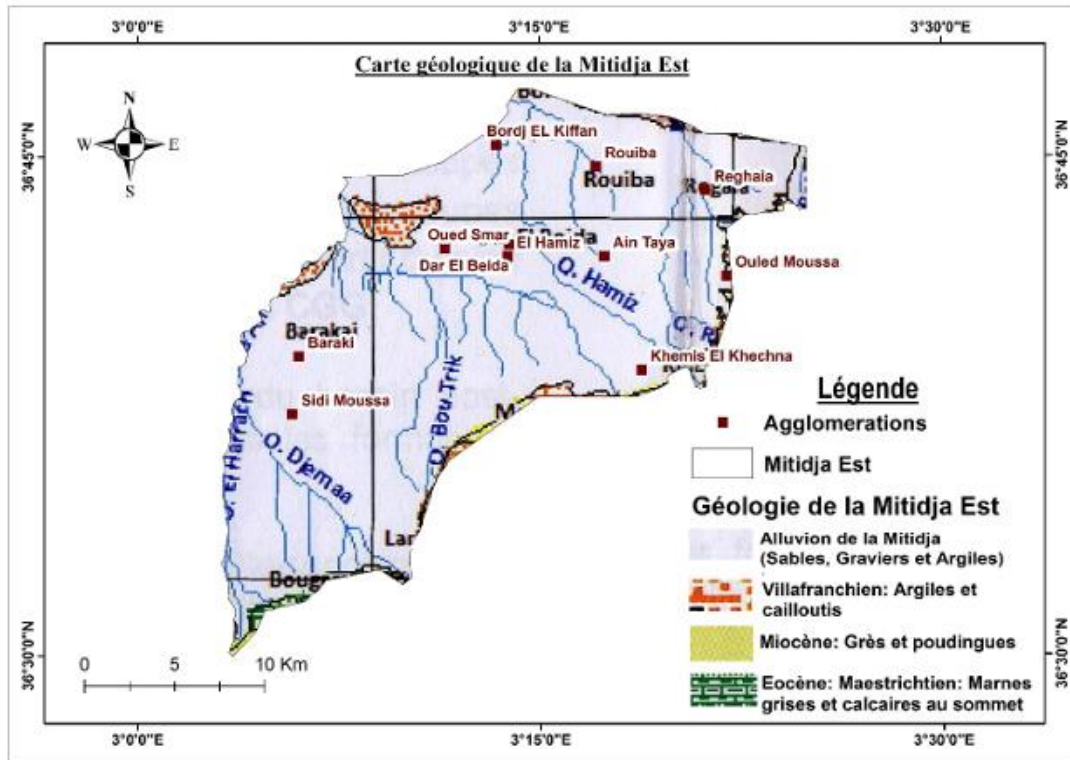


Figure V.7 : Carte géologique de la Mitidja EST

VI.9 Les ressources en eau de la Mitidja EST

Les ressources en eau de la Mitidja EST sont primordiales pour le développement et la gestion environnementale de la région. Les ressources en eau superficielles sont principalement représentées par :

- Le barrage d’El Hamiz ;
- Le barrage de Keddara ;
- La digue de Reghaïa.

Ces infrastructures jouent un rôle clé dans la régulation du débit des cours d’eau, la prévention des inondations et l’approvisionnement en eau pour l’agriculture et la consommation humaine.

Pour ce qui est de l’eau souterraine, la plaine de la Mitidja EST s’appuie sur plusieurs champs de captage importants, tels que : Baraki, Haouch Flit, Hamiz, Boureah, Oued Adda. Haouch Bel Abbes. La ressource en eau souterraine renouvelable annuelle est estimée à 260 millions de mètres cubes (Mm³) en moyenne, avec des variations significatives selon les conditions

climatiques, allant de 100 Mm³ dans les années sèches à 555 Mm³ dans les années humides, pour la période de 1929 à 2004.[29]

Tableau V.12 : Les points d'eau à la Mitidja EST

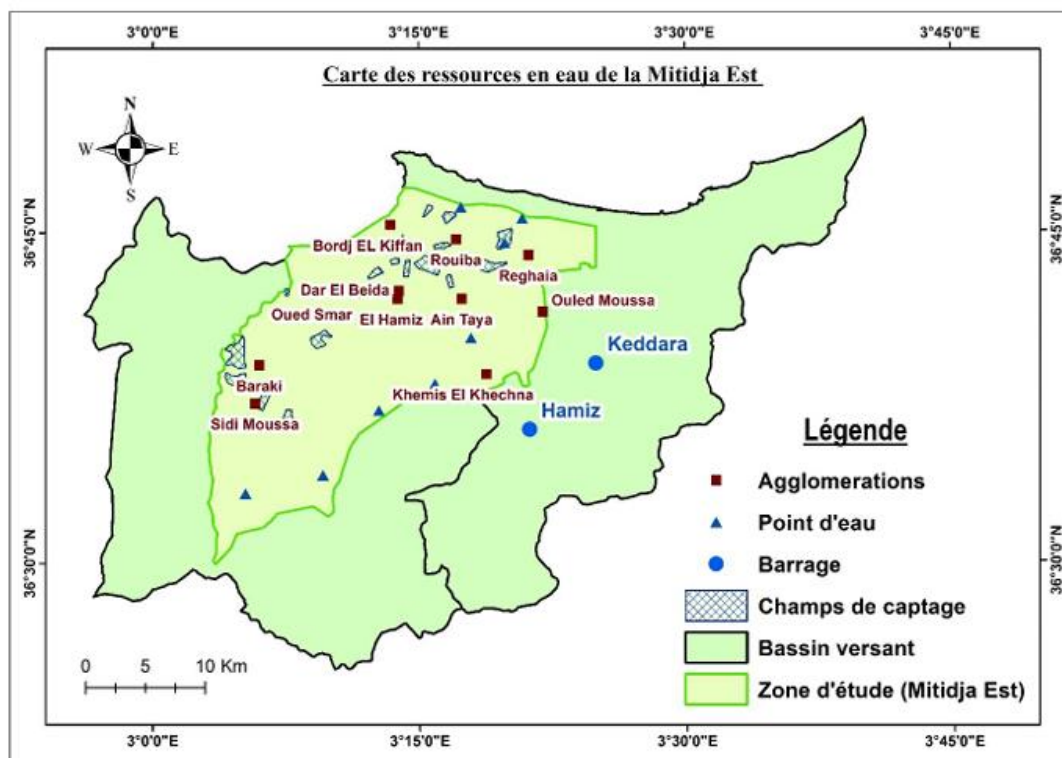
Point d'eau	Nom	X	Y	Z
puits	P021-4	552500	383150	15.25
puits	P021-5	552750	385600	25.47
puits	P021-193	555700	382600	17.653
puits	P021-346	556412	385180	23.08
puits	P021-417	558620	379920	37.03
forage	P021-891	550350	381650	18.03
puits	P021-892	556500	384350	10.04
forage	P021-893	547900	382900	14.04
puits	P021-894	557900	384670	2.32
piézomètre	P021-PZ 1 HZ	549300	380750	25.705
piézomètre	P021-PZ 2 HZ	550550	380450	27.347
puits	P041-1427B	501480	365760	58.744
forage	P041-1761	505900	368420	35.46
forage	P041-1765	510000	362600	50.83
forage	P041-1766	512500	363550	74.72
forage	P041-1768	502750	360850	41.84
piézomètre	P041/PZ 23-MZ I	509750	368750	16.947
piézomètre	P041/PZ 24-MZ I	511150	368300	15.749
piézomètre	P041/PZ 6-BL I	511850	361900	66.7
piézomètre	P041/PZ 7-BL I	510050	361450	62.3
piézomètre	P041/PZ 8-BL I	512050	360200	71.7
piézomètre	P041/PZ1O, alleug	507250	365800	21.308
piézomètre	P041/PZ3 Ben khelil	512350	366250	15.988
piézomètre	P041/PZ5Boufarik	519200	365950	36.849
piézomètre	P041/PZ6Tessala, M	519500	369500	35.467
puits	P042-439	545950	368500	65.03
puits	P042-450	550650	370750	78.48

CHAPITRE V

CARACTÉRISTIQUES DE LA ZONE D'ETUDE DE LA MITIDJA EST

puits	P042-688	553650	374620	48.88
piézomètre	P041/PZ 49	530575	360502	89.976
piézomètre	P041/PZ 50	529867	360486	86.726
forage	P042-997	539200	373150	30.7
forage	P042-998	539800	376820	16.51
forage	P042-999	533750	361100	95.78
forage	P042-1000	534770	361500	106.53
forage	P042-1003	541270	363070	103.46
puits	P042-1008	550650	375600	35.713
forage	P042-1010	534900	367700	45.91
forage	P042-f4 Oed Adda	538460	373920	27
piézomètre	P042/PZ4Eucalyp	540550	369600	51.199
piézomètre	P042/PZ9 Baraki	533800	371750	79.247
piézomètre	P042/PZ10 Sidi moussa	534900	369250	45.244
piézomètre	P041/PZ 51	531635	361399	87.701
puits	P062-251	488600	352230	87.701
puits	P062-332	496120	352200	100
forage	P062-333	493720	353500	86.95
forage	P062-335	491200	355640	72.85
forage	P062-336	493800	355600	75.29
piézomètre	P062/PZ 2affroun	493300	359500	64.519
forage	P063-245B	503600	353800	84.84
puits	P063-470	500470	354670	82.57
puits	P063-591	519800	358800	120.19
puits	P063-593	504500	349450	126.48
puits	P063-594	503950	352600	93.21
forage	P063-595	503750	358120	56.19
forage	P063-596	507200	357150	102.919
piézomètre	P063/PZ 1-BL II	504150	355700	78.031
piézomètre	P063/PZ 2-BL II	504400	356500	83.707
piézomètre	P063/PZ 3-BL II	503500	356950	65.49
PiézoMètre	P063/PZ 8	516400	357800	153.749

	Guérouaou		
--	-----------	--	--



Carte des ressources en eau de la Mitidja EST

VI.10 La production en AEP des champs de captage de la Mitidja Est

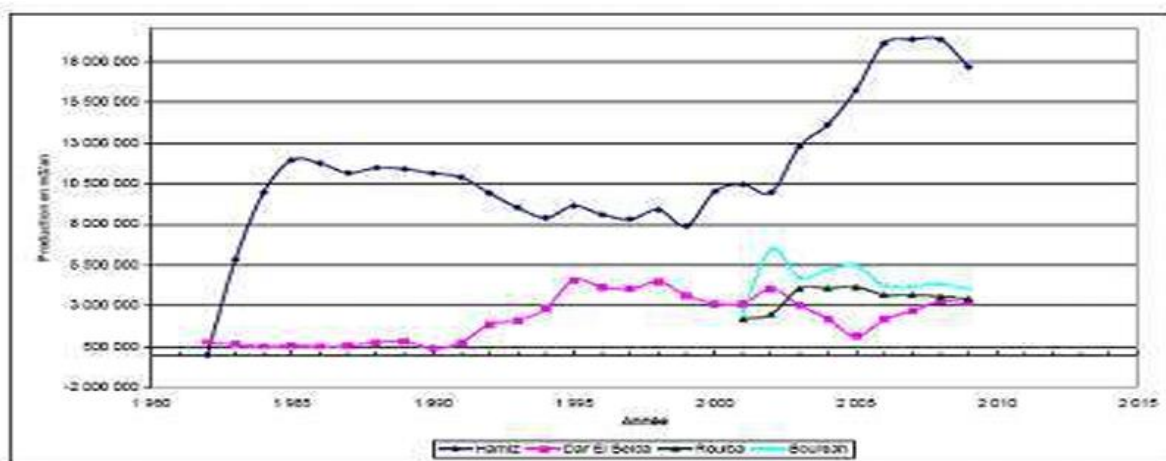


Figure V.8 : La production annuelle moyenne des puits dans les champs de captage

Selon les données fournies par la SEAAL, la production annuelle moyenne des puits dans les champs de captage montre des tendances variées au fil du temps. De 1983 jusqu'à la fin des années 1990, la production du champ captant de Hamiz est restée stable à environ 10 millions

de mètres cubes par an (Mm^3/an). Cependant, à partir de l'année 2000, cette production a presque doublé, atteignant $19 Mm^3/an$ en 2007, avant de commencer à diminuer en 2009. La production du champ captant de Dar El Beida a significativement augmenté durant les années 1990 et est demeurée constante jusqu'à ce que les champs captant de Rouïba et Boureah entrent en fonction. Une baisse notable de la production a été enregistrée en 2005. Pour les champs captant de Boureah et de Rouïba, opérationnels depuis 2001, la production a été assez stable, se situant aux alentours de $4,5 Mm^3/an$ pour Boureah et $3,5 Mm^3/an$ pour Rouïba, avec un pic à $6,5 Mm^3/an$ en 2002 pour le champ captant de Boureah.

VI.11 Etat actuel des eaux de la nappe de Mitidja

La comparaison entre les deux campagnes de l'ANRH de 2012, a mis en évidence l'abaissement du niveau de la profondeur de la nappe de Mitidja. Cette baisse de la surface piézométrique est la conséquence de plusieurs facteurs à savoir :

- Longue période de sécheresse combinée à une importante prolifération de forages ;
- Le commencement précoce de l'irrigation due à cette sécheresse et l'importance des surfaces irrigables.

Durant ces deux dernières décennies, les eaux souterraines de la nappe de la Mitidja ont été affectées par différents types de pollution comme :

- La pollution par les nitrates ;
- La pollution par intrusion marine dans la Mitidja orientale (Baie d'Alger) ;
- La pollution occidentale par les hydrocarbures.[30]

VI.12 Conclusion

La zone de recharge artificielle de la nappe de la Mitidja, objet de notre étude dans le cadre du projet de recherche sur la recharge artificielle des nappes avec les eaux usées, revêt une importance capitale. La simulation du site pilote, situé entre Bougara et Bouinan, révèle un rabattement notable sous les conditions d'exploitation actuelles. Ce phénomène souligne l'urgence de réactiver le dispositif de recharge artificielle, qui est à l'arrêt depuis 2005. En raison de son intérêt stratégique, ce site doit être préservé et exploité de manière durable. La recharge artificielle contribue à augmenter les réserves exploitables en eau, à relever le niveau des puits et forages, et à réduire les pertes vers la mer.

CHAPITRE VI :
RESULTATS EXPERIMENTAUX
ET DISCUSSION

VII.1 Introduction

Le présent chapitre présente une analyse approfondie des résultats des essais expérimentaux menés au laboratoire de la STEP de Baraki durant l'année 2023. L'objectif principal de cette étude est d'évaluer les performances de la STEP en termes d'élimination de la pollution et de conformité aux normes de rejet, réutilisation en irrigation et de potabilité de l'eau. L'analyse vise également à identifier les paramètres clés à prendre en compte lors du dimensionnement de futurs traitements complémentaires destinés à la recharge des nappes phréatiques.

VII.2 Paramètres analysés

Les principaux paramètres de pollution analysés à l'entrée-sortie de la STEP sont la température, le pH, les matières en suspension (MES), la conductivité électrique, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique (DBO₅) et les nutriments.

VII.3 La demande biologique en oxygène DBO₅

La DBO₅ est un paramètre crucial pour évaluer la qualité des eaux usées et son impact potentiel sur l'environnement. Elle représente la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la dégradation biologique des matières organiques présentes dans l'eau sur une période de 5 jours à une température de 20°C.

VII.3.1 Impact environnemental de la DBO₅ élevée

- **Réduction de l'oxygène dissous dans les cours d'eau :**

La dégradation des matières organiques par les micro-organismes consomme de l'oxygène dissous, ce qui peut entraîner une désoxygénation des cours d'eau. Cette situation peut avoir des conséquences néfastes sur la vie aquatique, car de nombreuses espèces animales ont besoin d'oxygène pour survivre.

- **Eutrophisation :**

L'excès de matières organiques peut conduire à l'eutrophisation des cours d'eau, un phénomène caractérisé par une prolifération d'algues et de plantes aquatiques. Cette prolifération peut entraîner une diminution de la transparence de l'eau, une altération de la qualité de l'eau et une perturbation de l'équilibre écologique.

- **Formation de composés toxiques :**

La dégradation des matières organiques peut également générer des composés toxiques tels que l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène, qui peuvent être nocifs pour la vie aquatique et humaine.

VII.3.2 Capacité de traitement de la STEP

VII.3.2.1 Eaux brutes

La STEP de Baraki a été dimensionnée pour traiter en moyenne 285 mg O₂/l de DBO₅.

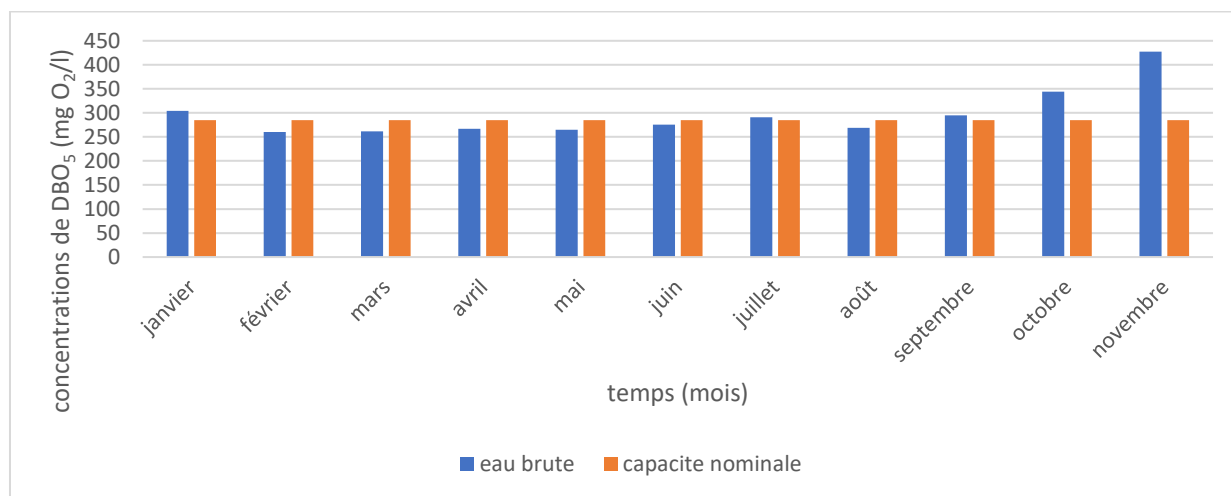


Figure VI.1 : Comparaison mensuelle de la capacité de traitement de DBO₅ de la STEP de Baraki par rapport aux concentrations d’eaux brutes entrantes en 2023

On observe un léger dépassement des concentrations de DBO₅ des eaux brutes par rapport à la capacité nominale de la STEP sauf pour le mois de novembre où le dépassement a été notable (**dépassement de 33,1%**).

VII.3.2.2 Eaux épurées

La teneur nominale en DBO₅ des eaux usées épurées est fixée à 10 mg de DBO₅ /l.

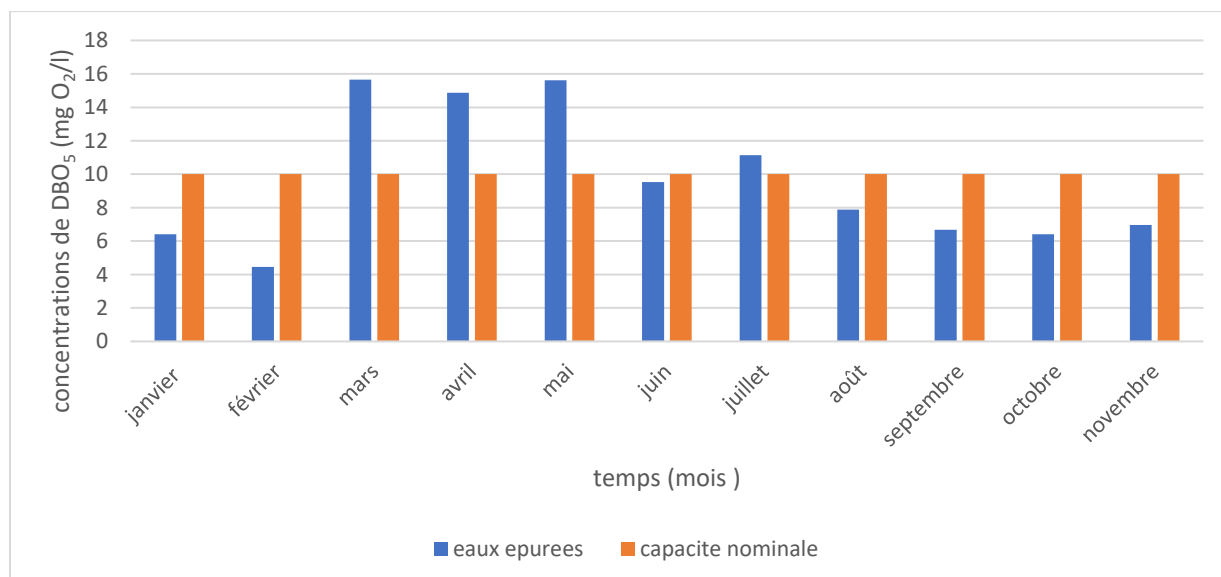


Figure VI.2 : Concentrations mensuelles du DBO₅ des eaux épurées par rapport à la capacité nominale en 2023

Durant l’année 2023, le seuil de la capacité de la STEP n’a pas été dépassé que durant les mois de mars, avril et mai où on observe des dépassements notables de 36,1%,32%et 36%

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

respectivement. Ces mois correspondent aux périodes où l'on enregistre des pics de concentrations de DBO_5 et une performance médiocre de l'épuration des eaux usées.

VII.3.3 L'élimination de la DBO_5 dans le traitement primaire

Les résultats expérimentaux de la DBO_5 à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023 sont présentés sur la Figure :

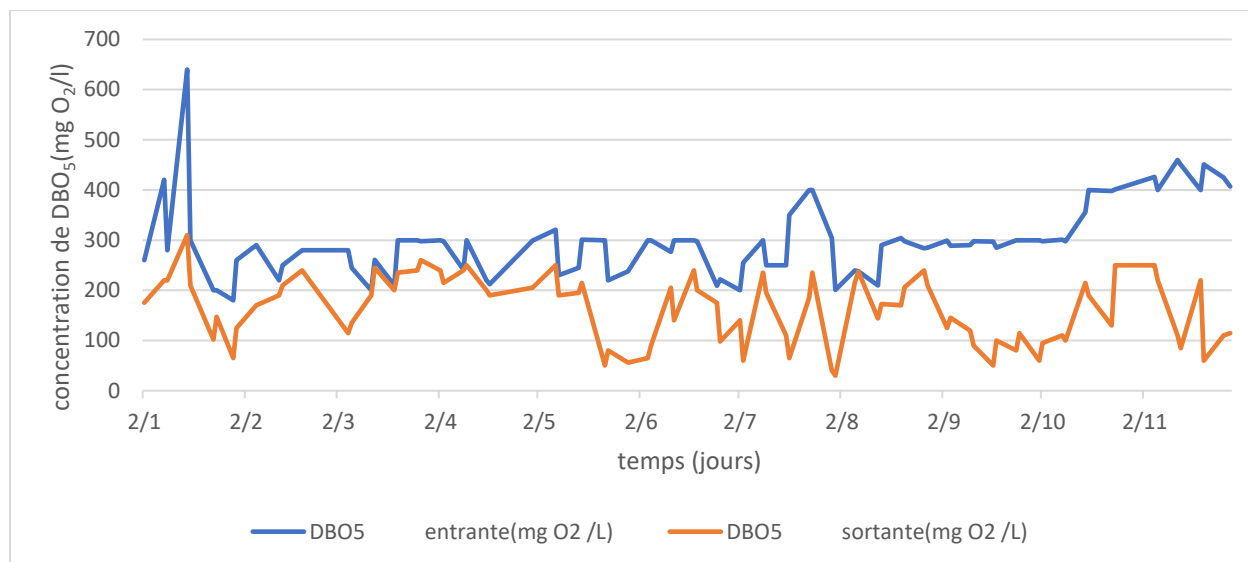


Figure VI.3 : La teneur en DBO_5 à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023

• Observations

- Les concentrations de DBO_5 entrantes sont toujours supérieures aux concentrations de DBO_5 sortantes. Cela signifie que le traitement primaire a été efficace pour éliminer une partie de la matière organique biodégradable présente dans les eaux usées.
- Les concentrations de DBO_5 entrantes et sortantes varient considérablement au cours de l'année. Ces variations peuvent être dues à divers facteurs, tels que les conditions météorologiques, les activités industrielles et agricoles, et la composition des eaux usées.

• Interprétation

Les résultats présentés sur la figure indiquent que le traitement primaire est efficace pour éliminer la DBO_5 des eaux usées.

VII.3.4 Rendement d'élimination de la DBO_5 dans le traitement primaire

Les rendements d'élimination de la DBO_5 décanteur primaire pendant l'année 2023 présentés sur la Figure :

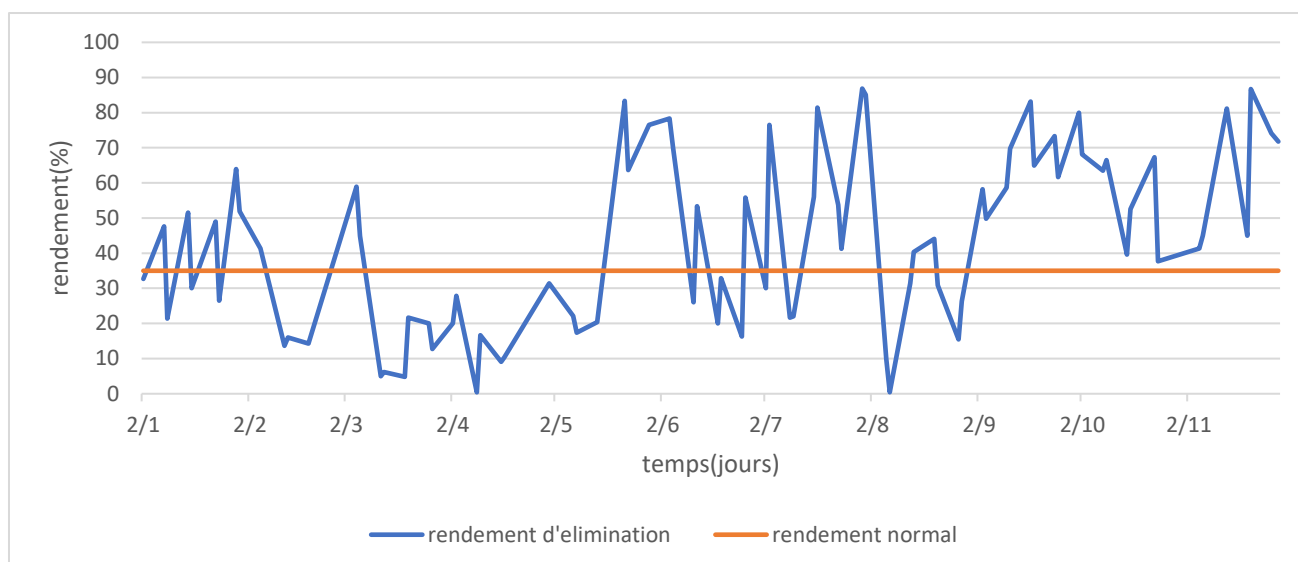


Figure VI.4 : Les rendements d’élimination de la DBO₅ décanteur primaire pendant l’année 2023.

• **Observations :**

- Le rendement d'élimination de la DBO₅ dans le décanteur primaire de la STEP de Baraki varie de manière importante tout au long de l'année, avec des valeurs minimales qui arrivent à **(0,41%)** enregistrée le 9/4 et des valeurs maximales qui arrivent à **(84%)** enregistrée 30/7
- Les rendements d’élimination enregistrées du décanteur primaire de la STEP de Baraki est supérieur au rendement usuel de 35% pendant la majeure partie de l'année, ce qui indique que le décanteur primaire de la STEP de Baraki est performant durant cette partie de l’année. Cependant, il y a des jours où le rendement de la STEP est inférieur à 35%, notamment en mars, avril, mai. Ces baisses de rendement doivent être analysées afin d'identifier les causes et de prendre des mesures correctives.

• **Interprétation :**

Globalement, les résultats présentés sur la figure montrent que le décanteur primaire de la STEP de Baraki joue un rôle important dans le traitement des eaux usées et qu'il permet d'éliminer une quantité significative de DBO₅ pendant la majeure partie de l'année mais le décanteur primaire de la STEP ne fait pas le travail attendu à 100%.

VII.3.5 L’élimination de la DBO₅ dans le traitement secondaire :

Les résultats expérimentaux de la teneur en DBO₅ à l’entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l’année 2023 sont présentés sur la Figure :

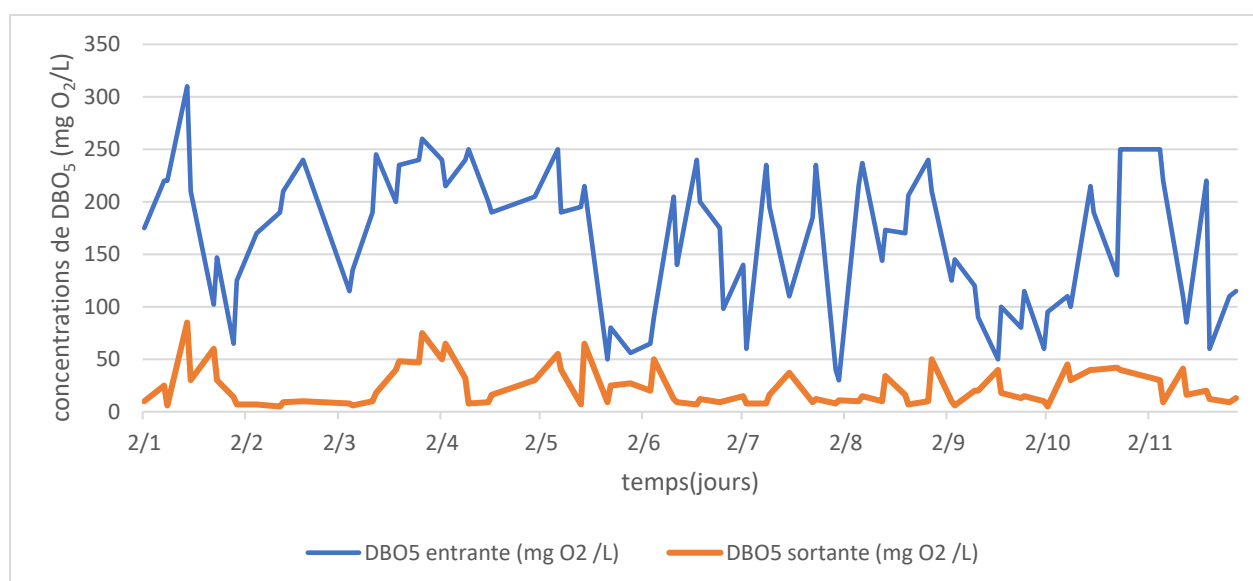


Figure VI.5 : La teneur en DBO₅ à l'entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l'année 2023

- **Observations :**

- Les concentrations de DBO₅ à la sortie du clarificateur sont toujours inférieures aux concentrations à l'entrée, ce qui indique que le traitement biologique de la STEP de BARAKI a permis de réduire de manière importante la charge organique des eaux usées.
- L'efficacité du traitement biologique est variable tout au long de l'année, avec des rendements de dépollution (différence entre la DBO₅ à l'entrée et la DBO₅ à la sortie) les plus élevés en hiver et les plus faibles en été.

- **Interprétation :**

le traitement biologique a permis de réduire de manière significative la charge organique des eaux usées. L'efficacité du traitement est variable tout au long de l'année, en fonction de divers facteurs tels que la température, le pH et la concentration des substrats organiques dans les eaux usées.

VII.3.6 L'élimination de la DBO₅ dans le traitement tertiaire :

Les résultats expérimentaux de l'élimination DBO₅ dans le traitement tertiaire durant l'année 2023 sont présentés sur la Figure :

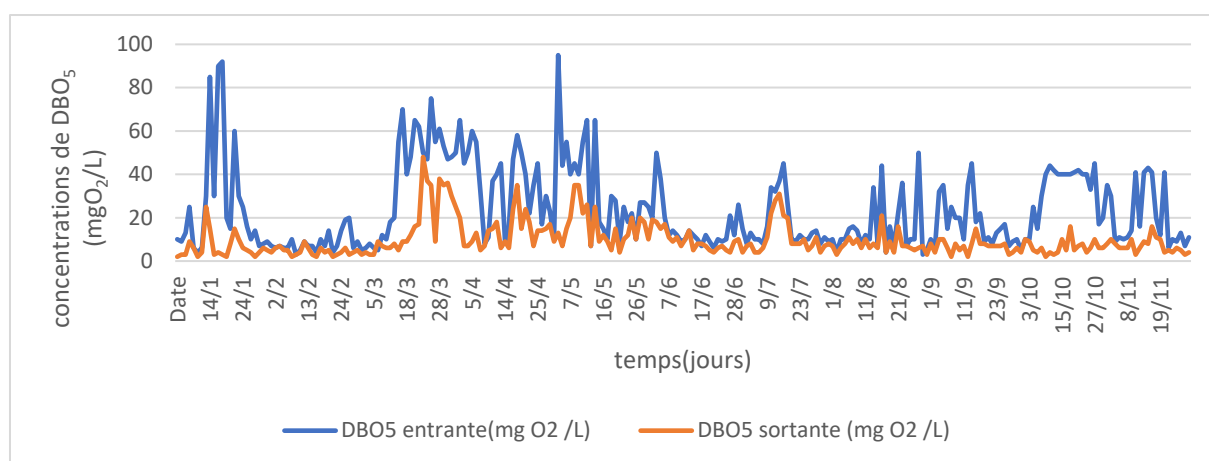


Figure VI.6 : La teneur en DBO₅ à l'entrée et à la sortie du traitement tertiaire durant l'année 2023

➤ **Observations :**

- La teneur en DBO₅ des eaux épurées sont inférieures aux concentrations à l'entrée à la majeure partie de l'année, ce qui indique que le traitement tertiaire a permis de réduire la charge organique des eaux usées de manière globale.
- Les performances du traitement restent variables au long de l'année, avec des rendements de dépollution les plus hauts en hiver et les plus faibles en été.
- On observe des jours où il n'y avait aucune élimination de DBO₅, voire des augmentations ponctuelles de DBO₅, à la sortie du traitement tertiaire.

➤ **Interprétation :**

Le filtre à sable réduit la DBO₅ des eaux usées, mais son efficacité varie selon la saison et les pics de charge. L'optimisation du traitement est nécessaire pour maintenir une performance optimale tout au long de l'année et afin d'arriver à une eau de la qualité requise pour la recharge de la nappe.

VII.3.7 Rejet dans le milieu naturel et réutilisation des eaux épurées en irrigation

La norme de concentrations de DBO₅ des eaux usées épurées avant leurs rejets en milieu naturel fixée par l'OMS est 30 mg/l. Selon JORA c'est la même norme fixée pour la réutilisation des eaux épurées en irrigation.

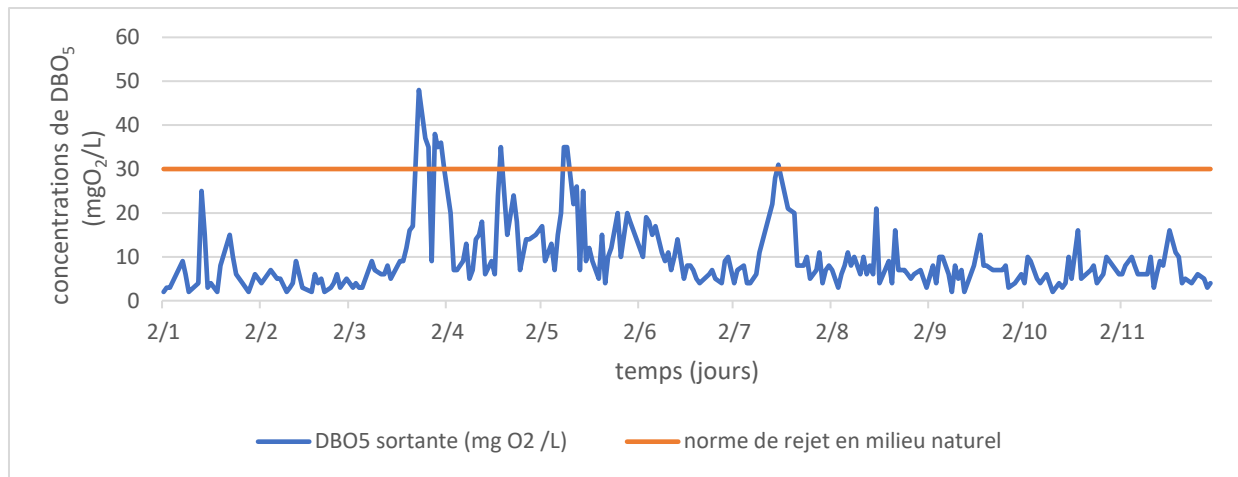


Figure VI.7 : La teneur des eaux épurées en DBO₅ par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et la réutilisation des eaux épurées en irrigation

La DBO₅ sortante du traitement tertiaire est généralement inférieure à la norme de rejet en milieu naturel. Cependant, on observe quelques dépassements de la norme de rejet de DBO₅ en milieu naturel. C'est le cas notamment les 2 février, 15 mars, 21 avril, 18 juillet et 26 septembre.

VII.3.8 Norme de potabilité selon la réglementation européenne

Selon Jean RODIER il n'existe pas de norme pour les eaux potables, mais il est bien évident que la teneur en DBO₅ ne doit pas être significative. Pour les eaux destinées à la production d'eau destinée à la consommation humaine, la réglementation actuelle indique les limites de qualité que doivent respecter les eaux selon leur qualité et le traitement qui sera mis en œuvre. Pour un traitement physique simple suivi d'une désinfection, la valeur guide est de 3 mg O₂/l .

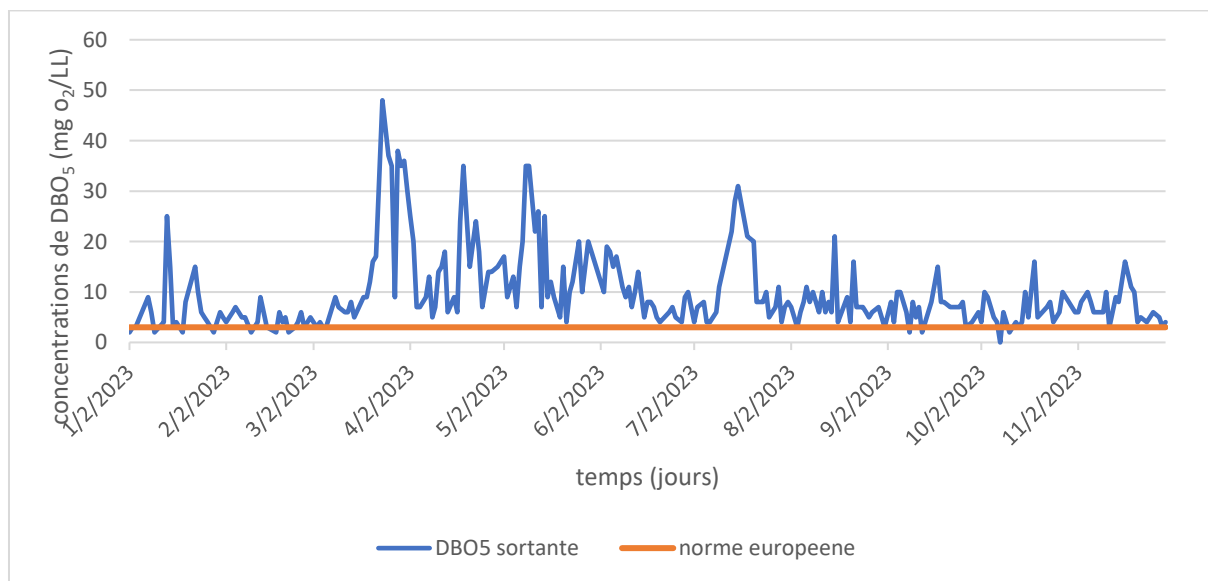


Figure VI.8 : La teneur des eaux épurées en DBO₅ par rapport aux normes de potabilité en 2023

Les eaux sortantes de la STEP de Baraki ne respectent pas les normes de potabilité européennes en termes de concentrations en DBO₅. Afin de les réutiliser pour la recharge de la nappe, un traitement intensif doit être établie.

VII.3.9 Conclusion

Le traitement de la DBO₅ semble globalement performant, mais il est alarmant de remarquer que les eaux usées épurées rejetées dans le milieu naturel ne répondent pas aux normes de l'OMS ni aux normes européennes de potabilité, ainsi le décanteur primaire n'est pas performant comme il le faut. Une révision approfondie du processus de traitement s'impose donc impérativement afin d'assurer une conformité durable aux exigences réglementaires et si on veut les réutiliser pour la recharge de la nappe.

VII.4 La demande chimique en oxygène DCO

La DCO décrit la quantité de matière organique présente dans l'eau. Une DCO élevée indique une forte teneur en polluants organiques, tels que les produits chimiques industriels, les résidus agricoles et les eaux usées domestiques.

VII.4.1 Impact environnemental de la DCO élevée

➤ Appauvrissement en oxygène :

- A une DCO trop élevée, les micro-organismes peuvent consommer tout l'oxygène dissous dans l'eau, ce qui peut emmener à la mort des poissons et la vie aquatique.
- La génération du phénomène de l'eutrophisation qui peut conduire à la formation de zones mortes dans les lacs et les rivières.

➤ Dégradation de la qualité de l'eau :

Une DCO élevée peut donner à l'eau une couleur, une odeur et un goût désagréables. qui peut rendre l'eau inadapté à la baignade, à la pêche et à d'autres activités récréatives.

➤ Impact sur les écosystèmes aquatiques :

La pollution organique peut perturber l'équilibre des écosystèmes aquatiques en modifiant les chaînes alimentaires et en favorisant la croissance d'algues nuisibles. Cela peut avoir des conséquences néfastes sur la biodiversité et la santé des écosystèmes.

VII.4.2 Capacité de traitement de la STEP

VII.4.2.1 Eaux brutes

La capacité nominale de la teneur en DCO dans les eaux entrantes à la station est 586 mgO₂/L.

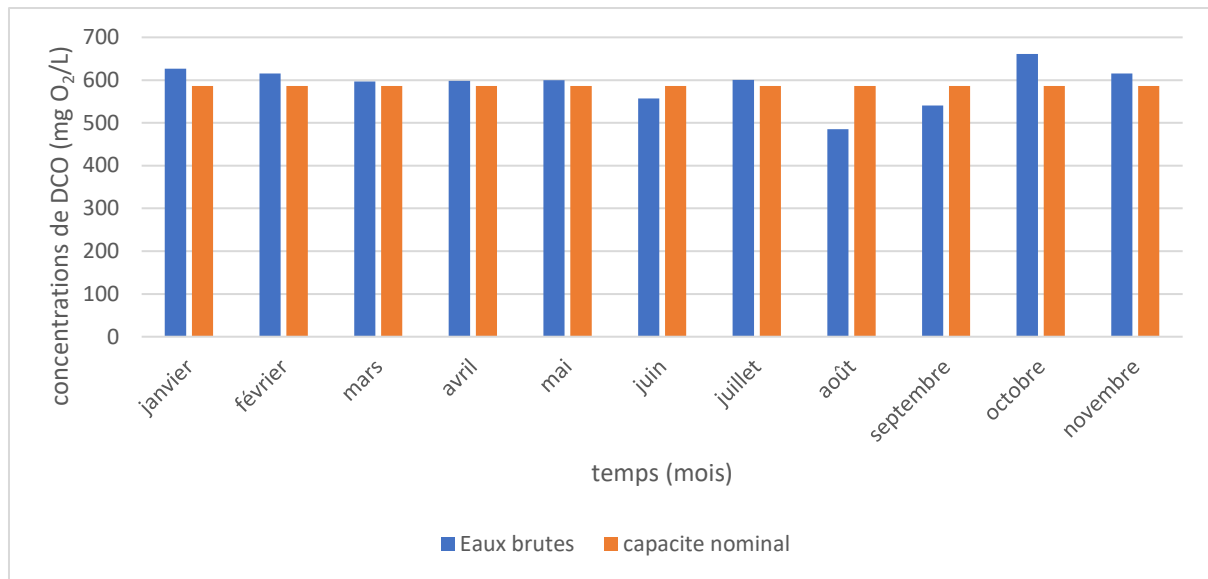


Figure VI.9 : Comparaison mensuelle de la capacité de traitement de DCO de la STEP de Baraki par rapport aux concentrations d’eaux brutes entrantes en 2023

Des dépassements légers de la teneur en DCO ont été constatées par rapport à la capacité de la STEP mais aucun dépassement alarmant n’a été enregistré, c’est dans le mois d’octobre qu’on a enregistré le dépassement le plus élevé (11%).

VII.4.2.2 Eaux épurées

La teneur nominale en DCO des eaux usées épurées est fixée à 44 mg O₂/L.

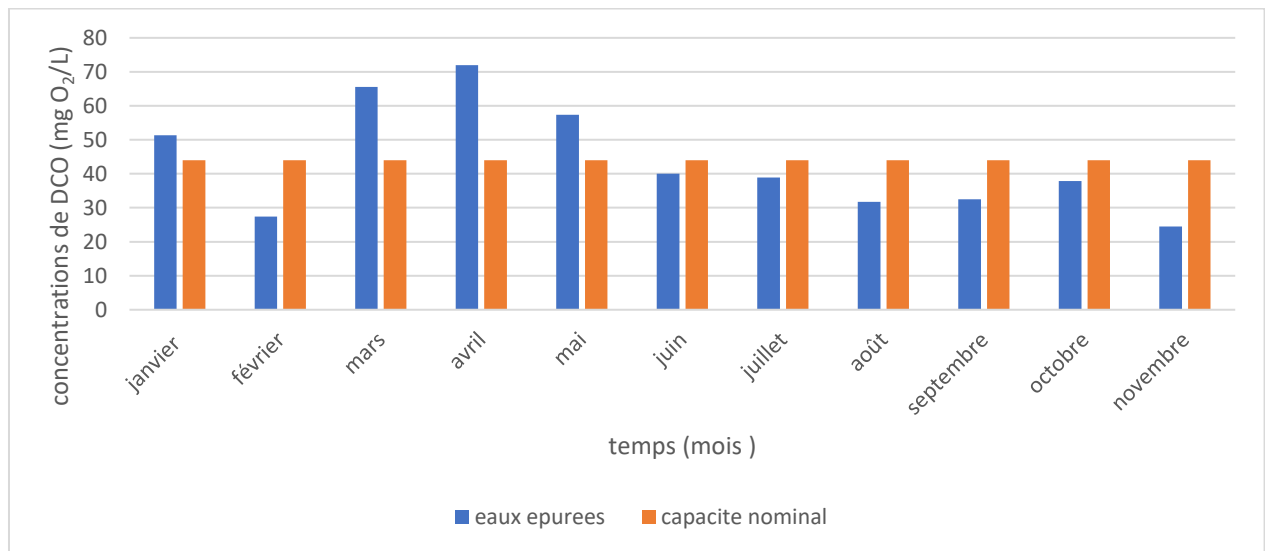


Figure VI.10 : Concentrations mensuelles du DCO des eaux épurées par rapport à la capacité nominale en 2023

La capacité nominale n’a pas été dépassée durant l’année 2023 sauf les mois de mars, avril et mai (les mêmes mois ou on a enregistré des dépassements notables de DBO₅) ou les dépassements ont été 32,8%,38,8% et 23%. Donc la performance a été moyen durant ces mois.

VII.4.3 L'élimination de la DCO dans le traitement primaire

Les résultats expérimentaux de l'élimination DCO dans le décanteur primaire durant l'année 2023

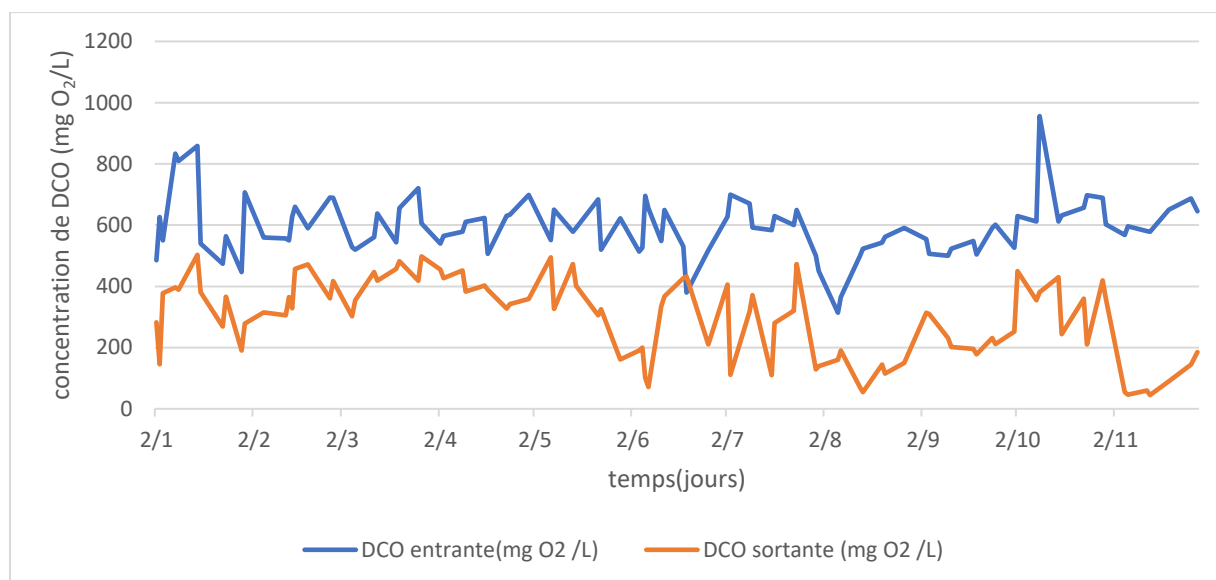


Figure VI.11 : La teneur en DCO à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023

➤ Observations

- Les concentrations de DCO entrante varient tout au long de l'année, avec des pics en hiver (novembre-janvier) et des valeurs minimales en été (juillet-août).
- Les concentrations de DCO sortante sont généralement inférieures aux concentrations de DCO entrante. Cependant, on observe un cas où la DCO sortante est supérieure à la DCO entrante. C'est le cas notamment le 19 juin

➤ Interprétation

- Les variations saisonnières de la DCO entrante peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que les activités domestiques (chauffage en hiver, production de déchets alimentaires plus importante), les activités agricoles (épandage de lisier en automne) et les précipitations (dilution des eaux usées en été).
- L'efficacité du traitement primaire pour réduire la DCO est variable tout au long de l'année. Cela peut s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que la température (activité biologique réduite en hiver), la charge hydraulique (efficacité réduite en cas de fortes pluies) et la qualité de l'eau brute (présence de substances inhibitrices pour les micro-organismes).

- Le fait que la DCO sortante soit supérieure à la DCO entrante le 19 juin peut s'expliquer par un événement ponctuel, tel qu'un rejet accidentel de polluants dans le réseau d'assainissement.

VII.4.4 Rendement d'élimination de la DCO dans le traitement primaire

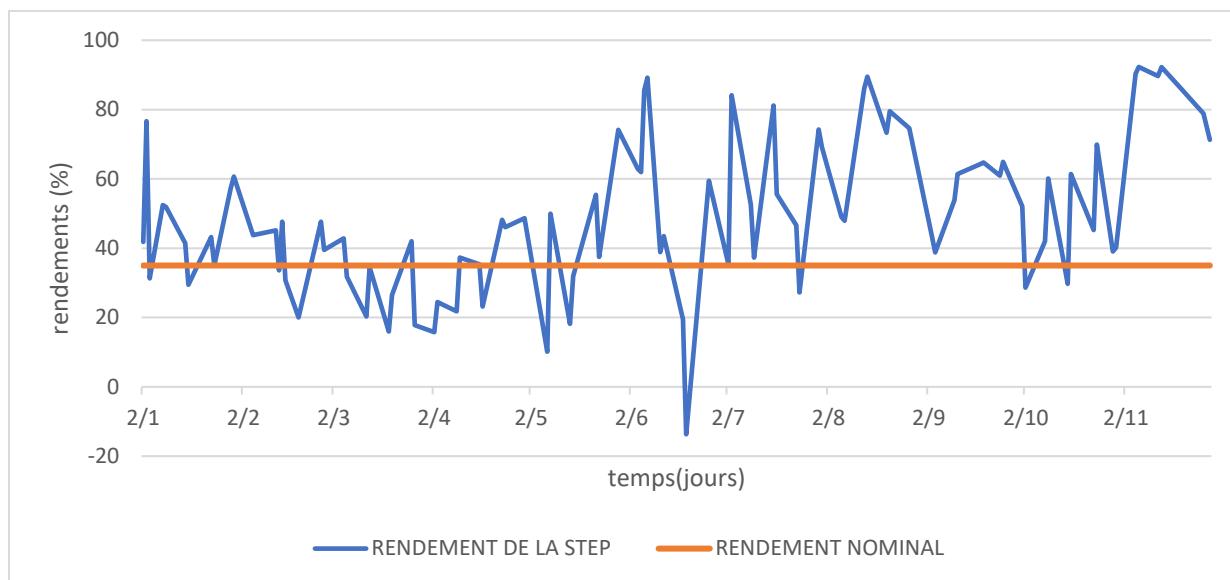


Figure VI.12 : Les rendements d'élimination de la DCO décanteur primaire pendant l'année 2023

➤ Observations

- Les rendements d'élimination de la DCO varient tout au long de l'année, on observe des périodes où le rendement est supérieur au rendement nominal (en particulier en printemps), et des périodes où le rendement est inférieur au rendement nominal (en particulier en hiver).
- Le rendement est inférieur au rendement nominal pendant 60 jours au cours de l'année.

➤ Interprétation

- Les variations saisonnières des rendements d'élimination de la DCO peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que les variations de la DCO entrante, la température, la charge hydraulique et la qualité de l'eau brute.
- Les périodes où le rendement est supérieur au rendement nominal peuvent s'expliquer par des conditions favorables au traitement primaire, telles que des températures élevées et une faible charge hydraulique.
- Les périodes où le rendement est inférieur au rendement nominal peuvent s'expliquer par des conditions défavorables au traitement primaire, telles que des températures basses, une charge hydraulique élevée et la présence de substances inhibitrices dans l'eau brute.

- Les 60 jours où le rendement est inférieur au rendement nominal représentent 16% de l'année. Cela signifie que le traitement primaire ne fonctionne pas de manière optimale pendant une période importante de l'année.
- On souligne les mois de mars, avril, mai où on a enregistré des rendements faibles par rapport aux autres mois, ces les mes mois où on a observé des teneurs en DCO et DBO₅ supérieures aux teneurs nominaux.

VII.4.5 L'élimination de la DCO dans le traitement secondaire

Les résultats expérimentaux de l'élimination DCO dans le traitement secondaire durant l'année 2023 sont représentées dans la figure :

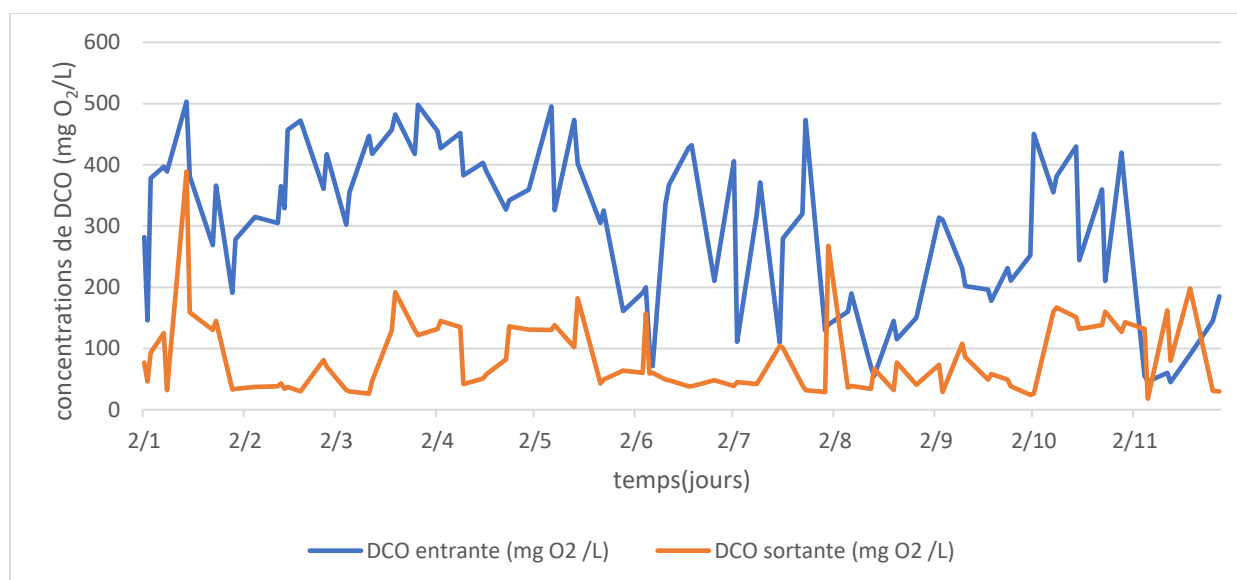


Figure VI.13 : La teneur en DCO à l'entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l'année 2023

➤ Observations

- Les concentrations de DCO entrantes sont généralement supérieures aux concentrations de DCO sortantes avec un pic de rendement d'élimination enregistré le 2/10 (95%).
- La DCO sortante est généralement plus basse que la DCO entrante, avec des valeurs fluctuantes entre environ 0 et un peu moins de 400 mg O₂/L mais Il y a des jours spécifiques où la DCO sortante est supérieure à la DCO entrante. Ces jours sont le "31/7", le "14/8", le "5/11", le "12/11", le "13/11" et le "19/11".

➤ Interprétation

Ces observations indiquent que le traitement secondaire est moyennement efficace pour réduire la DCO. Les jours où la DCO sortante est supérieure à celle entrante suggèrent qu'il pourrait y avoir des problèmes intermittents avec le système de traitement ou des variations dans la qualité de l'eau entrante qui affectent l'efficacité du traitement.

VII.4.6 L'élimination de la DCO dans le traitement tertiaire

Les résultats expérimentaux de l'élimination DCO dans le traitement tertiaire durant l'année 2023 sont présentés sur la Figure

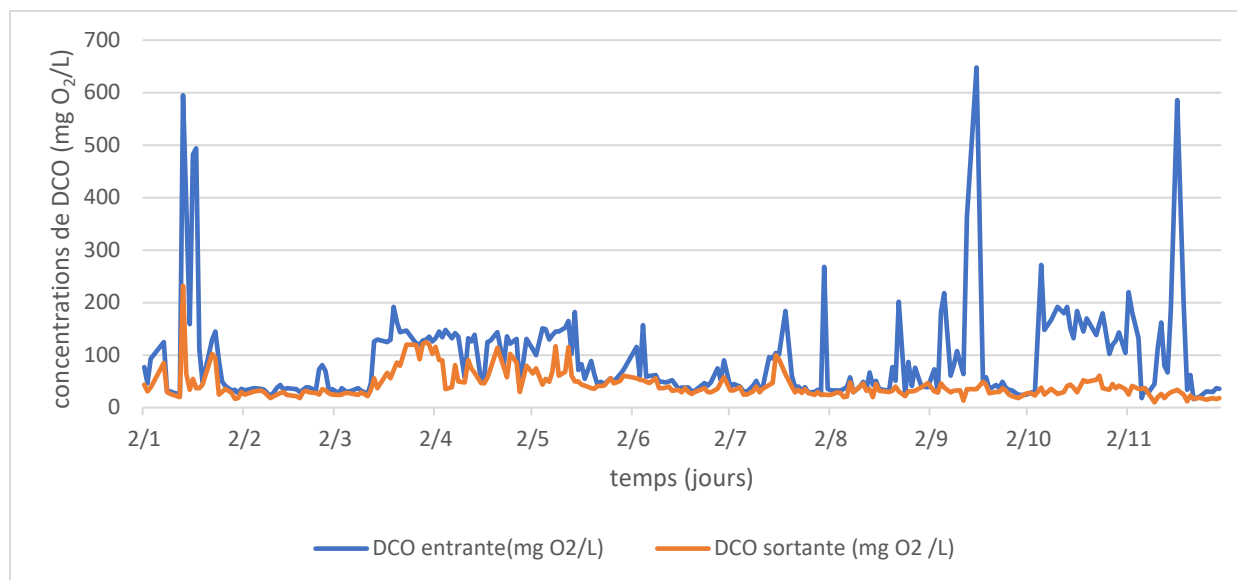


Figure VI.14 : La teneur en DCO à l'entrée et à la sortie du traitement tertiaire durant l'année 2023

➤ Observations

Les concentrations de DCO sortante sont généralement inférieures aux concentrations de DCO entrante, ce qui indique que le traitement tertiaire est efficace pour réduire la DCO. Cependant, on observe quelques cas où la DCO sortante est supérieure à la DCO entrante. C'est le cas notamment le 1 septembre, le 1 et le 2 octobre, le 6 et le 22 novembre

➤ Interprétation

- L'efficacité du traitement tertiaire pour réduire la DCO est variable tout au long de l'année. Cela peut s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que la température (activité biologique réduite en hiver), la charge hydraulique (efficacité réduite en cas de fortes pluies) et la qualité de l'eau brute (présence de substances inhibitrices pour les micro-organismes).
- Le fait que la DCO sortante soit supérieure à la DCO entrante à plusieurs reprises au cours de l'année peut s'expliquer par des événements ponctuels, tels que des rejets accidentels de polluants dans le réseau d'assainissement ou des défaillances du traitement tertiaire.

VII.4.7 rejet dans le milieu naturel

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

La norme de concentrations de le DCO des eaux usées épurées avant leurs rejets en milieu naturel fixée par l’OMS est 90 mg/O₂l. Selon JORA c’est la même norme fixée pour la réutilisation des eaux épurées en irrigation.

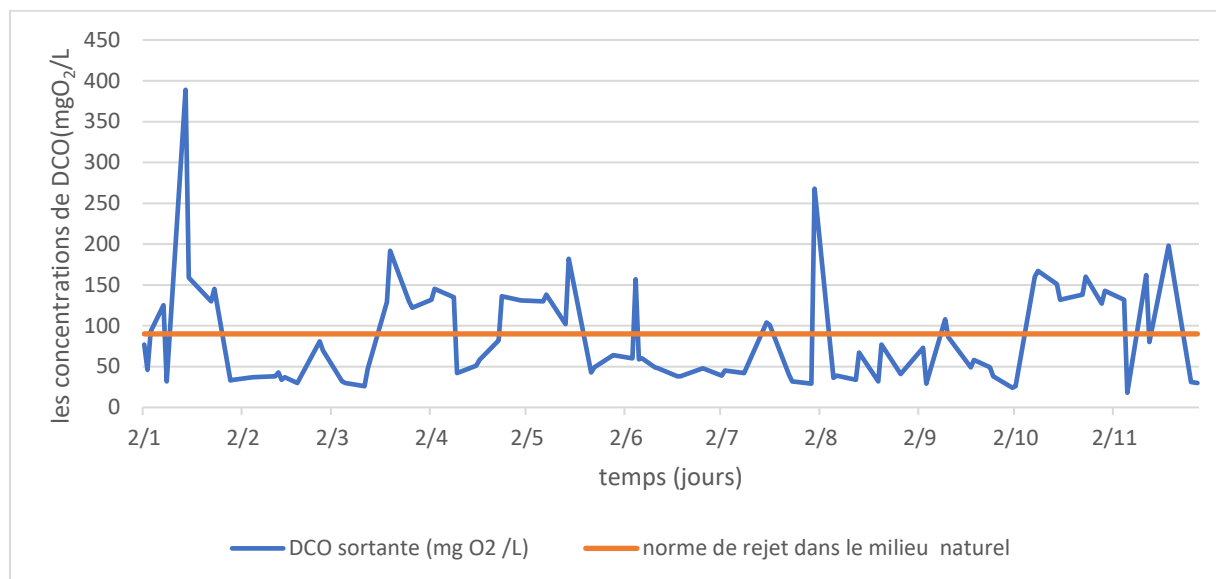


Figure VI.15 : La teneur des eaux épurées en DCO par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et la réutilisation des eaux épurées en irrigation

La DCO des eaux épurées est supérieure à la norme de rejet de DCO en milieu naturel dans la majeure partie de l’année (12/02, 15/03, 21/04, 18/07et 26/09...) ce qui indique la STEP n’a pas été efficace pour éliminer la DCO.

VII.4.8 Normes de potabilité européenne

Selon Jean RODIER, Pour les eaux superficielles destinées à la production d’eau alimentaire, une valeur guide de 30 mgO₂/l est fixée par la réglementation actuelle, le traitement à appliquer étant du type physique, chimique avec décontamination microbienne et affinage.

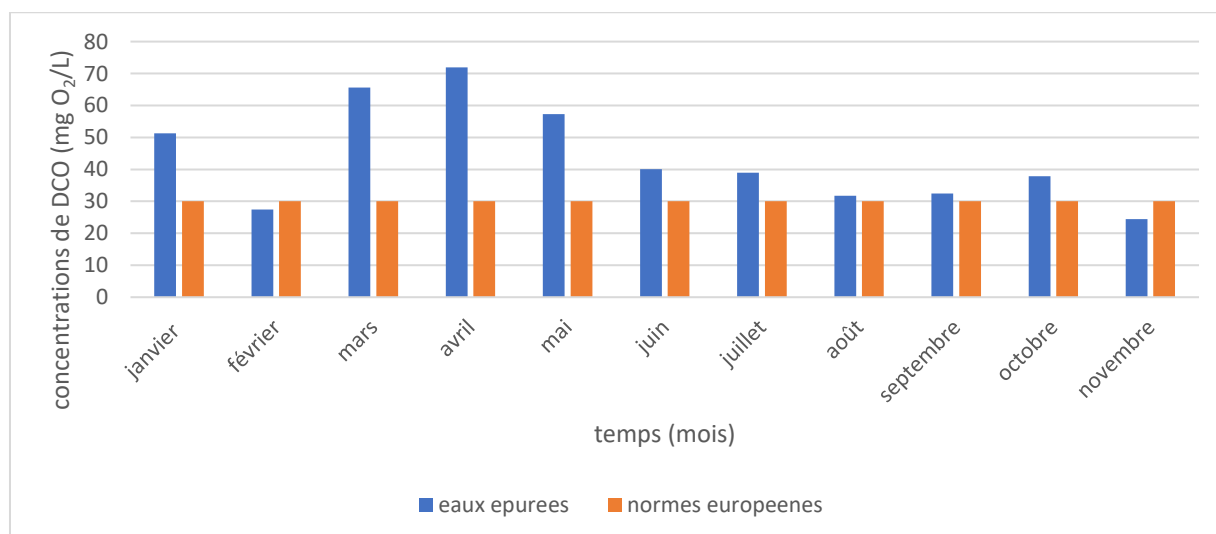


Figure VI.16 : La teneur des eaux épurées en DCO par rapport aux normes de potabilité en 2023

Une amélioration de traitement est nécessaire afin de respecter les normes de potabilité avant de recharger artificiellement les nappes.

VII.4.9 Conclusion

Si l'efficacité globale de l'épuration de la DCO semble satisfaisante, il est néanmoins préoccupant de constater que les eaux usées traitées rejetées dans le milieu naturel ne respectent pas les normes de l'OMS notamment dans la réutilisation des eaux épurées en irrigation et la potabilité. En conséquence, une réévaluation approfondie du processus de traitement s'avère nécessaire surtout au niveau du traitement primaire afin de garantir une conformité durable aux exigences réglementaires et environnementales, un traitement physicochimique est favorable pour arriver aux normes de potabilité.

VII.5 Matières en suspensions (MES)

Les matières en suspension (MES) sont des particules solides fines présentes dans l'eau. Elles peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Les sources naturelles de MES comprennent le sol, le limon et les algues. Les sources anthropiques de MES comprennent les eaux usées, les eaux de ruissellement urbaines et les émissions industrielles.

VII.5.1 Impact environnemental de la MES élevée

- **Perturbation de la vie aquatique :** Les MES peuvent obstruer les branchies des poissons et d'autres organismes aquatiques, ce qui peut nuire à leur respiration et à leur alimentation. Elles peuvent également réduire la quantité de lumière pénétrant dans l'eau, ce qui peut nuire à la photosynthèse des plantes aquatiques.
- **Détérioration de la qualité de l'eau :** Les MES peuvent augmenter la turbidité de l'eau, ce qui la rend moins agréable à l'œil et plus difficile à utiliser pour les activités récréatives et domestiques. Elles peuvent également transporter des polluants tels que les métaux lourds, les pesticides et les hydrocarbures, qui peuvent nuire à la santé humaine et à la vie aquatique.
- **Ensablement des cours d'eau :** Les MES peuvent s'accumuler au fond des cours d'eau, ce qui peut réduire la profondeur de l'eau et nuire à la navigation et à la vie aquatique. Elles peuvent également modifier le cours des rivières et des ruisseaux, ce qui peut entraîner des inondations et de l'érosion.

VII.5.2 Capacité nominale de la STEP

VII.5.2.1 Eaux brutes

La teneur nominale en MES des eaux brutes entrantes à la STEP est fixée à 373 mg/l.

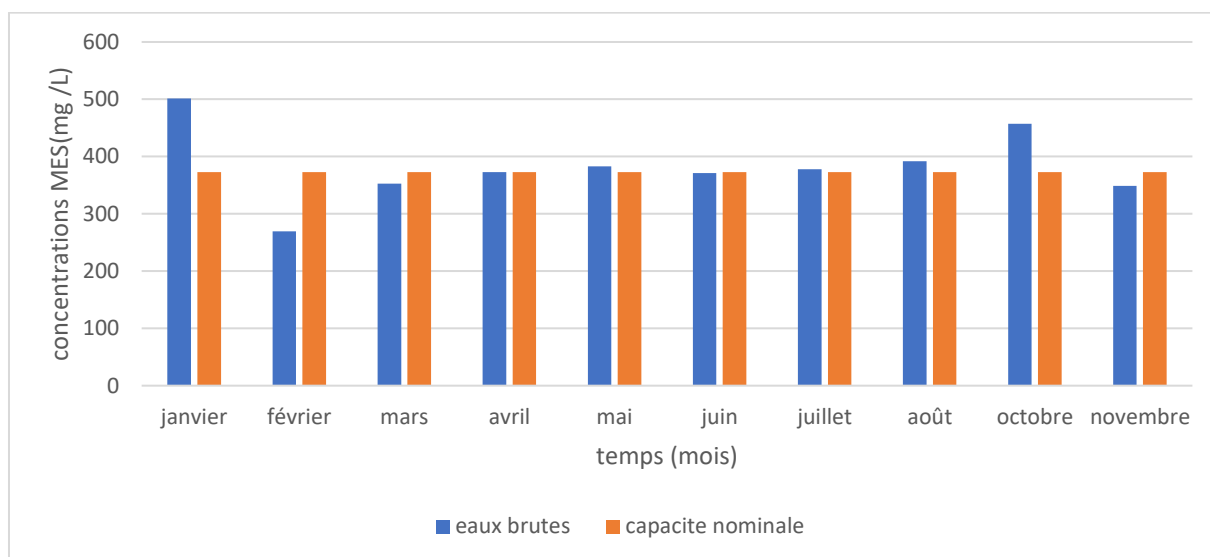


Figure VI.17 : Comparaison mensuelle de la capacité de traitement de MES de la STEP de Baraki par rapport aux concentrations d’eaux brutes entrantes en 2023

Les seuls dépassements notables observés durant l’année 2023 en termes de teneur en MES sont les mois de janvier et octobre, sinon on observe un équilibre entre la capacite nominale de la STEP et la teneur en MES réel entrante à la STEP.

VII.5.2.2 Eaux épurées

La teneur nominale en MES des eaux usées épurées sortantes de la STEP est fixée à 16 mg/l.

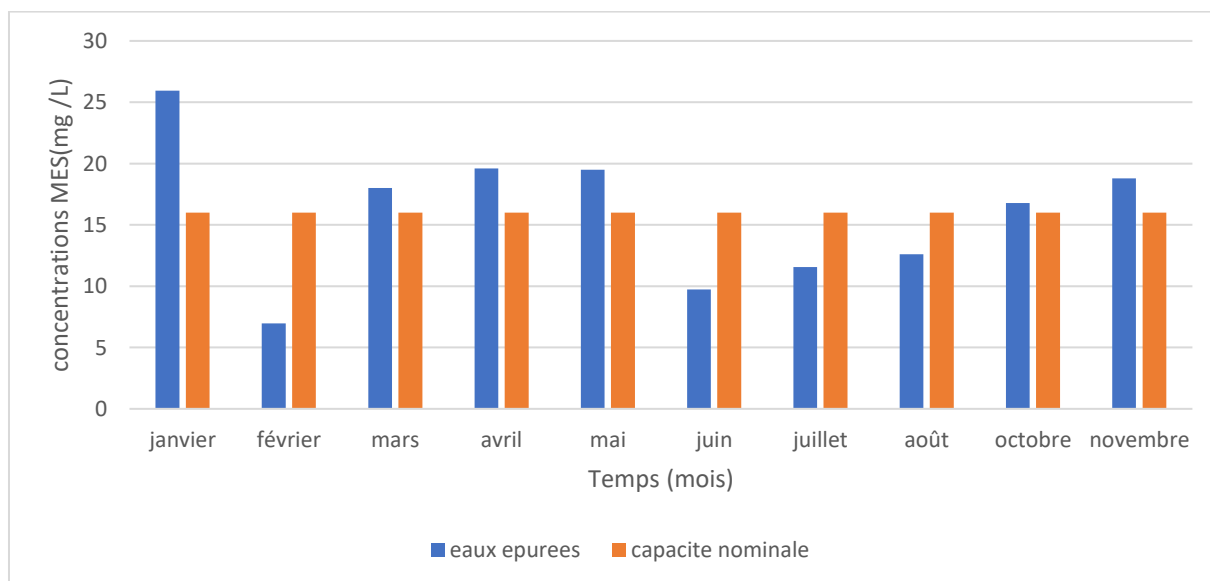


Figure VI.18 : Concentrations mensuelles du MES des eaux épurées par rapport a la capacite nominale en 2023

Les dépassements les plus notables ont été enregistrés en hiver et printemps, avec le pic enregistré en janvier a presque 39%, ceci indique que durant cette période la performance de la STEP a été mauvais.

VII.5.3 Elimination des MES dans le traitement primaire :

Les résultats expérimentaux de l'élimination MES dans le décanteur primaire durant l'année 2023 sont présentés sur la Figure :

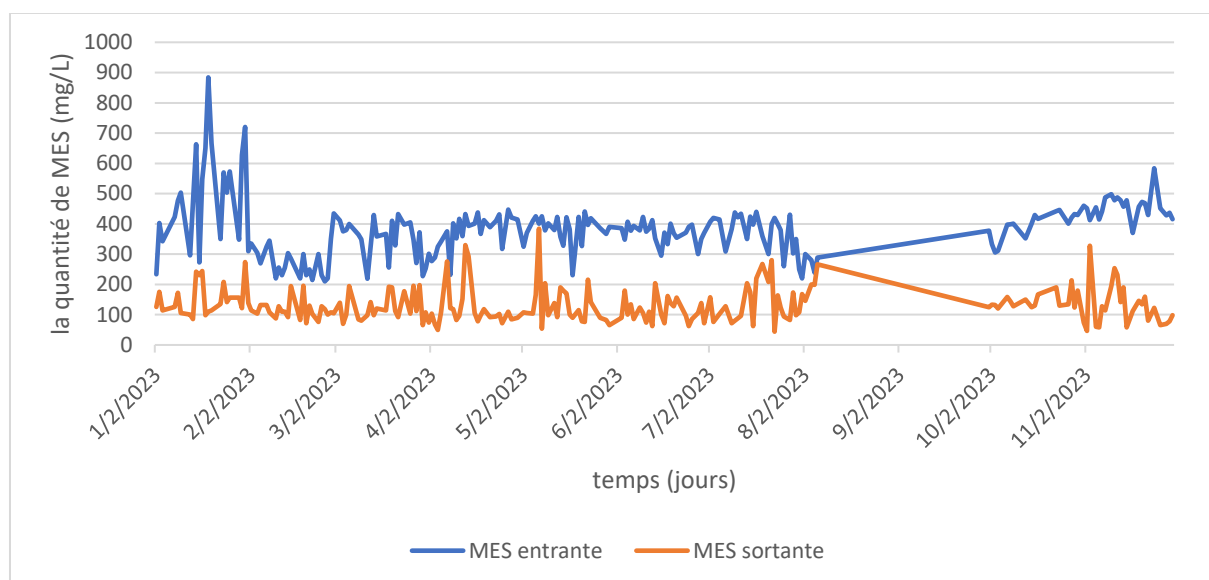


Figure VI.19 : La teneur en MES à l'entrée et à la sortie du décanteur primaire durant l'année 2023

➤ Observations

- Les quantités de MES entrantes sont toujours supérieures aux quantités de MES sortantes. Cela signifie que le traitement primaire est efficace pour éliminer une partie de MES.

➤ Interprétation

Les résultats présentés sur la figure indiquent que le traitement primaire est efficace pour éliminer une partie de MES des eaux usées. L'efficacité du traitement varie en fonction de divers facteurs, mais il n'y a aucun jour où les quantités de MES sortantes sont supérieures aux quantités de MES entrantes.

VII.5.4 Le rendement d'élimination des MES dans le traitement primaire

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

Les rendements d'élimination des MES dans le traitement primaire durant l'année 2023 sont représentés dans la figure :

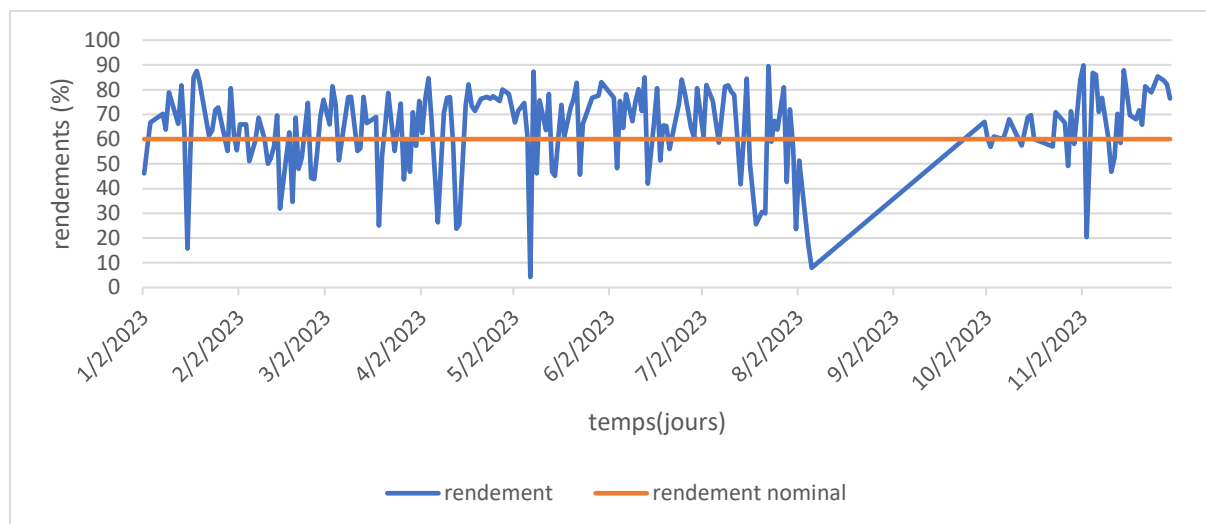


Figure VI.20 : Les rendements d'élimination des MES du décanteur primaire pendant l'année 2023.

➤ Observations

- Le rendement d'élimination des MES fluctue considérablement tout au long de l'année, avec des valeurs allant d'environ moins de 10% à 90%. Il existe plusieurs jours où le rendement de la STEP est inférieure à 60%.

➤ Interprétation

Le décanteur primaire de la STEP de Baraki fonctionne de manière plutôt efficace pour éliminer les MES des eaux usées. Le rendement d'élimination de MES mesuré est généralement supérieur au rendement nominal de 60%. Cependant, il y a plusieurs jours où le rendement d'élimination des MES mesuré est inférieur au rendement nominal de 60%. Cela peut être un signe de mauvais fonctionnement du traitement.

VII.5.5 L'élimination des MES dans le traitement secondaire

Les résultats expérimentaux de l'élimination des MES dans le traitement secondaire durant l'année 2023 sont représentés dans la figure :

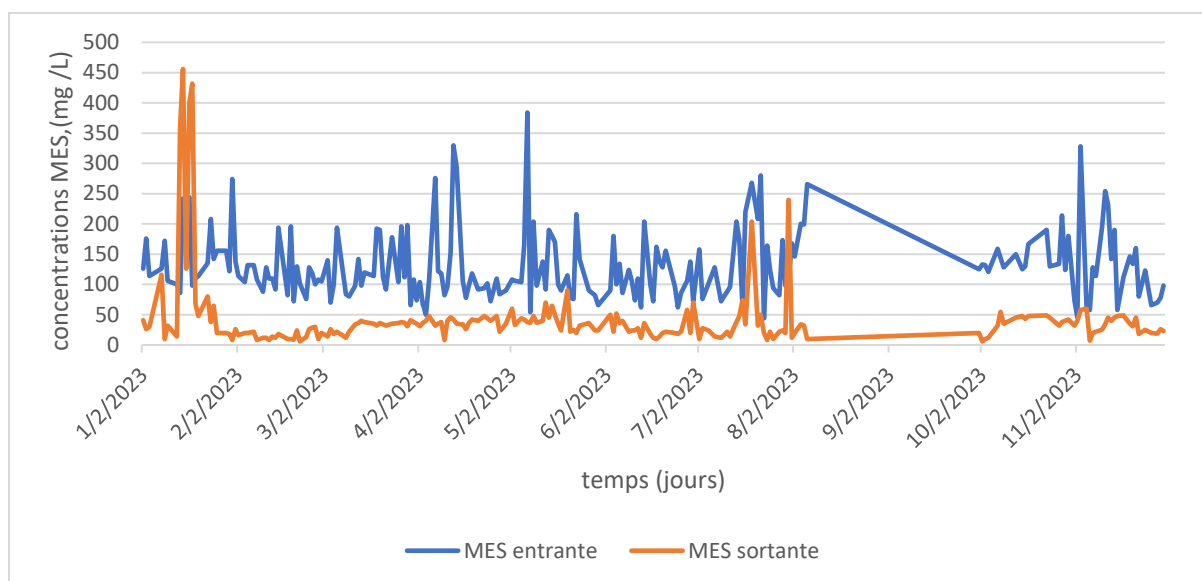


Figure VI.21 : La teneur en MES à l'entrée du bassin biologique et à la sortie du clarificateur durant l'année 2023

➤ Observations

- Les concentrations de MES sortantes varient entre 50 et 500 mg/l, avec une moyenne approximative de 300 mg/l.
- Il y a des périodes où la concentration de MES sortante est supérieure à la concentration de MES entrante même parfois on observe que la concentration des MES sortantes est 2 à 3 fois plus concentrées que les MES entrante, ces anomalies ont été enregistrées le 31/7, le 14/1 et le 18/1.
- Le meilleur rendement d'élimination a été enregistré le 31/01 (**97%**)

➤ Interprétation

Le traitement secondaire de la station d'épuration est généralement efficace pour éliminer les MES. Cependant, l'efficacité du traitement varie dans le temps, avec des périodes où le rendement est plus faible, notamment au printemps.

Les périodes où la concentration de MES sortante est supérieure à la concentration de MES entrante peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que :

- Une augmentation soudaine de la charge polluante entrante dans la station d'épuration.
- Un dysfonctionnement du traitement secondaire, par exemple une défaillance de l'aération ou de la sédimentation.
- Une mesure erronée de la concentration de MES.

VII.5.6 L'élimination des MES dans le traitement tertiaire

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

Les résultats expérimentaux de l'élimination des MES dans le traitement tertiaire durant l'année 2023 sont représentées dans la figure :

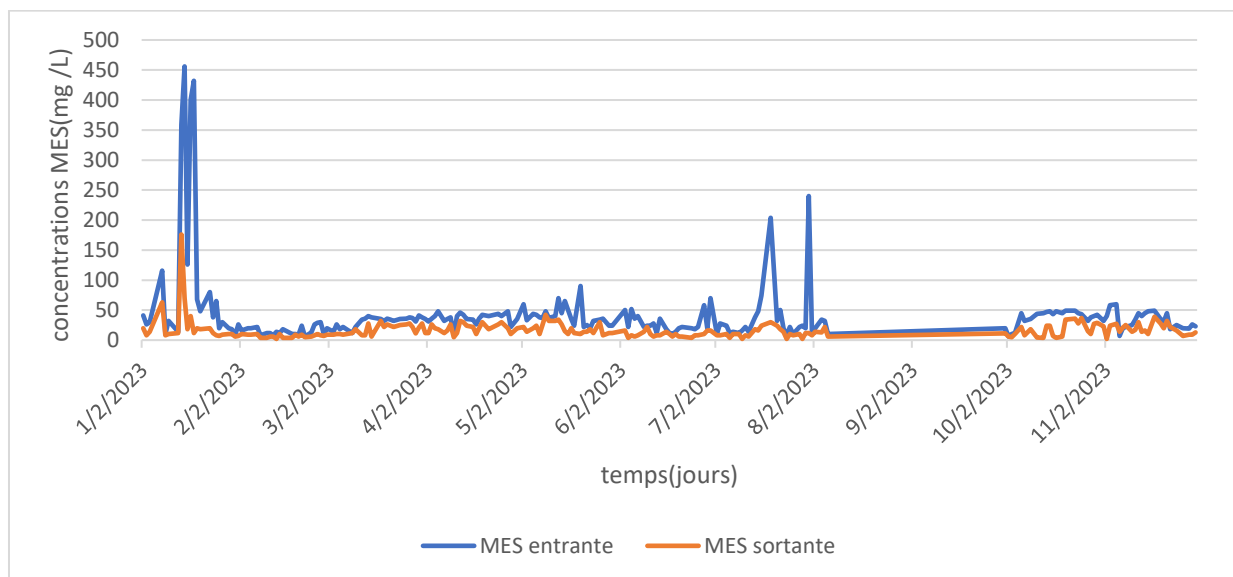


Figure VI.22 : La teneur en MES à l'entrée et à la sortie du traitement tertiaire durant l'année 2023

➤ Observation

- Les concentrations des MES sortantes varie peu pendant l'année 2023, en moyenne les concentrations varie entre 0 mg/l et 100 mg/l.
- Le pic a été enregistré le 14/01 pour une concentration sortante de 176 mg/l avec une concentration des MES entrante de 359 mg/l, le meilleur rendement d'élimination a été observé le 18/01 (98%).

➤ Interprétation des résultats

le traitement tertiaire de la station d'épuration est efficace pour éliminer les MES, avec un rendement moyen d'environ 67% mais l'efficacité du traitement varie dans le temps.

VII.5.7 Rejet dans le milieu naturel

La norme de concentrations de MES des eaux usées épurées avant leurs rejets en milieu naturel fixée par l'OMS est 20 mg/l.

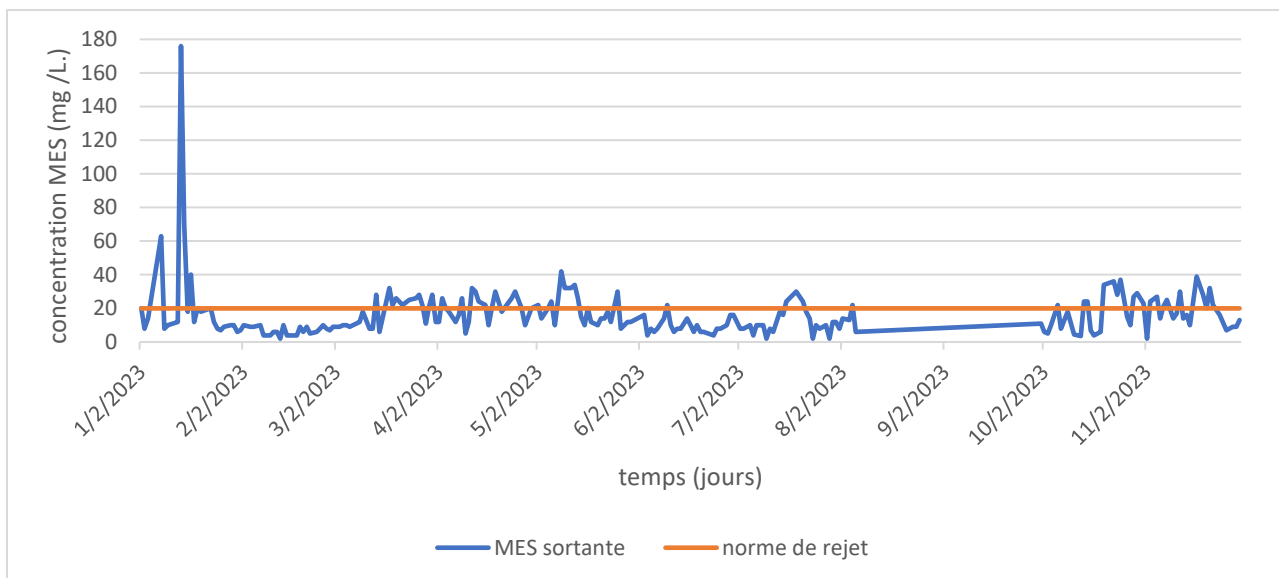


Figure VI.23 : La teneur des eaux épurées en MES par rapport aux normes de rejet en milieu naturel

On observe que les concentrations de MES dépassent la norme de rejet de 20 mg/l à plusieurs reprises au cours de la période étudiée. Les principaux dépassements se situent aux mois de janvier, avril, mai, juin et novembre.

VII.5.8 Norme de réutilisation pour l’irrigation

Selon le journal officiel, 30mg/l est la norme fixée pour la réutilisation des eaux épurées en irrigation.

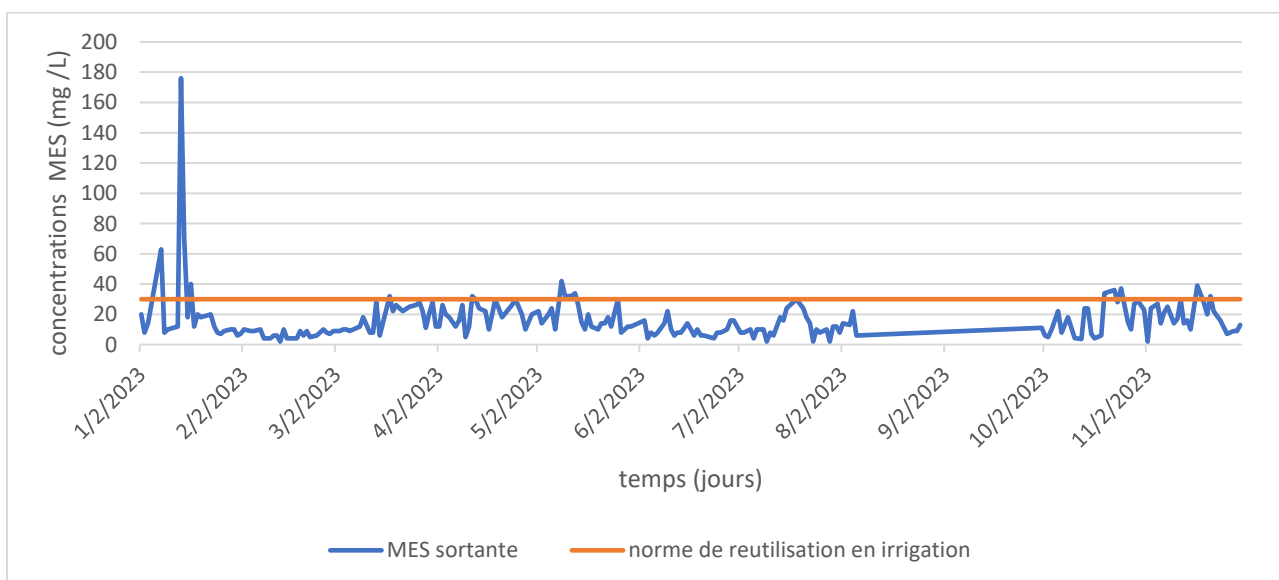


Figure VI.24 : La teneur des eaux épurées en MES par rapport aux normes de réutilisation des eaux épurées en irrigation en 2023

On observe que les concentrations de MES dépassent la norme de la réutilisation des eaux épurées en irrigation (**20 mg/l**) à plusieurs reprises au cours de la période étudiée.

VII.5.9 Conclusion

Si l'efficacité globale du traitement des MES paraît satisfaisante, il est néanmoins préoccupant de constater que les eaux usées traitées rejetées au milieu naturel ne respectent pas les normes définies par l'OMS. Cette situation impose une analyse approfondie du processus de l'épuration afin de garantir une conformité durable aux exigences réglementaires.

VII.6 Indice des boues et indice de MOHLMAN

L'indice de MOHLMAN se définit par le volume occupée après 30 minutes de décantation par rapport à la masse de résidu sec de cette boue. [31]

L'indice des boues ou de MOHLMAN permet de caractériser la décantabilité des boues, une boue normale a un indice qui varie entre 50 et 150. En présence du phénomène de « Bulking » l'indice augmente, il peut atteindre 500.[31]

- Si $IM/IB < 50 \text{ ml/g}$: mauvaise décantabilité (les floes ne sont pas suffisamment concentrés) ;
- Si $50 \text{ ml/g} < IM/IB < 150 \text{ ml/g}$: bonne décantabilité ;
- Si $IM/IB > 150 \text{ ml/g}$: phénomène de Bulking (foisonnement de bactéries filamenteuses).

VII.6.1 Indice des boues

VII.6.1.1 Dans le bassin biologique C et le bassin biologique D

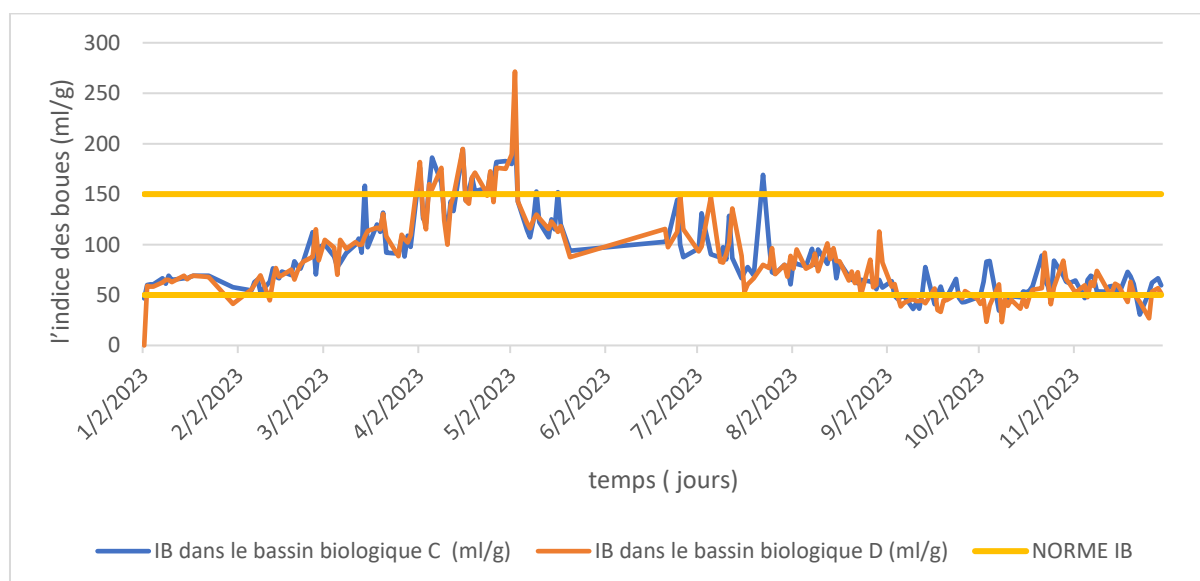


Figure VI.25 : La variation de l'indice des boues dans le bassin biologique C et le bassin biologique D

➤ Observation

- L'indice de boues est resté dans la zone normale pendant la majeure partie de l'année, avec quelques déviations en dehors de cette zone.
- La valeur minimale de l'IB a été observée le 23 Novembre (**31ml/g**) dans le bassin biologique C et le 9 octobre 2023 dans le bassin biologique D (**23ml/g**).
- La valeur maximale de l'IB a été observée le 3 Mai (**214ml/g**) dans le bassin biologique C et le même jour dans le bassin biologique D (**271ml/g**).

➤ Interprétation

La décantation des boues dans le bassin biologique C et le bassin biologique D a été généralement satisfaisante tout au long de l'année 2023. Les légères déviations de l'indice de boues observées au début et à la fin de l'année peuvent s'expliquer par des facteurs saisonniers, tels que des variations de température ou de la quantité d'eau usée traitée.

VII.6.2 L'indice de MOHLMAN

VII.6.2.1 Dans le bassin biologique C et la bassin biologique D

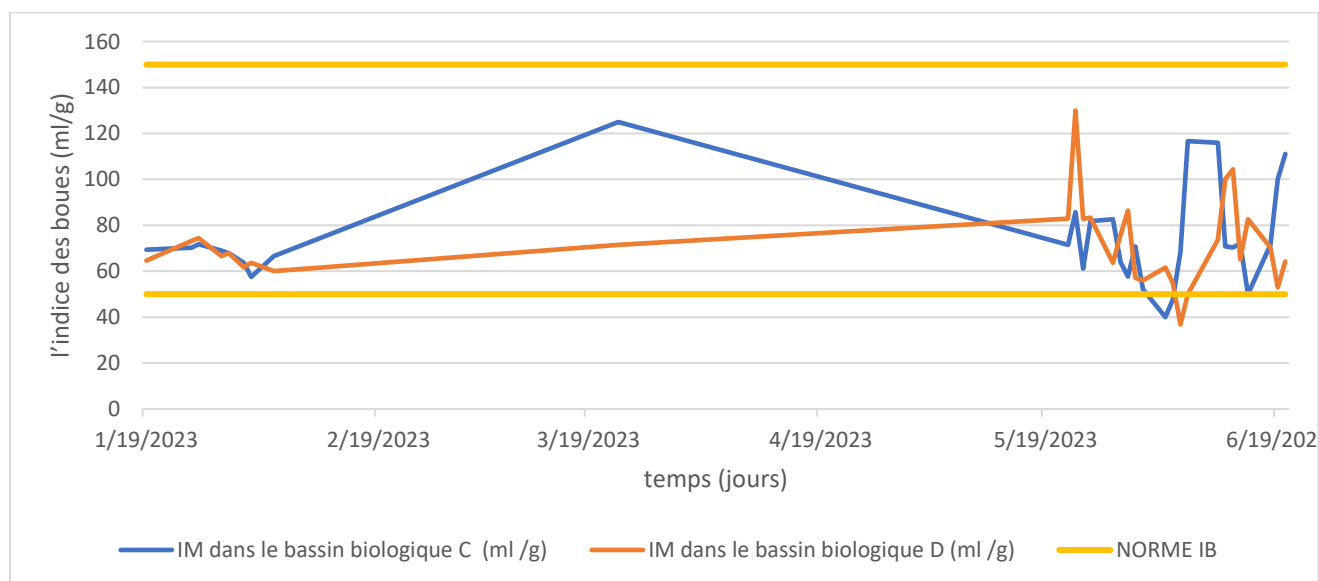


Figure VI.26 : La variation de l'indice de MOHLMAN dans le bassin biologique C et le bassin biologique D

➤ Observation

- L'indice de MOHLMAN est resté dans la zone normale pendant la majeure partie de l'année, avec quelques légères déviations en dehors de cette zone.
- La valeur minimale de l'IM a été observée le 04 Juin (**40ml/g**) dans le bassin biologique C et le lendemain dans le bassin biologique D (**37ml/g**).
- La valeur maximale de l'IB a été observée le 23 mars (**125ml/g**) dans le bassin biologique C et 23 Mai le bassin biologique D (**130ml/g**).

➤ **Interprétation**

L'analyse de l'indice de MOHLMAN dans le bassin biologique C et le bassin biologique D sur une période d'un an (2023) montre que la décantation des boues a été satisfaisante pendant la majeure partie de l'année. Cependant, il a été observé des périodes où l'indice de boues dépassait la limite supérieure de la zone normale, ce qui indique une décantation des boues moins efficace ou un risque de BULKING.

VII.6.3 Conclusion

Le fonctionnement du bassin biologique de la station d'épuration d'El Baraki est globalement satisfaisant. Cependant, une surveillance accrue est nécessaire afin de prévenir et corriger les dépassements des normes de rejet qui ont été observés.

VII.7 Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH est la valeur du cologarithme de l'activité des ions H_3O^+ ($-\log [H_3O^+]$). Le pH est un paramètre indiquant le degré d'acidité ou de basicité d'une eau, sur une échelle allant de 0 à 14.

VII.7.1 Impact sur les écosystèmes aquatiques

➤ **pH trop élevé (alcalin) :**

- Réduction de la biodiversité : toxicité pour certains organismes aquatiques, perturbation des équilibres écologiques.
- Augmentation de la concentration en ammoniac, toxique pour les poissons.
- Précipitation de certains métaux lourds, pouvant contaminer les sédiments et la chaîne alimentaire.
- Détérioration de la qualité de l'eau potable : goût désagréable, développement de micro-organismes nuisibles.

➤ **pH trop bas (acide) :**

- Corrosion des infrastructures : canalisations, stations d'épuration.
- Mobilisation de métaux lourds présents dans les sédiments, augmentant leur toxicité.
- Perturbation du cycle de reproduction des poissons et autres organismes aquatiques.
- Acidification des sols en cas d'infiltration des eaux usées dans les terres.

VII.7.2 Impact sur la santé humaine

➤ **Risques sanitaires liés aux micro-organismes :**

- Développement de bactéries pathogènes, virus et parasites dans un environnement non favorable à leur élimination.
 - Augmentation du risque de maladies diarrhéiques, d'infections cutanées et d'autres pathologies.
- **Contamination des sols par infiltration :**
- Contamination des cultures et des nappes phréatiques.
 - Risques pour la santé humaine lors de l'ingestion de produits contaminés ou du contact avec des sols pollués.

VII.7.3 Norme de rejet en milieu naturel et la réutilisation en irrigation

La norme de pH des eaux usées épurées avant leurs rejets en milieu naturel fixée par l'OMS est $6,5 < \text{pH} < 8,5$, Cette norme est identique à celle fixée par JORA pour la réutilisation en irrigation.

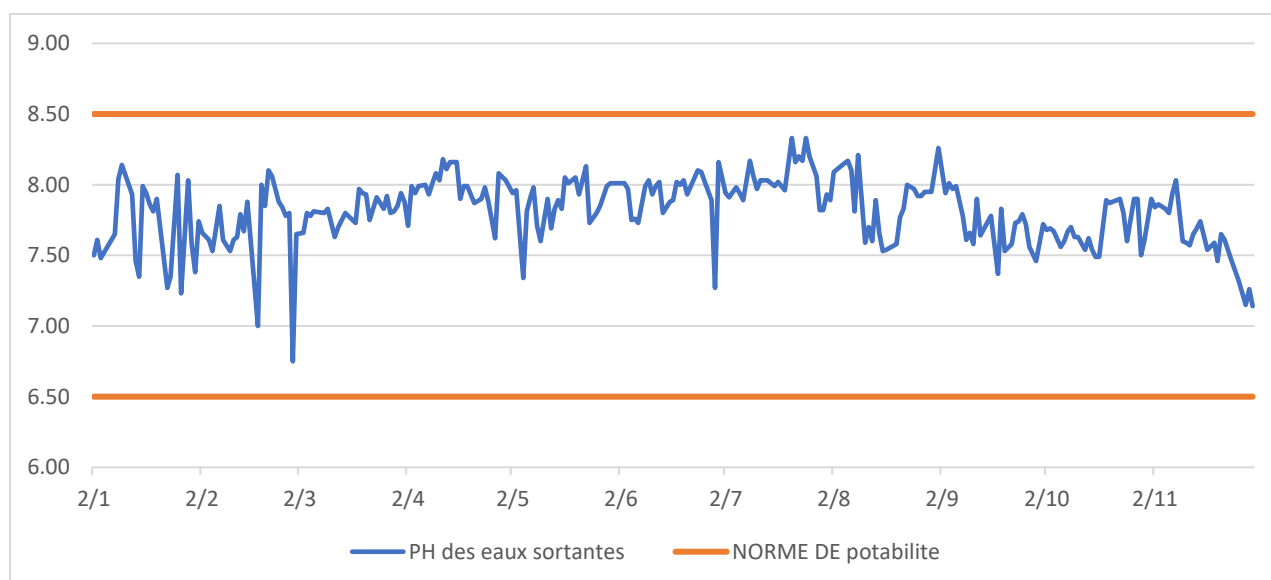


Figure VI.27 : La variation du pH par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et la réutilisation en irrigation

➤ **Observation**

Le pH des eaux épurées présente une variabilité notable tout au long de l'année, avec des valeurs oscillantes entre 6,80 et 8,30. Cette variabilité peut s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que les variations de la composition des eaux usées à traiter, les conditions climatiques, ou encore l'efficacité du traitement d'épuration.

➤ **Interprétation**

Dans l'ensemble, le Ph des eaux épurées reste conforme à la norme de rejet maximale fixée par l'OMS ($6,50 < \text{pH} < 8,5$)

VII.7.4 Normes de potabilité

Selon le journal officiel, $6,5 < \text{pH} < 9$ est la norme fixée pour l'alimentation en eaux potable.

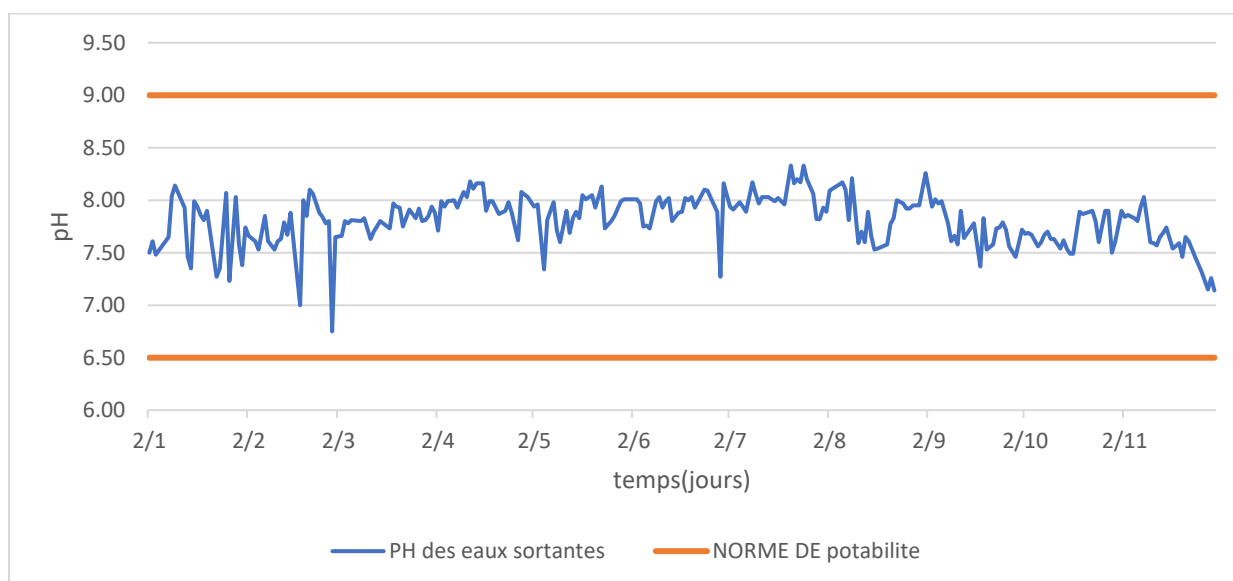


Figure VI.28 : La variation du pH par rapport aux normes de potabilité

Le pH des eaux épurées par la STEP de Baraki se situe dans la plage autorisée pour la potabilité.

VII.7.5 Conclusion

En ce qui concerne le pH, les eaux épurées par la STEP de Baraki répondent parfaitement aux exigences réglementaires pour le rejet dans l'environnement et pour la potabilité. Le pH des eaux traitées se situe constamment dans la plage autorisée, garantissant ainsi un impact minimal sur les équilibres naturels des milieux aquatiques receveurs.

VII.8 La conductivité (CE)

La conductivité de l'eau est la propriété que possède cette dernière à favoriser le passage d'un courant électrique par l'intermédiaire des ions présents dans la solution.

VII.8.1 Impact environnemental de la conductivité

➤ Salinisation des sols et des eaux douces :

En cas de rejet dans les rivières ou d'irrigation des terres avec des eaux usées trop chargées en sels, on observe une augmentation de la salinité. Cela peut nuire aux cultures et aux écosystèmes aquatiques sensibles au sel.

➤ Perturbation de l'équilibre ionique des écosystèmes aquatiques :

Une forte conductivité modifie la composition ionique de l'eau, ce qui peut perturber les organismes aquatiques qui ont besoin de concentrations spécifiques d'ions pour leur fonctionnement physiologique.

➤ Détérioration de la qualité des sols :

L'accumulation de sels dans les sols peut modifier leur structure et réduire leur fertilité, limitant la croissance des plantes.

VII.8.2 Normes de réutilisation en irrigation

JORA fixe la norme de conductivité des eaux usées traitées destinées à l'irrigation à 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

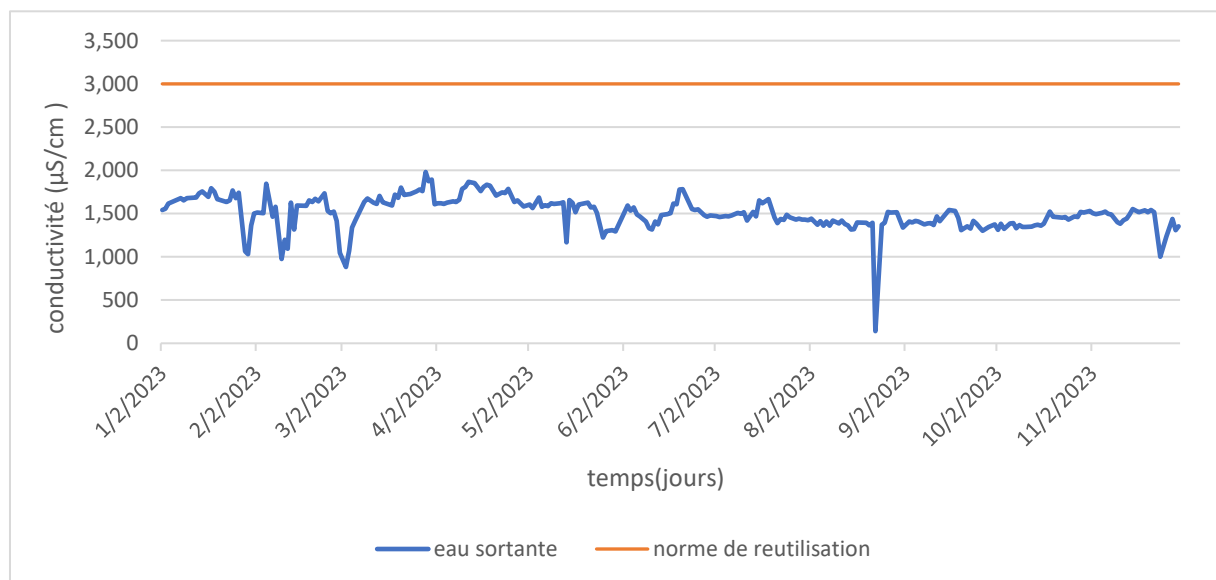


Figure VI.29 : La variation de la conductivité par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation

➤ Observation

- La conductivité de l'eau épurée sortante de la STEP de Baraki a varié entre moins de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur la période étudiée.
- La conductivité de l'eau épurée est restée inférieure à la norme JORA de 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tout au long de l'année. Cela signifie que l'eau épurée de la STEP de Baraki était conforme aux exigences de la norme JORA pour la réutilisation en irrigation.

➤ Interprétation

L'eau épurée sortante de la STEP de Baraki est de bonne qualité et conforme à la norme JORA pour la réutilisation en irrigation.

VII.8.3 Normes de potabilité

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

JORA fixe la norme de conductivité des eaux usées traitées destinées à l'irrigation à 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

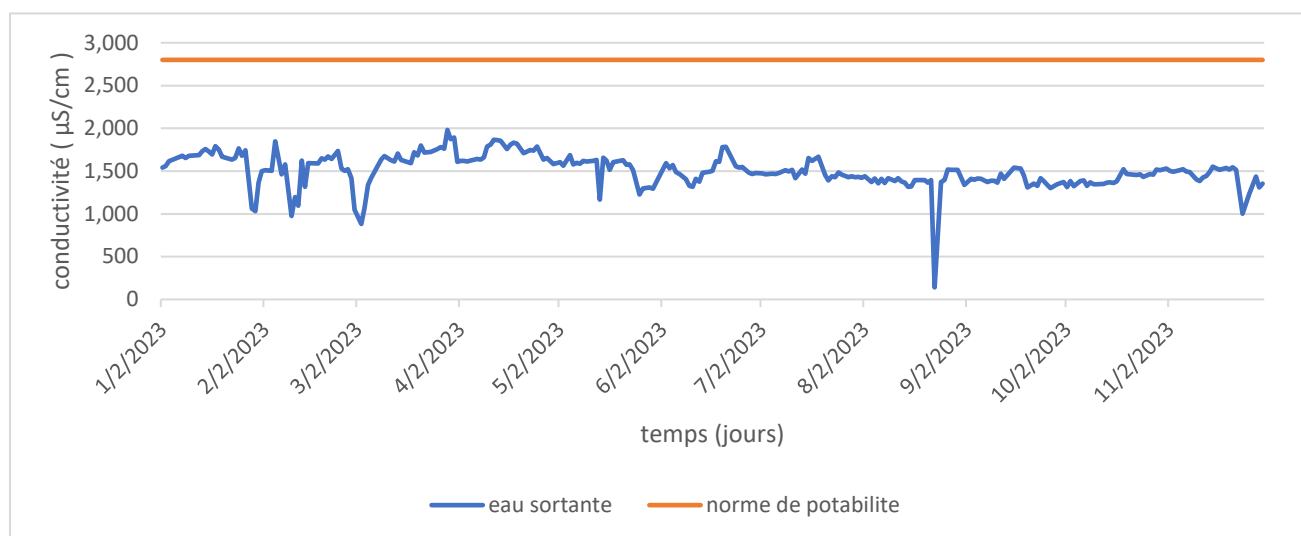


Figure VI.30 : La variation de la conductivité par rapport aux normes de potabilité

L'eau épurée sortante de la STEP de Baraki est apte à la potabilité en termes de conductivité. La conductivité de l'eau épurée est inférieure à la norme fixée par JORA.

VII.8.4 Conclusion

L'eau de la STEP de Baraki respecte les exigences de conductivité fixées par JORA, tant pour l'irrigation que pour la potabilité.

VII.9 Ammonium

L'ammonium (NH_4^+) est un composé courant présent dans les eaux usées, provenant de la dégradation des matières organiques azotées telles que les urines, les fèces et les résidus alimentaires. Sa présence dans les eaux usées peut avoir des impacts environnementaux et sanitaires importants s'il n'est pas correctement traité.

VII.9.1 Impact environnemental

➤ Eutrophisation :

L'ammonium peut favoriser la prolifération excessive d'algues et de plantes aquatiques, ce qui peut perturber l'équilibre des écosystèmes aquatiques et entraîner la mort des poissons par manque d'oxygène.

➤ Dégradation de la qualité de l'eau :

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

L'ammonium peut contribuer à la formation de chloramines lors de la désinfection de l'eau, ce qui peut donner à l'eau un goût et une odeur désagréables, et peut également être nocif pour la santé humaine.

➤ Risques pour la santé :

L'ingestion d'eau contaminée par l'ammonium peut entraîner des troubles digestifs, tels que la diarrhée et les vomissements.

➤ Contamination des eaux souterraines :

Si l'ammonium n'est pas correctement traité dans les stations d'épuration des eaux usées, il peut s'infiltrer dans les eaux souterraines et contaminer les sources d'eau potable.

VII.9.2 Normes de rejet et de potabilité

JORA fixe la norme de concentration en ammonium des eaux usées épurées destinées à la consommation humaine à 0,5 mg/l. Cette norme est identique à celle fixée par OMS pour le rejet des eaux usées traitées en milieu naturel.

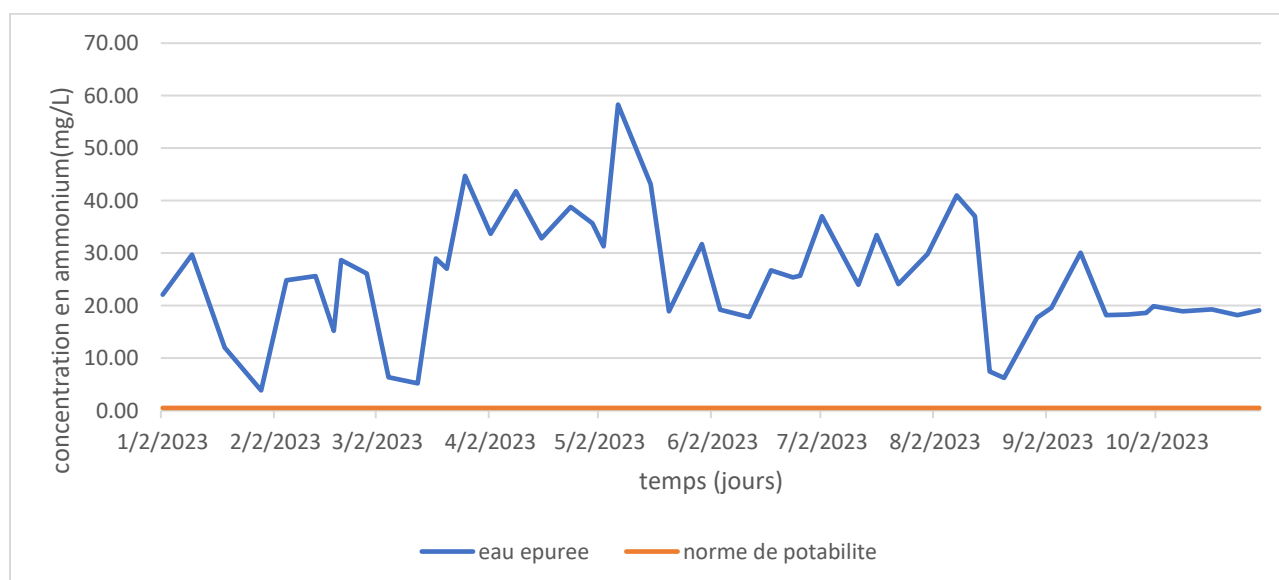


Figure VI.31 : La variation de l'ammonium par rapport aux normes de rejet en milieu naturel et de potabilité

➤ Observation

- Les valeurs de l'ammonium sortants varient considérablement tout au long de l'année 2023, allant de 3,84 mg/l en janvier à 58,30 mg/l en mai.
- Les mois d'avril et mai présentent les valeurs les plus élevées de l'ammonium sortants, tandis que les mois de juin, juillet et août présentent les valeurs les plus faibles.
- La norme de potabilité de 0,5 mg/l pour l'ammonium a été dépassée tout le long de l'année 2023.

- Les dépassements les plus importants ont été observés en mai (58,30 mg/l), mars (44,70 mg/l) et octobre (30,10 mg/l).

➤ Interprétation

Le fonctionnement de la STEP de Baraki au cours de l'année 2023 n'a pas été satisfaisant en ce qui concerne le respect de la norme de potabilité pour l'ammonium. Des mesures doivent être prises pour améliorer le fonctionnement de la STEP et garantir que l'eau traitée soit conforme aux normes de santé publique. Cela peut impliquer des modifications des paramètres du processus, l'ajout d'étapes de traitement supplémentaires ou la mise à niveau des équipements.

VII.9.3 Normes de réutilisation en irrigation

L'OMS fixe la norme de concentration en ammonium des eaux usées épurées destinées à la réutilisation en irrigation à 2 mg/l.

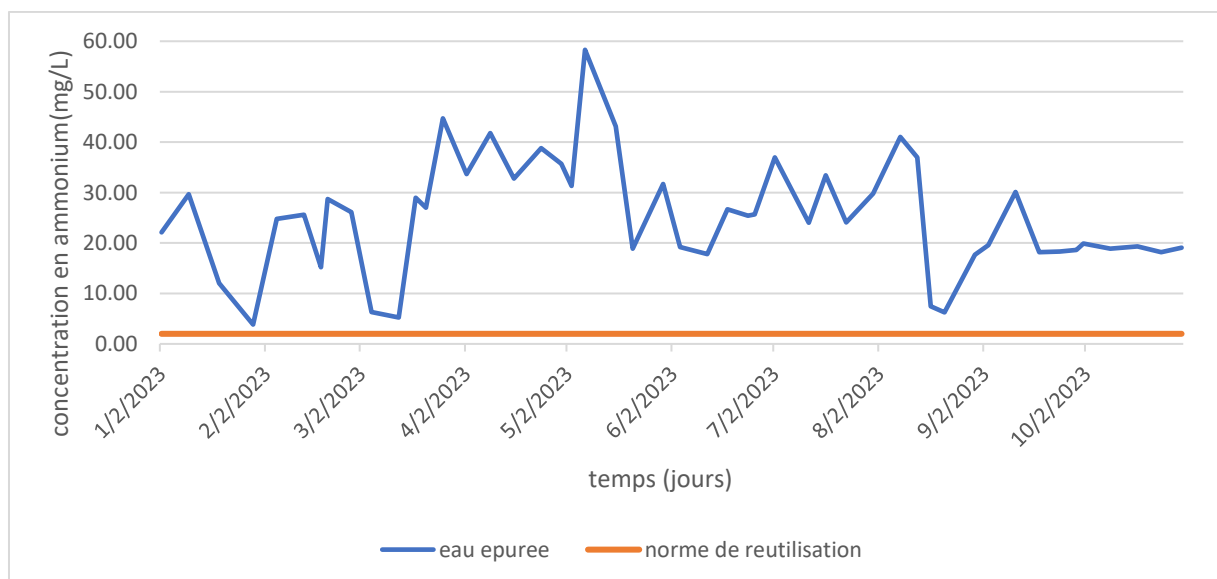


Figure VI.32 : La variation de l'ammonium par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation

➤ Observation

La norme de potabilité de 2 mg/l pour l'ammonium a été dépassée tout le long de l'année 2023.

➤ Interprétation

En raison des dépassements de la norme de réutilisation en irrigation, l'eau traitée par la STEP de Baraki n'était pas conforme aux normes de réutilisation en irrigation pour l'ammonium pendant toute l'année 2023. Cela signifie que l'eau ne pouvait pas être réutilisée en irrigation sans traitement supplémentaire.

VII.9.4 Conclusion

Le fonctionnement de la STEP de Baraki au cours de l'année 2023 n'a pas été satisfaisant en ce qui concerne le respect des normes de potabilité, de rejet et la réutilisation en irrigation. Des mesures doivent être prises pour améliorer le fonctionnement de la STEP et garantir que l'eau traitée soit conforme aux normes.

VII.10 Nitrates

VII.10.1 Impact environnemental des nitrates

➤ **Eutrophisation des eaux douces et côtières :**

- Les nitrates agissent comme des nutriments pour les végétaux aquatiques, en particulier les algues. Un apport excessif en nitrates favorise la prolifération algue massive, phénomène appelé "eutrophisation".
- Ces algues peuvent épuiser l'oxygène dissous dans l'eau, créant des "zones mortes" dépourvues de vie animale

➤ **Contamination des eaux souterraines :**

- Les nitrates provenant des engrais agricoles, des fosses septiques et des égouts peuvent s'infiltrer dans le sol et contaminer les eaux souterraines.
- Une concentration élevée en nitrates dans l'eau potable peut constituer un danger pour la santé, en particulier pour les nourrissons (maladie du syndrome du bébé bleu).

➤ **Impact sur la biodiversité :**

- La pollution aux nitrates peut perturber les équilibres des écosystèmes aquatiques en favorisant certaines espèces (algues) au détriment d'autres (poissons, invertébrés).
- Cela peut entraîner une perte de biodiversité et une modification des chaînes alimentaires.

VII.10.2 Traitement des nitrates

L'élimination des nitrates dans la STEP est représentée par ce graphique

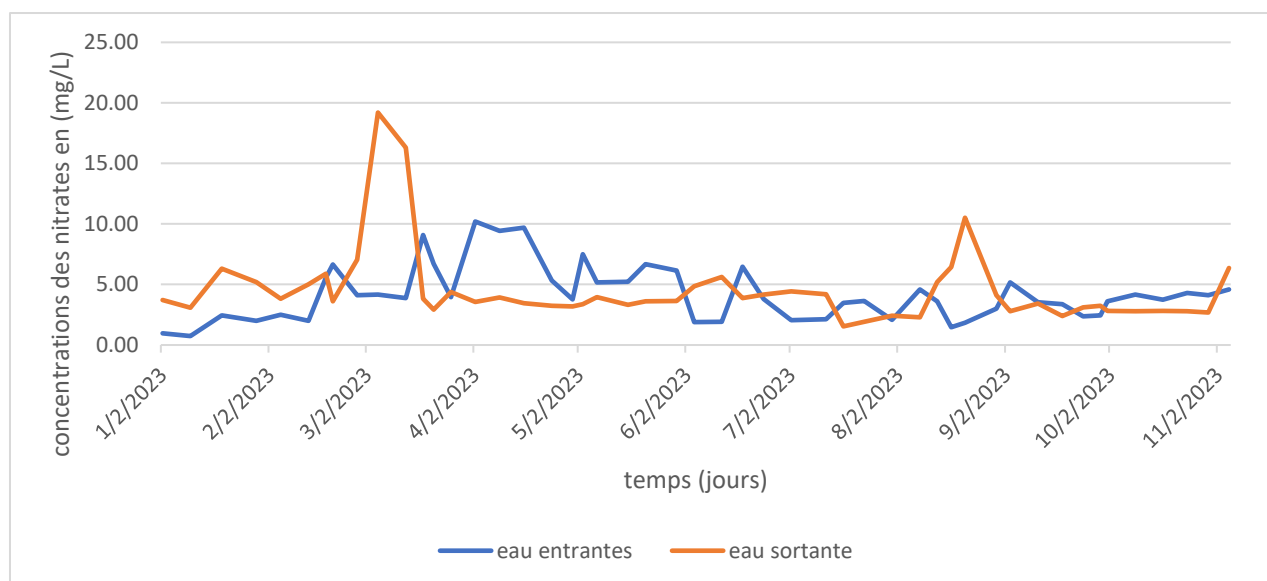


Figure VI.33 : La teneur en nitrates à l'entrée et à la sortie de la STEP durant l'année 2023

➤ Observation

- Les valeurs de nitrates entrantes et sortantes varient considérablement tout au long de l'année 2023.
- Le pic de la teneur en nitrates des eaux sortantes est enregistré en mars avec presque 20mg/l.

➤ Interprétation

L'analyse des données de 2023 révèle que la teneur en nitrates à la sortie de la station est inférieure à celle de l'entrée durant différentes périodes de l'année, cette situation inhabituelle suggère une anomalie ; les processus de nitrification et nitratisation devraient entraîner une hausse de concentration dans les eaux épurées, la réduction observée peut être due à l'action des bactéries dénitrifiantes dans le bassin biologique, ce problème pourrait indiquer un problème lié à une aération insuffisante, ou les bactéries dénitrifiantes consomment l'oxygène dissous, empêchant ainsi l'augmentation attendue de la teneur en nitrates.

VII.10.3 Normes de rejet en milieu naturel

L'OMS fixe la norme de rejet des nitrates en milieu naturel à 1 mg/l.

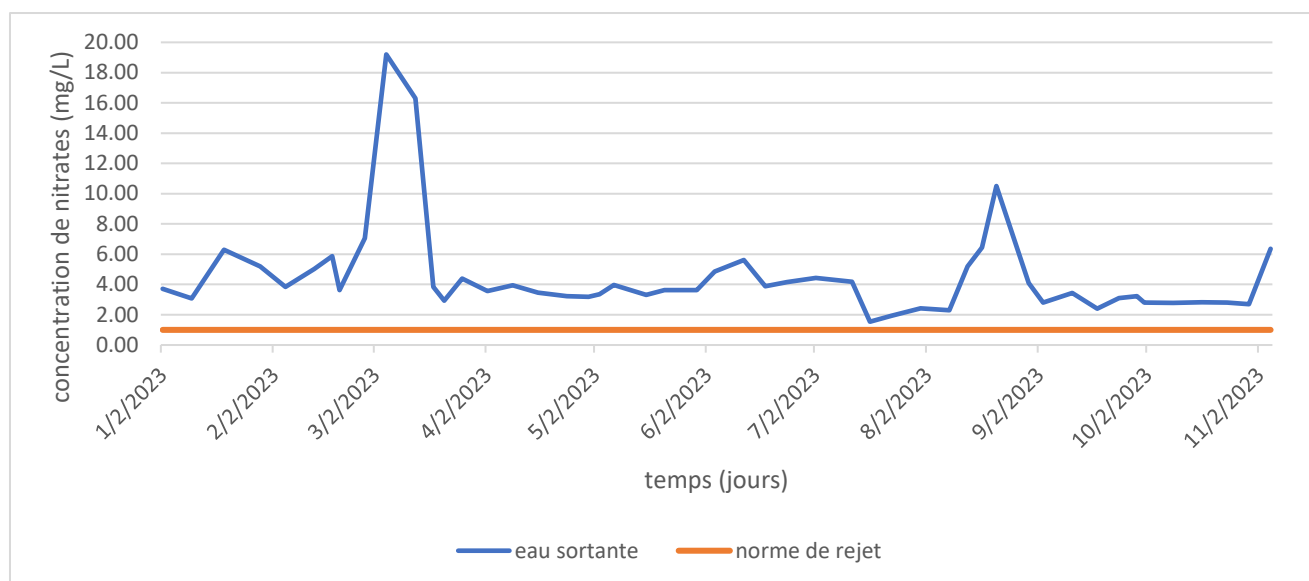


Figure VI.34 : La variation de nitrates par rapport aux normes de rejet en milieu naturel

➤ **Observation**

- Les valeurs de nitrates sortants varient considérablement tout au long de l'année 2023, allant de 1,9 mg/l en aout à 19,20 mg/l en mars.
- Les mois de mars et septembre présentent les valeurs les plus élevées de nitrates sortants, tandis que les mois de juin, juillet et août présentent les valeurs les plus faibles.
- Les dépassements les plus importants ont été observés en mars (19,20 et 16,30 mg/l), février (7,06 mg/l) et mai (5,36 mg/l).
- La norme de rejet de 1 mg/l pour les nitrates a été dépassée au cours de toute l'année 2023.

➤ **Interprétation**

En raison des dépassements fréquents de la norme de rejet en milieu naturel, l'eau traitée par la STEP de Baraki n'était pas conforme aux normes de rejet pour les nitrates pendant toute l'année 2023. Cela signifie que l'eau ne pouvait pas être rejetée sans traitement supplémentaire.

VII.10.4 Normes de réutilisation en irrigation

JORA fixe la norme des nitrates des eaux usées épurées destinées à l'irrigation à 30mg/l.

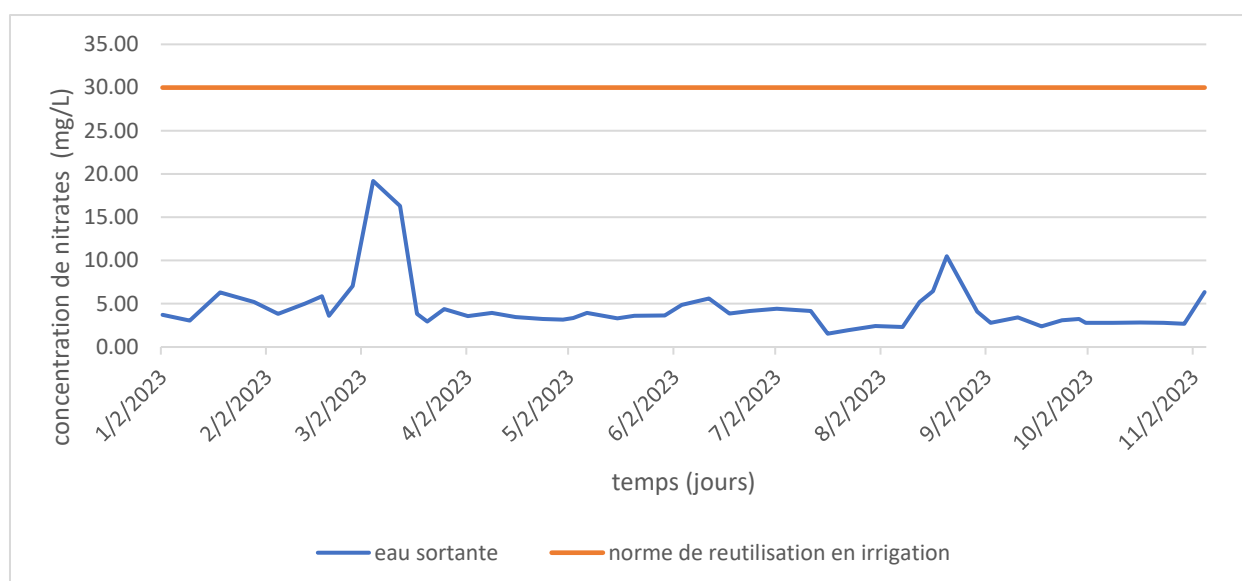


Figure VI.35 : La variation de nitrates par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation

➤ **Observation**

La concentration de nitrates sortants est inférieure à la norme de réutilisation en irrigation de 30 mg/l pendant toute l'année.

➤ **Interprétation**

Le fait que la concentration de nitrates sortants soit inférieure à la norme de réutilisation en irrigation de 30 mg/l pendant l'année signifie que les eaux usées traitées par la STEP de Baraki sont conformes à la norme pour une réutilisation en irrigation en termes de concentration en nitrates.

VII.10.5 Norme de potabilité

JORA fixe la norme des nitrates des eaux usées épurées destinées à la consommation humaine à 50mg/l.

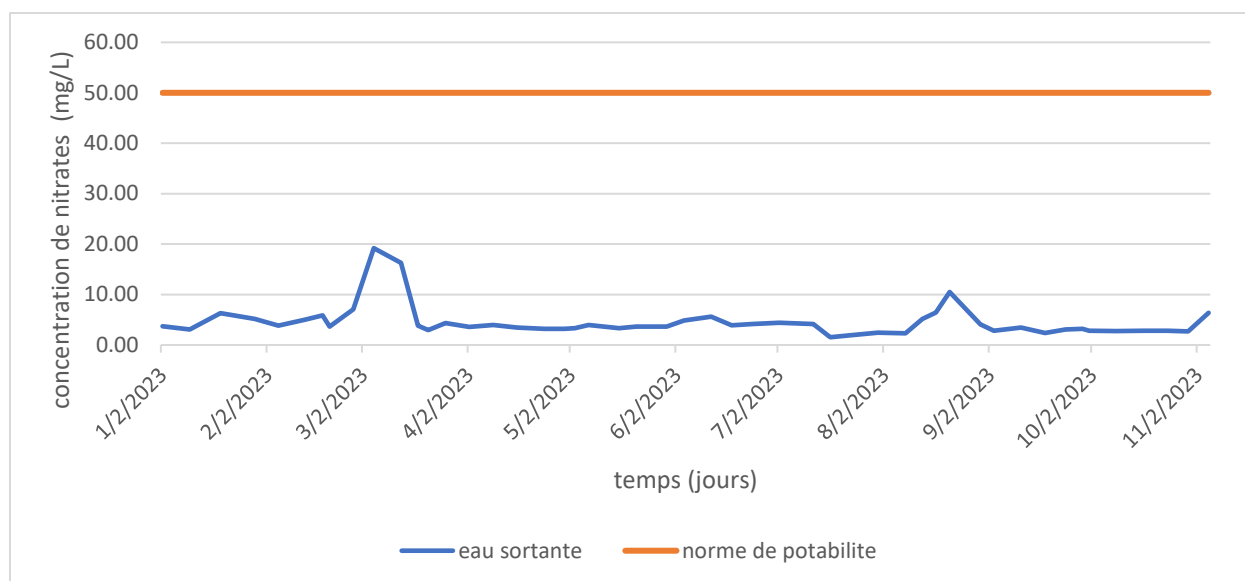


Figure VI.36 : La variation de nitrates par rapport aux normes de potabilité

➤ **Observation**

La concentration de nitrates sortants est inférieure à la norme de potabilité de 50 mg/l pendant toute l'année.

➤ **Interprétation**

Le fait que la concentration de nitrates sortants soit inférieure à la norme de potabilité de 50 mg/l pendant l'année signifie que les eaux usées traitées par la STEP de Baraki sont conformes à la norme de la potabilité en termes de concentration en nitrates.

VII.11 Phosphore totale

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique.

$$P_t = P_{\text{organique}} + P_{\text{minérale}}$$

VII.11.1 Impact environnemental du phosphore total

L'excès de phosphore total dans l'eau peut entraîner un phénomène appelé eutrophisation. L'eutrophisation est une prolifération d'algues et d'autres plantes aquatiques qui peut entraîner un certain nombre de problèmes environnementaux, notamment :

➤ **Diminution de la qualité de l'eau :**

Les algues en décomposition peuvent épuiser l'oxygène de l'eau, ce qui peut nuire aux poissons et à d'autres organismes aquatiques.

➤ **Prolifération d'algues nuisibles :**

Certaines algues produisent des toxines qui peuvent nuire aux humains et aux animaux.

➤ **Perte de biodiversité :**

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

L'eutrophisation peut entraîner une perte de la biodiversité aquatique, car les algues envahissantes peuvent concurrencer d'autres plantes et animaux.

➤ Problèmes esthétiques :

Les proliférations d'algues peuvent rendre l'eau trouble et malodorante

VII.11.2 Traitement de phosphore

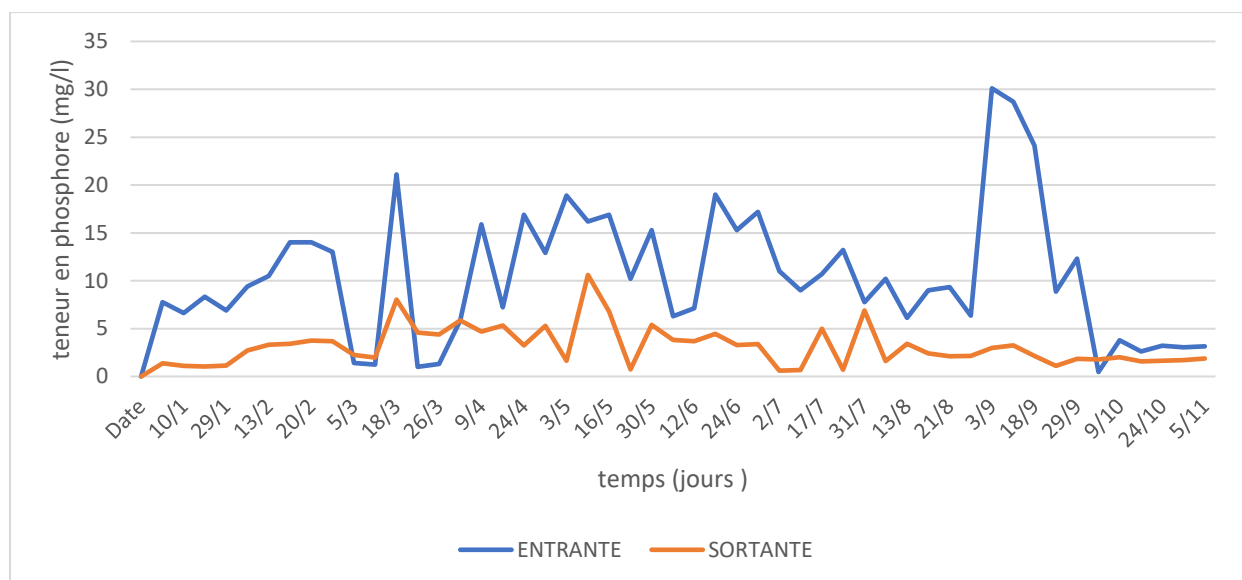


Figure VI.37 : La teneur en phosphore à l'entrée et à la sortie de la STEP durant l'année 2023

➤ observation

La teneur en phosphore à l'entrée de la STEP varie entre 0,479 mg/l et 29 mg/l avec une moyenne de 10,61mg/l, à la sortie de la STEP la teneur varie entre 0,6mg/l et 8mg/l avec une moyenne de 3,16mg/l.

➤ interprétation

L'élimination de phosphore a été bonne avec des rendements d'élimination qui varie entre 0,511% et 92%.

On justifie les jours où la teneur en phosphore sortant est supérieure à la teneur entrante : dans certaines conditions (dénitrification, anoxie...) dans les bassins de traitement, les bactéries peuvent libérer le phosphore stocké dans les boues, ce phénomène est particulièrement pertinent dans le traitement biologique où le phosphore assimilé par les microorganismes (phosphore accumulant) peut être relâché dans des conditions défavorables.

VII.11.3 Norme de rejet en milieu naturel

L'OMS fixe la norme de rejet de phosphore en milieu naturel à 2 mg/l.

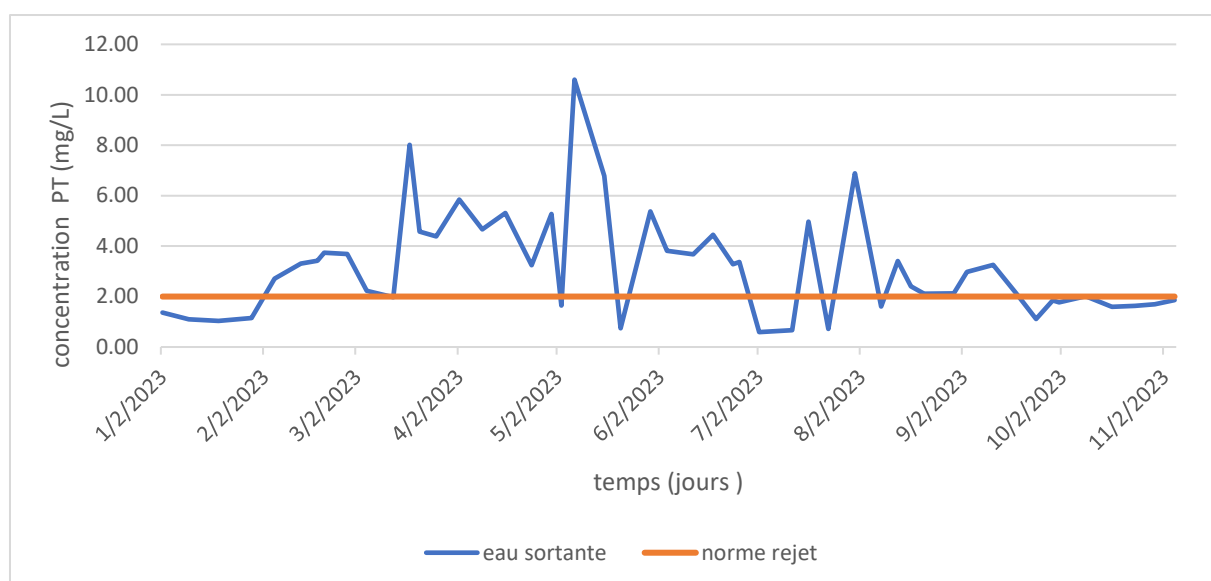


Figure VI.38 : La variation de la teneur en phosphore par rapport aux normes de rejet en milieu naturel

➤ **Observation**

- Les valeurs de concentration de phosphore sortants varient considérablement tout au long de l'année 2023, allant de 0,6 mg/l en juillet à 10,60 mg/l en mai.
- Les mois de janvier et novembre présentent les valeurs les plus faibles de phosphore sortants, tandis que les mois d'avril, juin, et août présentent les valeurs les plus élevées.
- Les dépassements les plus importants ont été observés en mai (**6,79 et 10,19 mg/l**), juillet (**6,89 mg/l**) et avril (**5,48 mg/l**).
- La norme de rejet de 2 mg/l pour le phosphore a été dépassée dans la majeure partie de l'année 2023.

➤ **Interprétation**

En raison des dépassements fréquents de la norme de rejet en milieu naturel, l'eau épurées par la STEP de Baraki n'était pas conforme aux normes de rejet pour le phosphore pendant l'année 2023. Cela signifie que l'eau ne pouvait pas être rejetée sans traitement supplémentaire

VII.11.4 Normes de réutilisation en irrigation

JORA fixe la norme de phosphore des eaux usées épurées destinées à l'irrigation à 0,94mg/l.

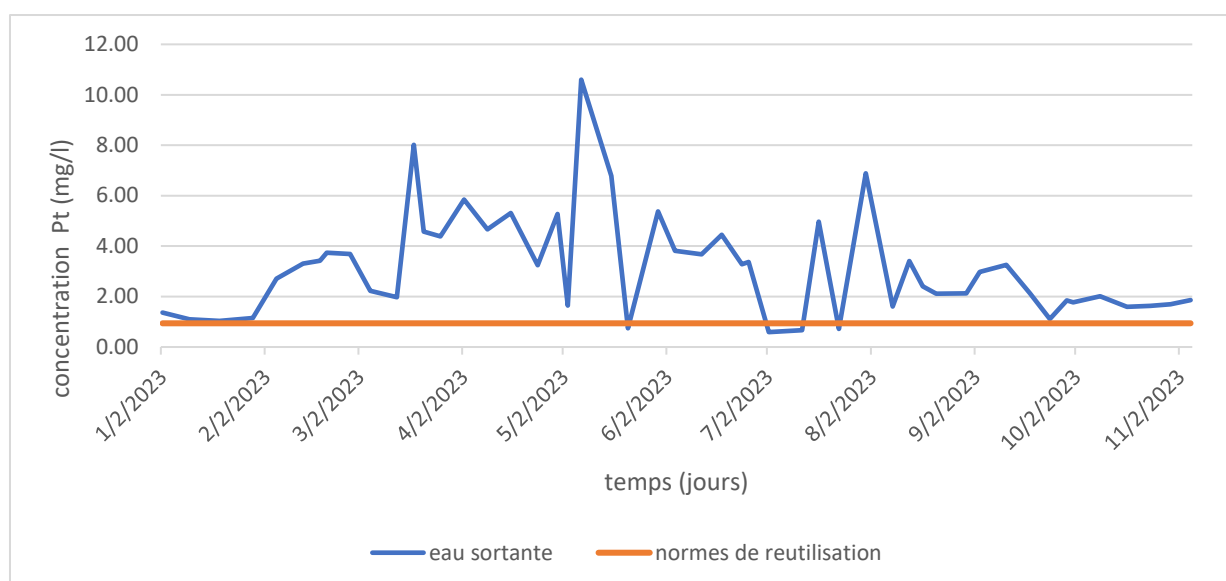


Figure VI.39 : La variation de la teneur en phosphore par rapport aux normes de la réutilisation en irrigation

➤ **Observation**

La concentration de phosphore sortante est supérieure à la norme de réutilisation en irrigation de 0,94 mg/l pendant toute l'année.

➤ **Interprétation**

Le fait que la concentration de phosphore sortants soit supérieure à la norme de réutilisation en irrigation de 0,94 mg/l pendant l'année signifie que les eaux usées traitées par la STEP de Baraki ne sont pas conformes à la norme pour une réutilisation en irrigation en termes de concentration en phosphore totale.

VII.11.5 Norme de potabilité

JORA fixe la norme des phosphores totale des eaux usées épurées destinées à la consommation humaine à 5mg/l.

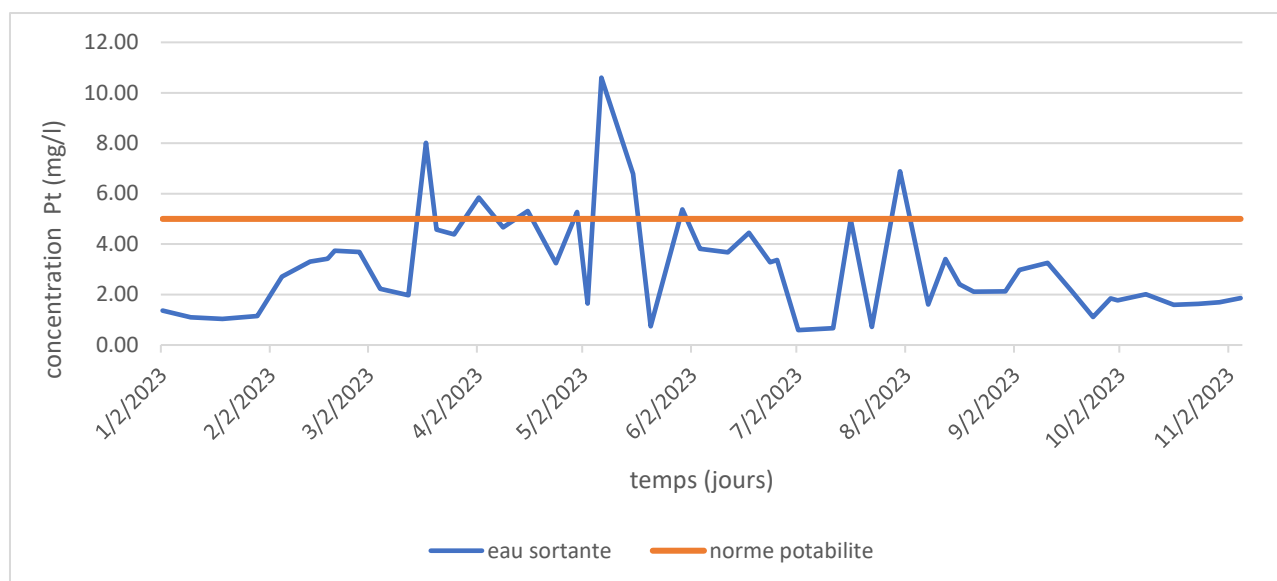


Figure VI.40 : La variation de la teneur en phosphore par rapport aux normes de potabilité

➤ Observation

La concentration de phosphore sortante est inférieure à la norme de potabilité de 5 mg/l pendant la majeure partie de l'année.

➤ Interprétation

Le fait que la concentration de phosphore sortante soit inférieure à la norme de potabilité de 50mg/l pendant la majeure partie de l'année signifie que les eaux usées traitées par la STEP de Baraki sont globalement conformes à la norme de la potabilité en termes de concentration en phosphore mais des précautions sont nécessaires en cas de pics.

VII.11.6 Conclusion

Pour respecter les réglementations et garantir la protection de l'environnement, il est indispensable d'adapter les mesures en fonction de l'usage envisagé.

VII.12 Les bactéries coliformes

Les bactéries coliformes comprennent donc des germes d'origine fécale et des germes d'origine environnementale dont certains peuvent se multiplier dans les eaux. Ce ne sont donc pas de bons index de contamination fécale. Ils sont par contre utilisés comme indicateurs d'efficacité de traitement (efficacité de la rétention physique des germes dans la filière de traitement, efficacité de la désinfection, intégrité du système de distribution, présence potentielle de biofilm favorisant leur recroissance dans les réseaux de distribution). Leur présence dans l'eau doit toujours être considérée comme le signe d'un problème de risque sanitaire potentiel.

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

Indicateurs de contamination fécale, les E. coli font partie des germes tests majeurs à contrôler pour garantir la qualité bactériologique des eaux potables ou des eaux de baignades. Pour des raisons historiques, certains genres bactériens apparentés par des caractéristiques biochimiques, sont regroupés sous l'appellation coliformes et analysés par la même méthode.[32]

VII.13 Impacts environnementaux des bactéries coliformes

➤ Contamination des eaux :

- **Eaux potables** : La contamination par les coliformes rend l'eau impropre à la consommation et peut causer des maladies diarrhéiques chez les humains.
- **Eaux de baignade** : La présence de coliformes dans les rivières, lacs et mers augmente le risque de maladies gastro-intestinales et d'infections cutanées chez les nageurs.
- **Eaux marines** : La contamination fécale peut nuire aux écosystèmes marins en perturbant l'équilibre biologique et en affectant la santé des poissons et d'autres organismes aquatiques.

➤ Contamination des sols :

- **Fuites d'égouts et fosses septiques** : Les fuites d'égouts et le mauvais fonctionnement des fosses septiques peuvent contaminer les sols environnants, ce qui pose des risques pour la santé humaine et la qualité des eaux souterraines.
- **Épandage de lisier animal** : L'épandage non contrôlé de lisier animal peut également contaminer les sols et les eaux.

Tableau VI.1 : Analyse microbiologique des eaux filtrées de la STEP de Baraki

Date	Bactéries coliformes	Escherichia coli (E. coli)	Unité
04/01/2021	>48402	11580	NPP/100 ml
03/02/2021	>48402	1200	NPP/100 ml
03/03/2021	>48402	>48400	NPP/100 ml
07/07/2021	>48402	>48402	NPP/100 ml
04/10/2021	>48402	/	NPP/100 ml
03/01/2022	>48402	/	NPP/100 ml
07/02/2022	>48402	/	NPP/100 ml
07/03/2022	>48402	/	NPP/100 ml
06/06/2022	>48402	/	NPP/100 ml
24/10/2022	1200000	200000	UFC/100 ml
03/01/2023	280000	70000	UFC/100 ml

JORA exige l'absence totale de coliformes dans 100 ml d'eau potable. Cette norme stricte vise à garantir la sécurité de l'eau potable et à prévenir les maladies d'origine hydrique.

Avant la recharge des nappes, les eaux usées de la station doivent subir un traitement rigoureux. Ce traitement doit inclure une filtration poussée, une désinfection efficace et d'autres étapes si nécessaire, afin d'éliminer tous les coliformes et autres agents pathogènes. Ce traitement rigoureux est essentiel pour protéger les nappes phréatiques de la contamination et garantir la qualité de l'eau souterraine, une ressource précieuse pour la consommation humaine et l'irrigation.

VII.14 Entérocoques

Les entérocoques intestinaux sont des bactéries Gram positif qui constituent un sous-groupe au sein du groupe des streptocoques fécaux. Ils sont excrétés dans les fèces d'origine humaine et animale et présentent donc une origine presque exclusivement fécale. Certaines de ces espèces peuvent être pathogènes chez l'homme et provoquer des infections localisées.

Du fait de certaines de leurs propriétés de résistance, les entérocoques intestinaux constituent de bons indicateurs de :

- **contamination fécale** : ils peuvent témoigner d'une contamination fécale d'une ressource souterraine ou de la présence éventuelle de pathogènes d'origine fécale, ou encore d'une contamination fécale plus ancienne ;
- **efficacité de traitement** : ils constituent par exemple des indicateurs de performance de l'étape de désinfection, ils peuvent être utilisés comme indicateurs lors de travaux dans le réseau de distribution.[48]

Tableau VI.2 : Analyse des Entérocoques des eaux filtrées de la STEP de Baraki

Date	Entérocoques	Unité
04/01/2021	4980	NPP/100 ml
03/02/2021	4500	NPP/100 ml
03/03/2021	>48401	NPP/100 ml
07/07/2021	>48402	NPP/100 ml
04/10/2021	>48402	NPP/100 ml

CHAPITRE VI RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION


03/01/2022	>48402	NPP/100 ml
07/02/2022	>48402	NPP/100 ml
07/03/2022	>48402	NPP/100 ml
06/06/2022	>48402	NPP/100 ml
24/10/2022	50000	UFC/100 ml
03/01/2023	4000	UFC/100 ml


Afin de recharger la nappe avec les eaux de la station, la réglementation impose un traitement intensif et une absence totale d'entérocoques dans les eaux potables, conformément aux exigences de JORA.

VII.15 Résultats d'analyse supplémentaire

Figure VI.42 : Résultats d'analyses physicochimique d'eau filtrée BARAKI.[49]

Société des Eaux et d'Assainissement d'Alger

 **Direction qualité Eau, Assainissement et laboratoire central**
 Siège social : 97, Parc Ben Omar 16050 BP 249 Kouba Alger
 – SPA au capital de 1 741 000 000 DA – RCS : 06B0973312



RAPPORT D'ESSAI POUR ANALYSE DES EAUX EPUREE POUR REUTILISATION A L'IRRIGATION N°échantillon:546392

Client : Step BARAKI	Typologie : Reutilisation EEP pour l'Irrigation	Conditionné par : Vos préleveurs
Prélevé par : Vos préleveurs	Date : 15/08/2023	Prélèvement:
Matrice : Eau Usée Epurée		

I- Les méthodes et les paramètres d'analyses Physiques chimiques et bactériologiques accrédité

Dosages des Fluorures - Analyse en flux continu (CFA) - ISO-17951-2
Dosages des Cyanures - Analyse en flux continu (CFA) - ISO-14403-2
Dosages de Phenol - Analyse en flux continu (CFA) - ISO-14402
Fer/Cuivre/Mn/Zinc/Plomb/molybdène/chrome/cobalt/Nickel/bore/mercure/argent/baruym/arsenic/Cadmium ICP - ISO-11885
Détermination de la demande Chimique en Oxygène -DCO: Ebullition à reflux -ISO 6060 /1989
Conductivité à 25°C - Potentiométrie - ISO 7888 :1985
Ph- Potentiométrique -ISO 10523 :2008
Calcium -Titrimétrie à l'EDTA - NA 1655 ISO 6058 :1994
Magnésium Titrimétrie à l'EDTA ISO 6059 :1984
Titre alcalimétrique complet - Potentiométrie- ISO 9963-1 :1994
Aluminium-Détermination de l'aluminium dans l'eau par ICP-OES -ISO 11885 :2007
Manganèse -Dosage des métaux par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence(ICP-OES)ISO11885:2007
Chlorures -Titrage au nitrate d'argent avec du chromate comme indicateur - ISO 9297 :1989
Demande Biochimique dans l'eau (DBO5)- Méthode pour échantillon non dilué ISO 5815-2 :2003
Nitrites- Détermination des nitrites par spectrophotométrie moléculaire ISO 6777 / 1984
Nitrates- Détermination des nitrites par spectrophotométrie moléculaire Méthode interne
Aluminium- Détermination de l'aluminium par kit Méthode interne
Recherche et dénombrement des Escherichia coli et des Bactéries coliformes Filtration sur membrane ISO 9308-1 :2014
Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux Filtration sur membrane NA ISO 7899-2 NA 766 : 2010
Azote nitrique - Analyse par flux continu - ISO 13395 :1996
Azote nitreux - Analyse par flux continu - ISO 13395 :1996
Sodium - Dosage des métaux par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence(ICP-OES)ISO11885:2007
Potassium -Dosage des métaux par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence(ICP-OES)ISO11885:2007

Figure VI.42 : Résultats d'analyses physicochimique d'eau filtrée BARAKI.[49]

Tableau VI.3 : Résultats d'analyses physicochimique d'eau filtrée BARAKI

Paramètres (02/01/2012)	Résultat d'analyse final	Unité	Seuil
Magnésium	1,98	meq/l	
Sodium	6,65	meq/l	200

Calcium	4,06	meq/l	200
Bicarbonate (HCO ₃)	4,92	meq/l	
Aluminium	<0,05	mg/l	0,2
Cadmium	<2 (*)	mg/l	0,003
Cuivre	<0,002	mg/l	2
Mercure	<2 (*)	mg/l	0,006
Plomb	<2 (*)	mg/l	0,01
Chrome	<2	mg/l	0,05
Manganèse	0,029	mg/l	0,05
Nickel	<2 (*)	mg/l	0,07
Zinc	<0,002	mg/l	5
Fer	<0,002	mg/l	0,3
Lithium	0,01	mg/l	
Chlorure	7,72	meq/l	14,08
Sélénium	<10 (*)	mg/l	0,01
Vanadium	<0,002	mg/l	
Phénols, Composés phénoliques	<10 (*)	mg/l	0,0005
Bore	0,48	mg/l	1
Molybdène Mo	<2	mg/l	
Cobalt	<0,002	mg/l	
Arsenic	<2 (*)	mg/l	0,01
Béryllium	<0,002	mg/l	

(*) Des facteurs de risque sanitaires non gérés.

VII.16 Indicateurs de performance de la STEP (RATIOS)

L'analyse de ces paramètres s'avère être un outil précieux pour évaluer le niveau de pollution des eaux bruts, elle permet aussi d'optimiser les paramètres physicochimiques de ces paramètres chimiques en vue de déterminer une performance adéquate.

VII.16.1 Indice de biodégradabilité : Rapport DCO/DBO₅

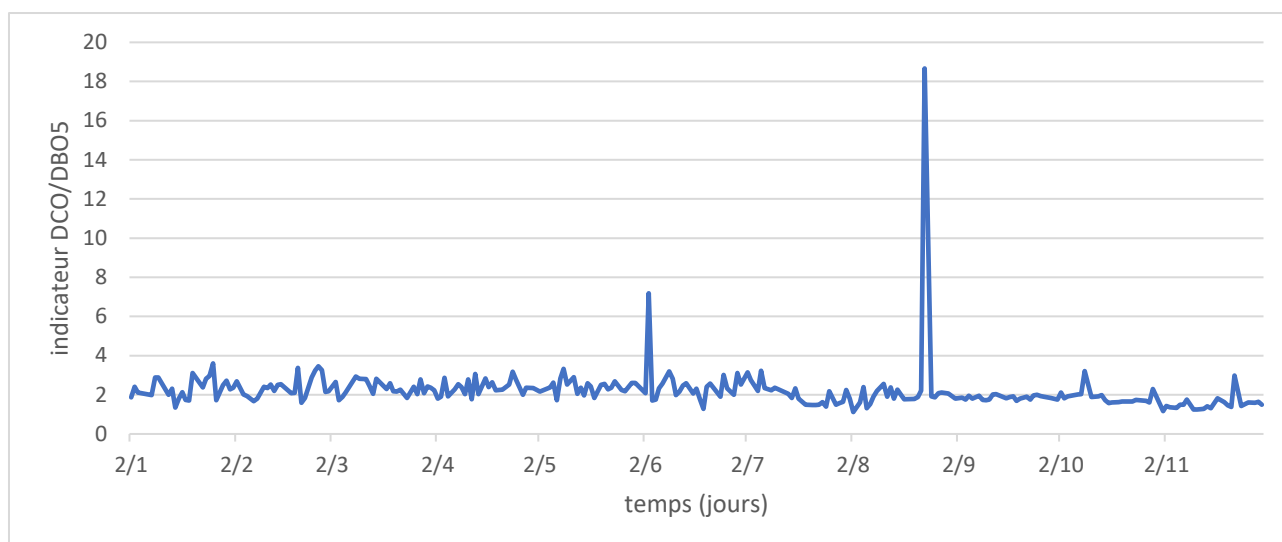


Figure VI.43 : Evolution du rapport DCO/DBO₅ à l'entrée de la STEP de Baraki

➤ **Observation**

Le rapport DCO/DBO₅ représente la biodégradabilité de l'effluent. Dans notre cas elle varie généralement entre 1,5 et 4 avec une moyenne de 2,21 mais on a quand même enregistré des pics qui arrivent à 18 en aout et 7,18 en juin.

➤ **Interprétation**

les valeurs trouvées suggèrent que l'effluent est moyennement a difficilement biodégradable, un traitement physicochimique peut être nécessaire pour réduire la matière organique présente dans l'effluent.

Les pics enregistrés peuvent être justifiées par des flux de rejet industrielle temporaires riches en éléments traces métalliques et matières minérales difficilement biodégradable voire impossible.

Ces observations indiquent aussi des modifications significatives dans la nature de l'effluent, marquée par une baisse de biodégradabilité mise en évidence par l'augmentation du rapport.

VII.16.2 Evolution du Rapport MES/DBO₅

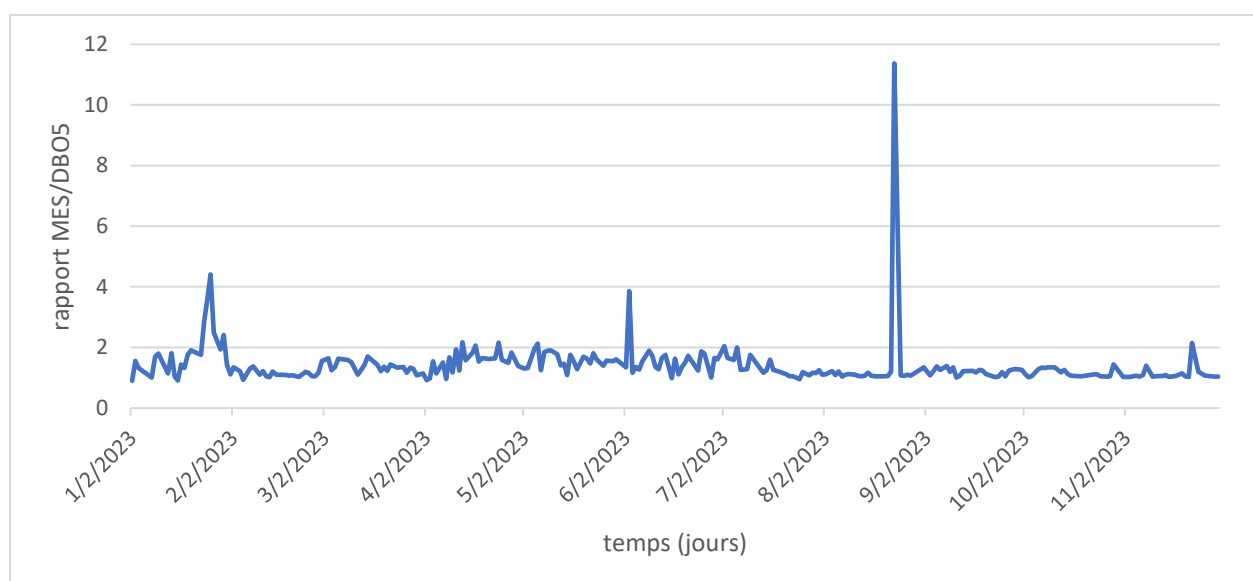


Figure VI.44 : Evolution du rapport MES/DBO₅ à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023

Le ratio MES/DBO₅ indique la répartition de la pollution particulaire (MES) et la pollution dissoute (DBO₅). Dans ce cas, le rapport varie entre 0,9 et 4,2 (on enregistre un pic en septembre de presque 12) et une moyenne de 1,39.

Après l'observation des analyses, nous observons que la pollution est plutôt particulaire que dissoute, ce qui caractérise un réseau essentiellement unitaire, un prétraitement suivi d'une décantation est indispensable pour ne pas perturber la chaîne d'épuration.

Les valeurs élevées de ce rapport sont généralement dues à l'augmentation du flux des MES rejetées par temps de pluie dans les milieux récepteurs, à cause de la remise en suspension des dépôts cumules dans le collecteur

VII.16.3 Evolution du Rapport NH₄⁺/NTK

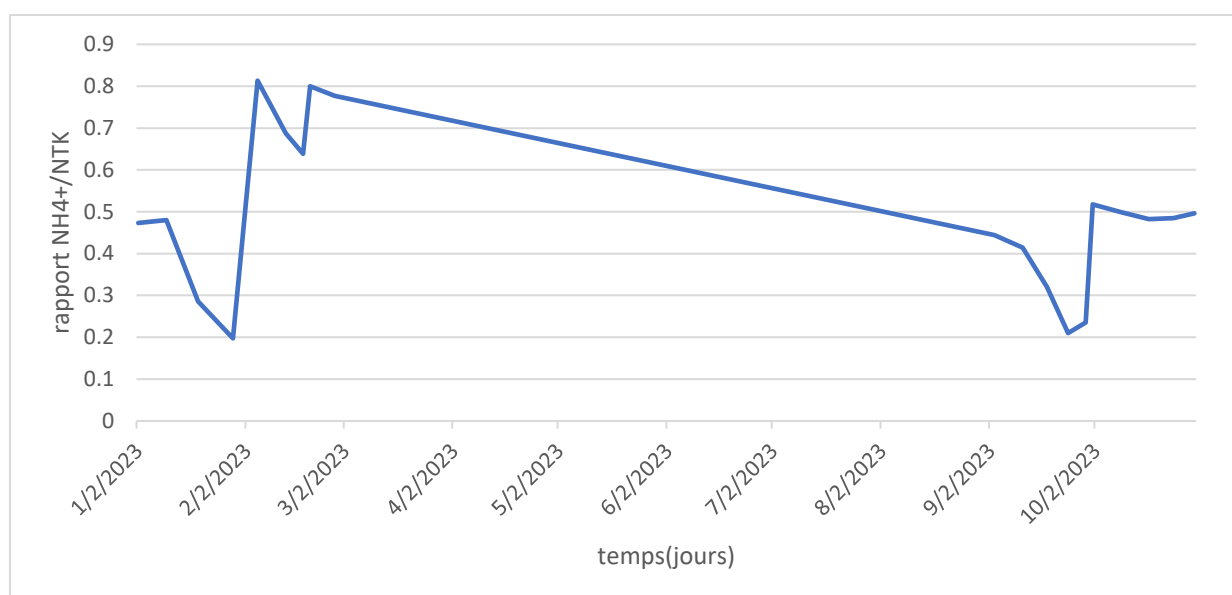


Figure VI.45 : Evolution du rapport NH₄⁺ /NTK à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023

Le rapport NH₄⁺/NTK est un indicateur clé de la pollution azotée dans l'effluent et reflète le degré d'ammonification pendant le transport des eaux usées dans le réseau.

Le rapport dans notre cas varie entre 0,197 et 0,82 pour une moyenne de 0,5, pour un effluent urbain classique cette valeur varie entre 0,6 et 0,8.

Les mois de mars et avril ont connu une augmentation notable de ce rapport indiquant une conversion importante de l'azote organique à l'azote ammoniacale. cela signifie qu'une grande partie de la pollution azotées et présente sous la forme ion.

Le taux d'ammonification est directement lié aux temps de séjour des eaux usées dans le réseau, plus le temps de séjours est long plus l'ammonification est importante. En revanche en temps pluvieux, le temps de séjour est réduit, ralentissant ainsi les réactions d'ammonification et laissant la majeure partie de l'azote dessous forme organique. Par Exemple : le jour où on a un le rapport minimale (0,197) coïncide avec le jour où on observe de débits élevées (152 000m³/j).

VII.16.4 Le rapport DCO/NTK

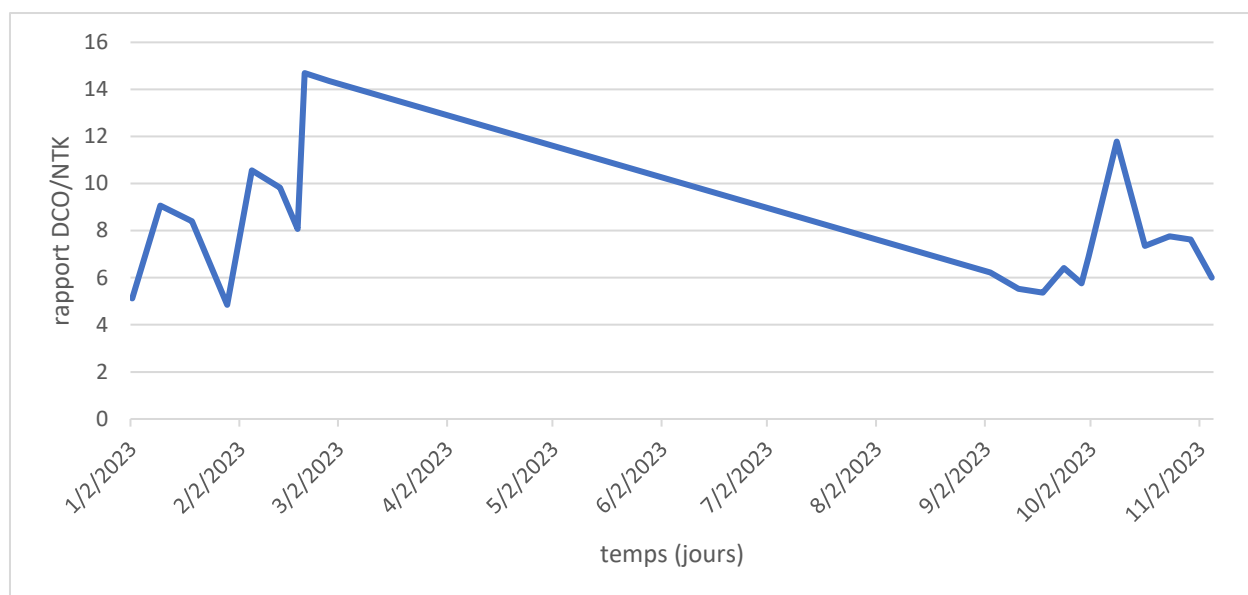


Figure VI.46 : Evolution du rapport DCO/NTK à l'entrée de la STEP de Baraki en 2023

Le rapport DCO/NTK (**les effluent urbains $4 < \text{DCO/NTK} < 5$**) varie considérablement au cours de l'année 2023, il varie entre 4,8 et 14,7 avec une moyenne de 8,08.

Ces fortes valeurs sont dues à des fortes variations des charges polluantes causées par des événements pluvieux, des rejets considérables des effluents fortement chargées et de la concentration de NTK entrant

Selon Thiem, (1988) et Hanaki (1996), les fortes charges organiques signifient une nitrification plus faible. En effet, les bactéries hétérotrophes peuvent être en compétition pour l'azote consommées pour leurs besoins anaboliques et limitent le processus de nitrification en réduisant la quantité d'ammoniaque et d'oxygène disponible pour la nitrification et en limitant l'accès à l'ammoniaque pour les bactéries nitrifiantes.

VII.17 Les différents problèmes et anomalies notés pendant la période étudiée

VII.17.1 Le traitement primaire

Le traitement primaire permet d'éliminer au moins 60% des MES et 35% de la DBO₅ et de la DCO. Suite aux analyses observées, le décanteur primaire est peu performant pour éliminer les polluants surtout en hiver.

VII.18 Problème d'aération du bassin biologique

D'après les analyses des nitrates, durant des périodes, on observe la teneur en nitrates sortantes sont inférieurs à la teneur en nitrates entrantes, ceci peut être expliqué par une forte dénitrification.

Ces problèmes d'aération peuvent être expliqués par :

- dépôts de boues au fond du bassin biologique qui risque d'entrer en anaérobiose ;
- L'insuffisance du temps d'aération.

VII.19 Propositions en vue de l'amélioration de la STEP

Pour améliorer la performance de la STEP de Baraki :

- Améliorer la performance du traitement primaire de la STEP par une coagulation floculation, afin de minimiser les charges polluantes dans le bassin biologique qui est l'une des causes principales de la sous-aération.
- Explorer l'utilisation de la précipitation à la chaux comme moyen de limiter la contamination par les métaux lourds.
- Envisager un autre traitement tertiaire à la station comme les filtres à charbon actifs.

VII.20 Conclusion

Avant d'envisager la recharge de la nappe phréatique avec des eaux usées épurées de la STEP de Baraki, une amélioration significative du traitement s'impose, en particulier au niveau du traitement primaire.

D'après les résultats obtenus lors des différentes analyses effectuées sur les eaux brutes et les eaux traitées pendant l'année 2023, nous avons détectés les problèmes suivants :

- Le traitement primaire ne fonctionne pas de manière optimale ;
- L'élimination insuffisante de MES, DCO, et DBO₅ ;
- Mise hors service de la désinfection par UV à la station d'épuration.

CHAPITRE VII :
AMELIORATION DU
TRAITEMENT DE LA
STATION D'EPURATION

VIII.1 Introduction

Afin de garantir une eau de qualité pour la recharge de la nappe de la Mitidja avec les eaux usées épurées de la STEP de Baraki, une amélioration du traitement s'avère indispensable. Ce chapitre propose des traitements complémentaires à mettre en œuvre au niveau de la station pour atteindre la qualité requise.

En s'appuyant sur les travaux de MAHIZI Anis, qui a proposé l'ultra filtration un traitement performant permettant d'atteindre une qualité proche de l'eau potable, ce chapitre vise à identifier les étapes de la STEP à améliorer, notamment le traitement primaire et le traitement tertiaire. les traitements complémentaires proposés s'intègrent a ceux de MAHIZI pour optimiser le processus de traitement global.

VIII.2 coagulation floculation

Incorporer les processus de coagulation floculation dans le traitement primaire de notre STEP peut modifier la manière dont les eaux usées sont actuellement traitées. Le traitement primaire de la STEP de Baraki inclut uniquement un procédé de décantation qui a une performance médiocre.

L'intégration de la coagulation-floculation dans cette phase permet d'optimiser la décantation de l'eau. En introduisant des coagulants, les particules en suspension et les colloïdales sont déstabilisés, ce qui favorise leurs agrégations en floes plus gros. Ces floes sont ensuite rassemblés par des floclants, ce qui facilite leur sédimentation ou leur filtration ultérieur.

D'après Satin. La décantation est encore plus performante lorsqu'elle s'accompagne d'une floculation préalable. La coagulation-floculation permet d'éliminer jusqu'à 90 % des matières en suspension et 75 % de la DBO₅ et de la DCO.[6]

Tableau VII .1 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de stokes (Dégriment, 1978)

	Type de particule	Diamètre de Particule (mm)	Temps de décantation pour 1 m d'eau
MES	Gravier	10	1 sec
	Sable	1	10 sec
	Sable fin	10^{-1}	2 min
	Limon	10^{-2}	2 h
Particules Colloïdes	Kyste de protozoaire	10^{-2}	20 h
	Argile	10^{-3}	2 jrs
	Bactérie	10^{-3}	8 jrs
	Colloïde	10^{-4}	2 ans
		10^{-5}	20 ans

VIII.2.1 Performances attendues du procédé :

La coagulation-floculation permet d'éliminer :

- 80 à 90 % des MES ;
- 60 à 80 % de la DCO ;
- 60 à 80 % de la DBO₅ ;
- Au-delà de 85 % du Pt ;
- Un faible rendement de 20 à 30 % des NGL.

VIII.2.2 Structure des particules colloïdales :

Les particules colloïdales sont des particules stables généralement chargées négativement à leurs surfaces, créant ainsi un champ électrique, qui attire des charges positives de la solution. La couche des charges positives formées autour de la particule colloïdale est appelée la couche de STERN ou la couche fixe, tandis que les anions, accompagnés de quelques cations forment une deuxième couche plus diffuse d'où son nom, elle est aussi connue sous le nom de la couche de GOUY. Les deux couches de STERN et de GOUY forment la double couche avec le potentiel de NERNST agissant comme un gradient électrostatique entre elles. Ce potentiel diminue linéairement dans la couche fixe (les cations sont repartis uniformément) et non linéairement dans la couche diffuse (la distribution aléatoire des anions et des cations).

A la surface de la couche de STERN, nous trouvons le potentiel ZETA généralement négatif dans les eaux naturelles, ce potentiel est responsable de la répulsion entre les colloïdes empêchant alors leur agglomération et assurant leurs stabilités.[34]

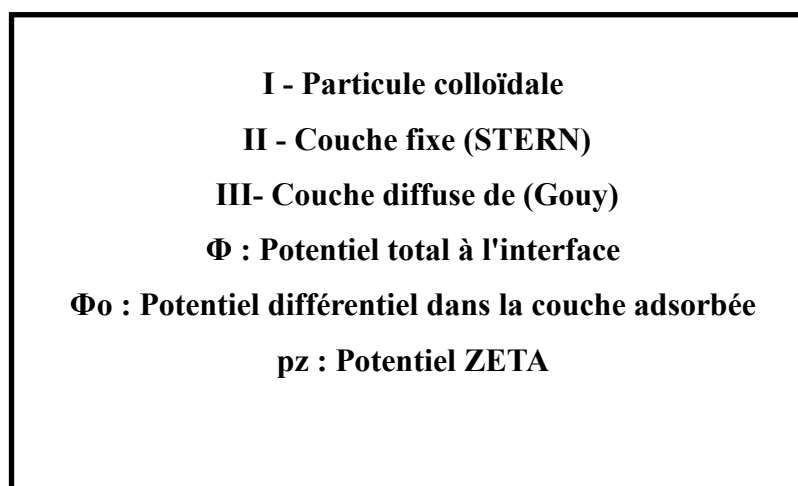
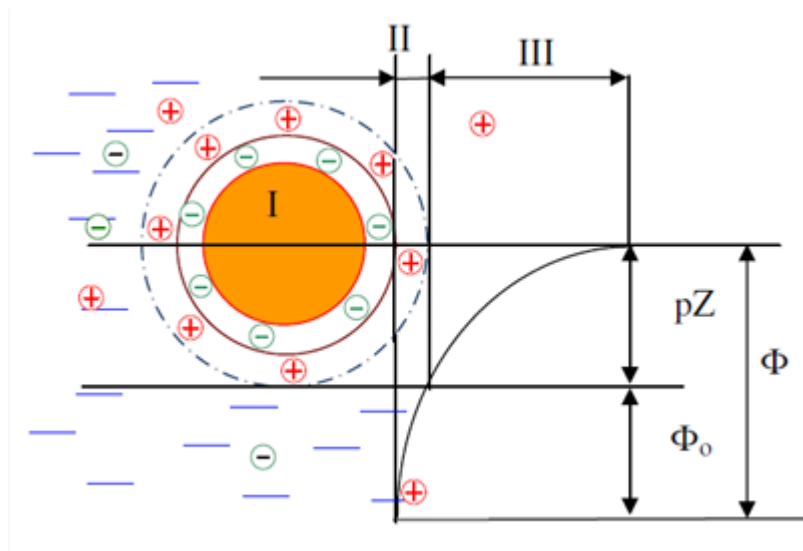


Figure VII.1 : Représentation d'une particule colloïdale

VIII.2.3 principe de coagulation

Le principe de base du phénomène se repose sur la neutralisation des charges électriques des particules en suspension. en effet, ces particules, généralement chargées négativement, se repoussent, ce qui les empêchent de s'agglomérer et de se décantent.

L'ajout des agents chimiques (coagulants) chargés positivement, permet de neutraliser les charges négatives des particules en suspension afin de les déstabiliser, les particules donc déstabilisées s'agglomèrent finalement pour former des floes plus gros et plus lourds qui peuvent se déposer par gravité.

VIII.2.3.1 Rectifs utilisés

L'efficacité de la coagulation dépend, d'abord du coagulant utilisé, les principaux coagulants utilisés dans le procédé :

Tableau VII .2 : les principaux coagulants utilisés

	Sels métalliques	Formule chimique
Les plus utilisés	le sulfate d'aluminium	$Al_2(SO_4)_3, 18 H_2O$
	le chlorure ferrique	$FeCl_3, 6 H_2O$
	l'aluminate de sodium	$NaAlO_2$
	le sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3, 9 H_2O$
	le sulfate ferreux	$FeSO_4, 7 H_2O.$

Choix du coagulant :

Les principaux critères pour choisir le coagulant idéal :

- Température de l'eau ;
- Caractéristiques des eaux brutes (dont l'équilibre calco-carbonique) ;
- Paramètres physico-chimiques à inclure ou éliminer prioritairement ;
- Gestion de l'exploitation (stocks, automatisme, etc.) ;
- Coût du produit ;
- Choix imposé ou considération esthétique.[35]

Tableau VII.3 : Les propriétés principales des coagulants les plus utilisés.[36]

Nom	Quantité (g/m ³)	Remarques
Sulfate d'Aluminium	<ul style="list-style-type: none"> • 10 à 150 pour les eaux de surface ; • 50 à 300 pour les eaux résiduaires. 	<ul style="list-style-type: none"> • Obtention d'une eau de très faible turbidité, • Poudre irritante, corrode les métaux ferreux.
Aluminate de Sodium	5 à 50 pour les eaux de surface	<ul style="list-style-type: none"> • Irritant pour les yeux et les muqueuses, • Corrode les métaux ferreux.
Chlorure ferrique	<ul style="list-style-type: none"> • 5 à 150 pour les eaux de surface ; • 50 à 300 pour les eaux résiduaires. 	<ul style="list-style-type: none"> • Pour les eaux chargées en matière organique : réactif acide, oxydant corrosif, dissolution exothermique.
Sulfate ferrique	10 à 250 pour les eaux de surface -	<ul style="list-style-type: none"> • Oxydant corrosif ; • Produit tachant
Sulfate ferreux	<ul style="list-style-type: none"> • 5 à 150 pour les eaux de surface ; • 100 à 400 pour les eaux résiduaires. 	<ul style="list-style-type: none"> • Corrode les métaux ferreux, • Produit tachant • Conservation à T > 10°C

Le coagulant le plus utilisé est le sulfate d'aluminium car il est le moins cher des trivalents, mais il présente quand même des risques :

- **Risques sanitaires** : risque de maladies telle que l'Alzheimer causé par un résidu d'aluminium.[37]
- **Risques environnementaux** : l'aluminium est un élément trace métallique.
- **Risques techniques** : il est peu performant dans les eaux froides.
- **Risques économiques** : produit cher dans les pays en voie du développement.

Une alternative à ces problèmes est l'utilisation de coagulants naturels, tels que Moringa Oleifera sont des alternatives parfaites à ces problèmes est, qui sont peu coûteux et, en général, et non toxique pour la santé et l'environnement.

VIII.2.3.2 L'utilisation de La plante Moringa oleifera comme coagulant

Moringa oleifera est un petit arbre tropical robuste et à croissance rapide. Reconnu pour sa capacité à s'adapter à diverses conditions de sol et de climat donc elle est facile à entretenir sans exigences spécifiques, il est apprécié pour ces multiples usages comme les gousses et les feuilles comme légumes, ses grains pour le traitement des eaux et ses propriétés médicinales. [38]



Figure VII.2 : Moringa oleifera (Sivanesane et al,2010)



Figure VII.3 : Les grains de l'arbre moringa oleifera

Un arbre peut produire 15 000 à 25 000 graines/an. Une graine pèse en moyenne 0.3g et la coque représente 25% du poids de la graine. La récolte des graines se fait 2 fois par an en Avril-Mai et Septembre-Octobre.

Le principe actif des graines de Moringa Oleifera est une protéine cationique ($M = 13\ 000$ g/mol), soluble dans l'eau. Cette protéine permet d'abattre à la fois la turbidité et les microorganismes. L'efficacité des graines est comparable à celle des sels d'aluminium et elles sont, de plus, non toxiques pour l'Homme et les animaux.[39]

VIII.2.3.3 Les principaux avantages pour l'utilisation des grains de moringa oleifera

- Le coût de la graine de Moringa, est ou peut-être, dans certains pays compétitifs par rapport aux flocculant industriels. Cependant on manque de recul et d'études économiques sur ce point.
- Les coagulants métalliques induisent une pollution qu'il faut contrôler, le Moringa ne contient pas de produits chimiques nocifs laissant des traces dans les eaux.
- Les erreurs de dosages n'induisent pas de toxicité.[40]

Proposition :

L'utilisation des graines de Moringa oleifera comme coagulant naturel dans le traitement des eaux usées se présente comme alternative prometteuse et durable, garantissant une gestion écologique et économique des ressources. En effet, cette plante peu exigeante en termes de culture et d'entretien offre une production remarquable des graines dotées de caractéristiques coagulantes remarquables comparable aux sulfates d'aluminium.

De plus, la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des plantes permet une économie circulaire de l'eau. Ce choix s'avère également pertinent d'un point de vue économique, résultant à des coûts d'exploitation faibles comparés aux coagulants chimiques.

VIII.2.4 Principe de floculation

Après la déstabilisation par l'ajout du coagulant, les particules ne sont plus maintenant à distance par les forces répulsives, ce qui les rendent susceptibles de s'agglomérer lorsqu'elles se rapprochent, ce phénomène est accentué par la floculation, un processus qui augmente la probabilité de la rencontre entre les particules grâce à l'agitation rapide de la solution qui facilite les collisions et, par conséquent, l'agglomération des particules en floes plus volumineux et plus denses, les floes peuvent alors être éliminés facilement grâce à la décantation ou filtration.

VIII.2.4.1 Les différents flocculants utilisés :

Tableau VII .4 : Les différents Flocculants Utilisés[41]

Les flocculants minéraux	Diatomées	
	La Silice activée	
	Silico-aluminate	
	Certaines argiles (bentonite, kaolin)	
	Blanc de Meudon ou carbonate de calcium précipité	
	Charbon actif en poudre	
Les flocculants organiques	Les polymères organiques d'origine naturelle : (Aqualgine, Sobalgine, Cellalgine, Carboxyméthyl-cellulose de sodium)	
	Les polymères organiques de synthèse	Anioniques:(l'acrylamide et d'acrylate)
		Neutres ou non ioniques : ce sont essentiellement des polyacrylamides

VIII.2.5 Paramètres influençant la coagulation-floculation

Pour améliorer la performance de la coagulation floculation, il est essentiel de prendre en compte ces facteurs :

VIII.2.5.1 L'influence de Ph

Le pH joue un rôle crucial dans le processus de coagulation floculation, affectant non seulement la vitesse de coagulation mais aussi l'efficacité de la réaction, l'introduction d'un coagulant entraîne généralement des variations dans le pH, ce qui nécessite une surveillance attentive afin de maintenir le pH optimal, est celle où la coagulation se produit avec une rapidité adéquate, opérer en dehors de la fourchette peut rallonger considérablement le temps nécessaire à la coagulation, qui varie normalement entre 15 à 30 minutes. De plus le pH influence l'efficacité de l'élimination des matières organiques. Soulignant l'importance de sa surveillance pour améliorer la qualité de traitement d'eau.[42]

VIII.2.5.2 L'influence de la turbidité

La turbidité est un indicateur de la teneur en particules en suspension dans l'eau, une turbidité adéquate permet une interaction idéale entre les particules et le coagulant. Si la turbidité est trop faible, l'efficacité de la coagulation est compromise, car il y'a moins d'interaction entre les particules pour que la coagulation se fasse. Dans ce cas, l'ajoute d'argile peut augmenter artificiellement la turbidité. Pendant les périodes de pluies, la turbidité augmente naturellement. Pour renforcer l'agglomération, l'adjuvant de floculation est ajouté, ce qui facilite leurs éliminations ultérieures.[43]

VIII.2.5.3 L'influence de la température

La température joue un rôle crucial. une température faible, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons.[44]

VIII.2.5.4 L'influence du temps de mélange

La coagulation nécessite une agitation intense et rapide qui varie entre 15s a 180s, pour garantir une dispersion uniforme du coagulant dans la solution. La floculation nécessite une agitation plus lente et moins fort de 15 à 30 minutes, pour favoriser l'agglomération des particules coagulées.

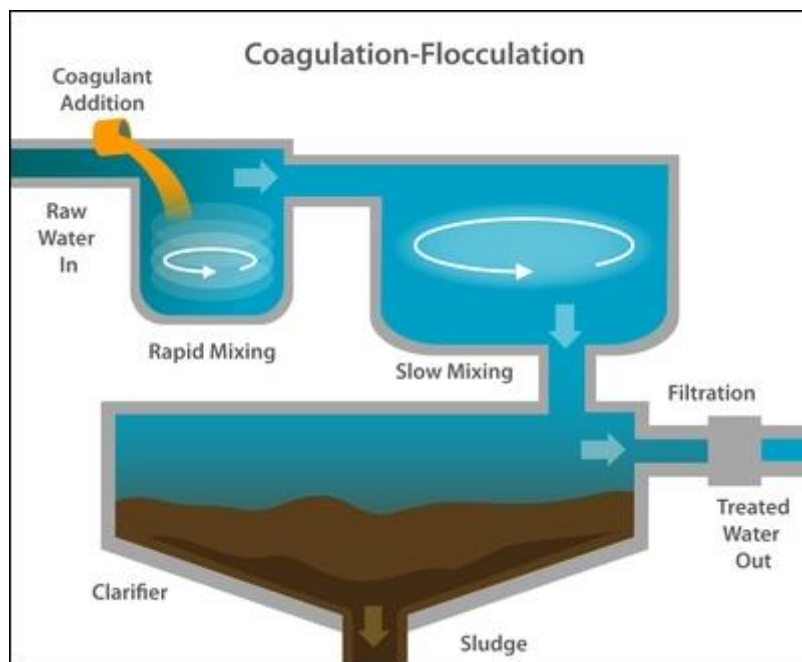
VIII.2.5.5 L'influence de la dose de coagulant

Figure VII.4 : Représentation schématique d'un bassin de coagulation-bassin de floculation-décanteur

VIII.2.6 Dimensionnement des ouvrages de coagulation floculation

Les ouvrages sont :

1) Bassin pour la coagulation :

- Son Objectif est de distribuer le produit chimique de façon uniforme sur le bassin.
- Vitesse rapide
- Fort débit à l'entrée
- Temps de séjours court 15s a 180s.

2) Bassin de floculation

- Son Objectif est la formation de floes
- Mélange uniforme et doux
- Vitesse adéquate requise pour avoir des collisions entre particules
- Temps de floculation lent 15 à 30 minutes.
- Particules ne doivent pas descendre au fond

VIII.2.6.1 dimensionnement des ouvrages de coagulation

Pour le dimensionnement du bassin de coagulation, nous retiendrons le même débit que celui ayant servi pour le dimensionnement au dimensionnement du décanteur primaire.

1) Le débit de la pompe doseuse de coagulant

Le débit de la pompe doseuse est déterminé à partir de la dose de coagulant choisi selon la règle suivante :

$$Q_{entrant} * C_{Optimal} = Q_{pompe\ doseuse} * C_{Coagulant}$$

Avec :

$Q_{entrant}$: Débit total d'entrée ;

$C_{Coagulant}$: Concentration de coagulant ;

$Q_{pompe\ doseuse}$: Débit de la pompe doseuse ;

$C_{Optimal}$: Dose optimal de coagulant.

2) Dimensionnement du bac de coagulant

Le bac de coagulant est le contenant qui stocke le coagulant avant qu'il n'entre dans le bassin de coagulation. Il sert à préparer la solution de coagulation qui sera ajoutée au bassin de coagulation. Le temps de séjours du coagulant dans le bac est 24h. Sa hauteur varie de 1 à 2m.

$$V_{\text{bac de coagulant}} = Q_{\text{pompe doseuse}} * t_{\text{séjour}}$$

$V_{\text{bac de coagulant}}$: volume du bac ;

$Q_{\text{pompe doseuse}}$: Débit de la pompe doseuse ;

$t_{\text{séjour}}$: temps de séjours (24h).

3) Dimensionnement des caractéristiques du bassin de coagulation

- Le temps de séjour : $t_{\text{séjour}} = 1-3$ minutes ;
- Profondeur : $H = 2$ à 4 m.

Le volume du bassin de coagulation :

$$V_{\text{Bassin}} = Q_{\text{entrant}} * t_{\text{séjour}}$$

Q_{entrant} : Débit total d'entrée ($31\,579 \text{ m}^3/\text{h} = 8,77 \text{ m}^3/\text{s}$).

$t_{\text{séjour}}$: Le temps de séjour ($1,5$ minutes).

$$V_{\text{Bassin}} = 8,77 * 90$$

A.N :

$V_{\text{Bassin}} = 790 \text{ m}^3$

La hauteur du bassin de coagulation :

La hauteur du bassin varie généralement entre 2 et 4m. Nous supposons :

$h_{\text{max}} = 3 \text{ m}$

La surface du bassin de coagulation :

$$S_{\text{Bassin}} = V_{\text{Bassin}} / h_{\text{max}}$$

Avec :

S_{Bassin} : surface du bassin en m^2 .

V_{Bassin} : volume du bassin en m^3 .

h_{max} : La hauteur du bassin en m.

A.N :

$$S_{\text{Bassin}} = 264 \text{ m}^2$$

La largeur du bassin de coagulation :

Nous supposons que

$$L = 2 * l$$

$$S_{\text{Bassin}} = L_{\text{Bassin}} * l_{\text{Bassin}}$$

Avec :

 L_{Bassin} : la longueur du Bassin en m. l_{Bassin} : la largeur du Bassin en m.

donc

$$l_{\text{Bassin}} = \sqrt{S/2}$$

A.N :

$$l_{\text{Bassin}} = 11.5 \text{ m}$$

La longueur du Bassin de coagulation :

$$L_{\text{Bassin}} = 2 * l_{\text{Bassin}}$$

Avec :

 L_{Bassin} : longueur du Bassin en m, l_{Bassin} : la largeur du Bassin en m.

A.N :

$$L_{\text{Bassin}} = 23 \text{ m}$$

Les dimensions du bassin de coagulation :

- **Longueur** : 11.5 m.
- **Largeur** : 23 m.
- **Hauteur** : 2 m.

Nous choisissons de construire **4 bassins de coagulation**, chaque bassin a les caractéristiques suivantes :

- **Longueur** : 10 m.
- **Largeur** : 6 m.

- Hauteur : 2 m.

La puissance du mélangeur

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}}$$

Avec :

G : Gradient de vitesse (s^{-1}), elle varie entre 250 et 1500 s^{-1} , on suppose que **G**= 600 s^{-1} .

P : Puissance de mélangeur (KW).

μ : Viscosité dynamique $\mu=1.13 \cdot 10^{-3}$ Pa.s.

V_{Bassin} : Volume du bassin de coagulation.

$$P = G^2 \cdot \mu \cdot V$$

A.N : supposons un facteur de sécurité de 20%.

$$P = 10,17 \text{ KW}$$

Critères d'emplacement d'un agitateur :

- La distance entre les parois verticales et les lames doit être de 15cm.
- La distance entre la lame jusqu'au fond du bassin et à la surface de l'eau doit être de 25 cm.
- La surface de la lame doit être au maximum égale à 20% de la section du bassin $l \cdot H$ [34].

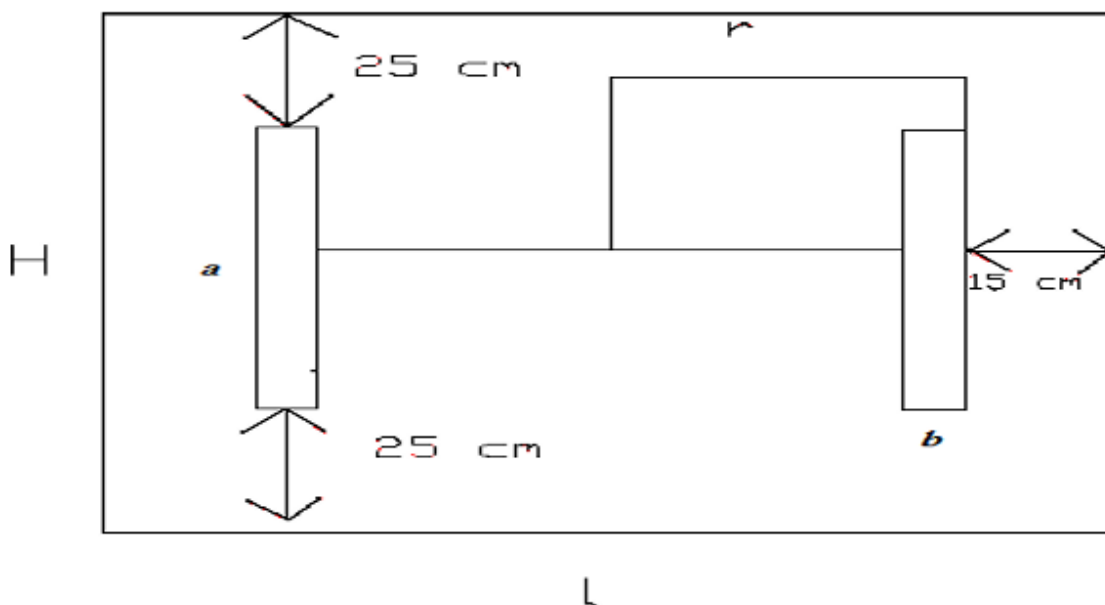


Figure VII.5 : Représentation schématique d'un agitateur.

Vitesse périphérique :

$$W = 2\pi * r * n$$

r : rayon de rotation.

n : est le nombre de tours par minute (vitesse de rotation).

$$r = \frac{l-2d}{2}$$

d : la distance entre les parois verticales et les lames (**15cm**).

L_{bassin} : la largeur du bassin de coagulation en m.

A.N :

r = 5,6m

En pratique, on prend : **n = 80 tours/min**.

A.N :

W = 2814,9m/min = 46,9m/s

Sélection d'un agitateur dans le bassin a coagulation :

L'agitateur a les caractéristiques suivantes :

- **La puissance du bassin de coagulation : P=10,17KW.**
- **Il doit respecter les critères mentionnés au-dessus.**
- **La vitesse de rotation d'a moins 80 rpm.**
- **Une vitesse de périphérique : 46,9m/s**

VIII.2.6.2 Dimensionnement des ouvrages de floculation

Nous dimensionnons les ouvrages de coagulation :

1) Le débit de la pompe doseuse de floculant

Le débit de la pompe doseuse est déterminé à partir de la dose de floculant injectée selon la règle suivante :

$$Q_{entrant} * C_{Optimal} = Q_{pompe\ doseuse} * C_{floculant}$$

Avec :

Q_{entrant} : Débit total d'entrée ;

C_{floculant} : Concentration de floculant ;

Q_{pompe doseuse} : Débit de la pompe doseuse ;

C_{Optimal} : Dose optimal de flocculant.

2) Dimensionnement du bac de flocculant

Le bac de flocculant est le contenant qui stocke le flocculant avant qu'il n'entre dans le bassin de floculation. Il sert à préparer la solution de floculation qui sera ajoutée au bassin de floculation. Le temps de séjours de la flocculant dans le bac est 24h. Sa hauteur varie de 1 à 2m.

$$V_{\text{bac de flocculant}} = Q_{\text{pompe doseuse}} * t_{\text{séjours}}$$

V_{bac de flocculant} : volume du bac ;

Q_{pompe doseuse} : Débit de la pompe doseuse ;

t_{séjours} : temps de séjours (24h).

3) Dimensionnement des caractéristiques du bassin de floculation

Nous choisissons un bassin de floculation a brassage mécanique, constitué généralement de 2 à 4 chambres muni chacune avec un système d'agitation rapide.

- **Le temps de séjour** : $t_{\text{séjours}} = 20-40$ minutes ; (nous supposons que $t_{\text{séjours}} = 20$ minutes)
- **Gradient de vitesse G** = $10-1000 \text{ s}^{-1}$

Le volume du bassin de floculation :

$$V_{\text{Bassin}} = Q_{\text{entrant}} * t_{\text{séjours}}$$

Q_{entrant} : Débit total d'entrée ($31\ 579 \text{ m}^3/\text{h} = 8,77 \text{ m}^3/\text{s}$).

t_{séjours} : Le temps de séjour (**20 minutes**).

A.N :

$$V_{\text{Bassin}} = 10\ 524 \text{ m}^3$$

la surface du bassin de floculation :

$$S_{\text{Bassin}} = 2 * \sqrt[3]{V^2}$$

Avec :

S_{Bassin} : surface du bassin de floculation en m^2 .

V_{Bassin} : volume du bassin de floculation en m^3 .

A.N :

$$S_{\text{Bassin}} = 961 \text{ m}^2$$

La hauteur du bassin de floculation :

$$h_{\text{max}} = \frac{\sqrt[3]{V}}{2}$$

h_{max} : hauteur du bassin de floculation en m.*V_{Bassin}* : volume du bassin de floculation en m³.

$$h_{\text{max}} = 11 \text{ m}$$

La largeur du bassin de floculation :

Nous supposons que

$$L = 2 * l$$

$$S_{\text{Bassin}} = L_{\text{Bassin}} * l_{\text{Bassin}}$$

Avec :

L_{Bassin} : la longueur du Bassin en m.*l_{Bassin}* : la largeur du Bassin en m.

donc

$$l_{\text{Bassin}} = \sqrt{S/2}$$

A.N :

$$l_{\text{Bassin}} = 21,5 \text{ m}$$

La longueur du Bassin de floculation :

$$L_{\text{Bassin}} = 2 * l_{\text{Bassin}}$$

Avec :

L_{Bassin} : longueur du Bassin en m,*l_{Bassin}* : la largeur du Bassin en m.

A.N :

$$L_{\text{Bassin}} = 43 \text{ m}$$

La puissance de bassin de floculation :

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu * V}}$$

Avec :

G : Gradient de vitesse (s^{-1}), elle varie entre 20 et 100 s^{-1} , on suppose que **G= 30 s^{-1}** .

P : Puissance de mélangeur (KW).

μ : Viscosité dynamique $\mu=1.13*10^{-3}$ Pa.s.

V_{Bassin} : Volume du bassin de coagulation.

$$P = G^2 * \mu V$$

A.N : supposons un facteur de sécurité de 20%.

P=12,84KW

4) Détermination de nombre d'agitateurs X

En appliquant l'équation empirique suivante, nous déterminons le nombre de chambres

X :[45]

$$X \leq \frac{L}{h_{max} * \beta}$$

L_{Bassin} : longueur du Bassin en m,

h_{max} : hauteur du bassin de floculation en m.

β : coefficient arbitraire pour les bassins de floculations à agitation mécanique $1 \leq \beta \leq 1,5$.

Pour $\beta = 1$: $X \leq 3.90 \approx 4$

Pour $\beta = 1,5$: $X \leq 2.60 \approx 3$

On fixe :

X= 4

Vitesse périphérique :

$$W = 2\pi * r * n$$

r : rayon de rotation.

n : est le nombre de tours par minute (vitesse de rotation).

$$r = \frac{l-2d}{2}$$

d : la distance entre les parois verticales et les lames (**15cm**).

L_{bassin} : la largeur du bassin de floculation en m.

A.N :

r = 10,6m

En pratique, on prend : **n = 4 tours/min.**

A.N :

W = 266,4m/min = 4,44m/s

Critères d'emplacement d'un agitateur :

- La distance entre les parois verticales et les lames doit être de 15cm.
- La distance entre la lame jusqu'au fond du bassin et à la surface de l'eau doit être de 25 cm.
- La surface de la lame doit être au maximum égale à 20% de la section du bassin $l \cdot H$. [34]

Critère de Reynolds de chaque chambre :

- Pour éviter la cassure des floes il faut que le nombre de Reynolds inférieure à $5 \cdot 10^5$

- $$Re = \frac{U \cdot b \cdot \rho}{\mu}$$

Avec :

U : différence entre la vitesse d'écoulement du liquide et la vitesse du mouvement de la lame d'agitateur, en pratique, on adopte une valeur de U telle que : $U = 0.75 \cdot w$.

w : vitesse périphérique.

b : largeur de la lame.

ρ : Densité de l'eau brute $\rho = 1.005 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$.

μ : viscosité dynamique de l'eau $\mu = 1.17 \cdot 10^{-3} \text{ pa.s}$ à $T = 20^\circ\text{C}$

Les propriétés des bassins de coagulation et floculation sont les suivants :

le bassin de coagulation est divisé en 4 bassins, pour chaque bassin :

- Temps de séjour : 1,5 min.
- La surface du bassin : 60 m².
- La hauteur du Bassin : 3m.
- La largeur : 6 m.
- La longueur : 10 m.

le bassin de floculation :

- Temps de séjour : 20min.
- La surface du bassin : 961 m²
- La hauteur du Bassin : 11 m.
- La largeur : 21,5 m.
- La longueur : 43 m.

VIII.2.7 prévision du Taux d'élimination par le processus

VIII.2.7.1 Matières en suspension

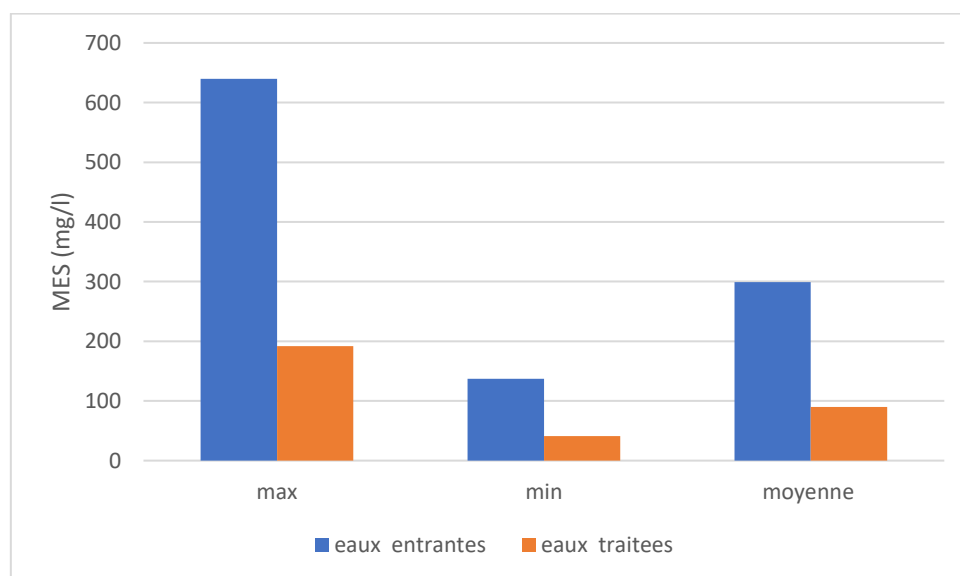


Figure VII.6 : L'abattement des MES par le processus de coagulation floculation

Une réduction significative des MES sera remarquée grâce au processus de coagulation floculation, ce qui facilitera les traitements ultérieurs.

VIII.2.7.2 La demande biologique en oxygène (DBO₅)

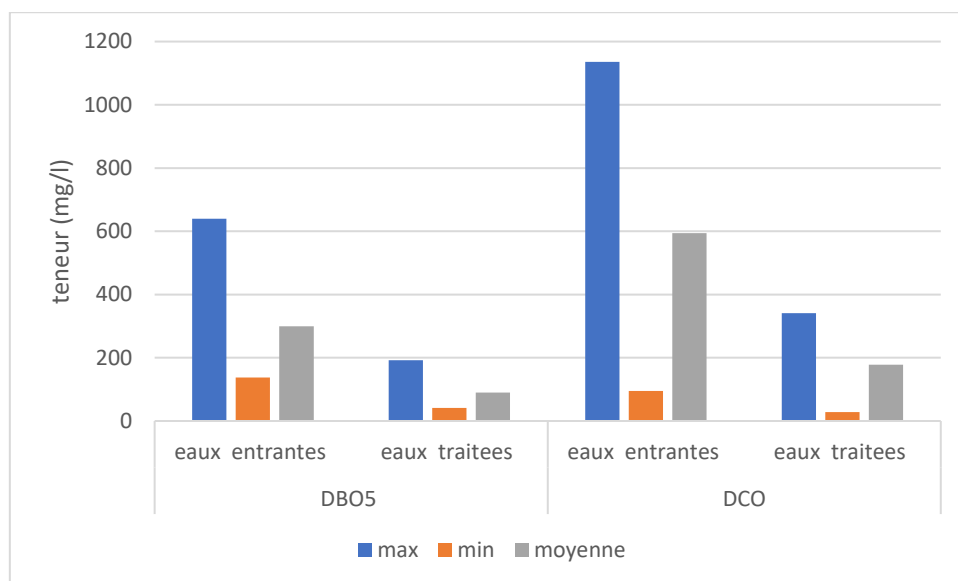
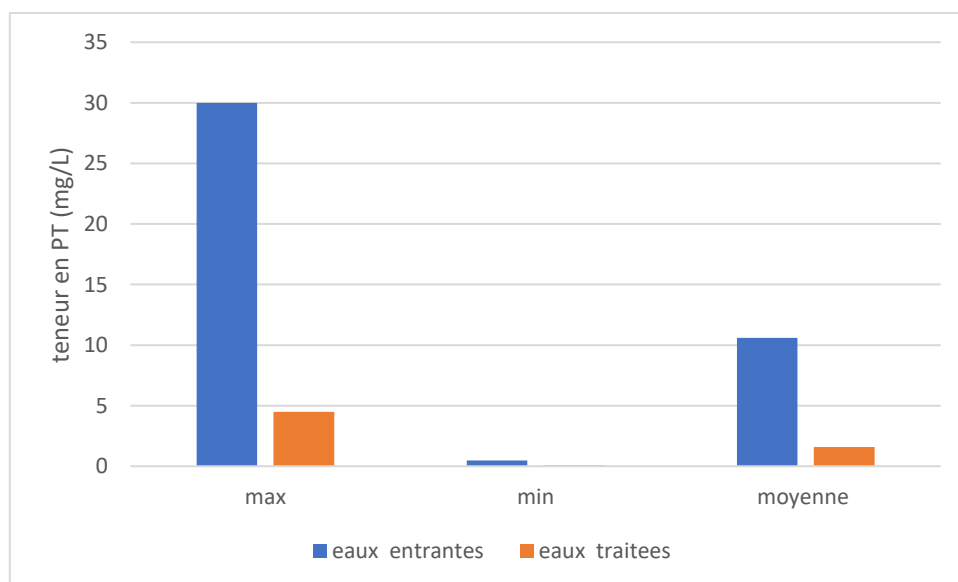


Figure VII.7 : L'abattement de la DBO₅/DCO le processus de coagulation floculation

Un abattement efficace de la DBO₅ et de la DCO améliore le rendement du traitement et la qualité de l'eau. Il réduit la charge sur les filtres, prolonge leur durée de vie et réduit les coûts de maintenance et facilite les traitements en aval. De plus, il améliore la qualité de l'eau filtrée, permettant ainsi le respect de normes de rejet de réutilisation en irrigation et de potabilité. De plus, cela réduit la production de boues, réduisant ainsi les coûts d'élimination.

VIII.2.7.3 Le phosphore total



L'abattement du phosphore par le processus de coagulation/floculation

En réduisant efficacement le phosphore total par le processus, nous améliorons lors considérablement la performance médiocre du décanteur primaire de la station ainsi que les traitements ultérieurs, une bonne élimination du phosphore facilite ensuite leur traitement dans le filtre à sable. En outre, la réduction du phosphore total contribue à minimiser le risque de l'eutrophisation des cours d'eau.

VIII.3 Filtration par charbon actif

Depuis des siècles, l'homme a utilisé des adsorbants naturels pour le traitement des eaux et d'autres substances comme les argiles et les terres décolorantes. Ce n'est que vers la fin du XIXe siècle que les charbons actifs ont été développés, offrant des propriétés d'adsorption bien supérieures. En 1945, le charbon actif a été reconnu faisant de lui l'adsorbant le plus utilisé aujourd'hui. Le charbon actif est un matériau carboné poreux qui possède une surface spécifique immense qui lui confère un grand pouvoir adsorbant. Le charbon actif est utilisé pour purifier l'eau du goût et des odeurs, il permet également de retirer une large gamme de polluants organiques et les métaux lourds. [46]



Figure VII.8 : Structure microscopique du charbon actif

VIII.3.1 Formes de charbon actif

Les différentes formes du charbon actif sont classées en fonction de leurs apparences physiques :

VIII.3.1.1 Charbon actif en poudre (CAP)

Le charbon actif en poudre est caractérisé par une granulométrie inférieure à 100 μm et un diamètre moyen qui varie entre 15 et 25 μm . souvent utilisé pour le traitement des eaux et des gaz et utilisé en combinaison avec un traitement de clarificateur. Le CAP présente un grand avantage de permettre un surdosage en cas de pollution de pointe, il présente une cinétique d'adsorption très rapide due à sa grande surface interne et faible profondeur de diffusion.[47]



Figure VII.9 : Charbon actif en poudre (CAP)

➤ Avantages :

- Le charbon actif en poudre est 2 à 3 fois moins cher que le charbon en grains.
- Des quantités supplémentaires peuvent être rajoutées en cas de pointes de pollution accidentelles ou temporaires.
- L'adsorption est rapide dans la mesure où une grande partie de la surface de contact est directement disponible.

➤ Inconvénients :

- Le charbon actif ne peut pas être régénéré quand il est mélangé avec des boues d'hydroxyde. Il est difficile d'enlever les dernières.
- La détection des pointes de pollution est problématique et sa concentration applicable est limitée.

VIII.3.1.2 Charbon actif en grains (CAG)

Le CAG se trouve sous diverses formes, avec un diamètre compris entre 0,5 à 5mm. Utilisé comme un lit filtrant, il permet d'exploiter simultanément ses propriétés de filtration et d'adsorption. La performance des filtres dépend de leur profondeur et du taux d'échange. Cependant, la régénération du charbon actif s'avère quasiment impossible. Son utilisation est simple et économique, impliquant des coûts d'investissement peu élevés.[48]



Figure VII.10 :Charbon actif en grains (CAG)

➤ **Avantages :**

- Il a une grande aptitude d'adsorption pour les substances organiques en particulier les solvants.
- Il adsorbe un grand nombre de substances chimiques en même temps.
- Il peut être utilisé dans un domaine large de température et d'humidité.
- Il est inerte et peut être utilisé en toute sécurité.
- Il est facilement disponible dans le marché.
- Il est facile à manipuler et sa régénération est possible.

➤ **Inconvénients :**

- Durée de vie limitée.
- Un prétraitement est nécessaire dans la plupart des cas pour éviter l'encrassement du filtre.
- Il est plus coûteux que le charbon actif en poudre
- La cinétique d'adsorption est lente
- Déchets dangereux : tout le charbon doit être finalement jeté, il peut être jeté comme déchet dangereux, ce qui augmenterait le coût et responsabilité.

VIII.3.1.3 Charbon actif sous forme de fibre (CAF) :

Les CAF sont des composés qui sont préparés à partir de tissus synthétiques ou fabriqués à partir de fibres végétales, carbonisés à haute température puis activés. Ils possèdent des structures microporeuses très développées, une surface spécifique très élevée pouvant atteindre 2000 m²/g.

VIII.3.2 Principe de la filtration

La filtration est un processus de séparation physique qui permet d'isoler les constituants d'une solution hétérogène. Elle repose sur le passage d'une solution liquide ou gazeuse à travers un filtre qui joue le rôle de tamis, retenant les particules solides dont la taille est supérieure la porosité du matériau filtrant, tout en laissant le passage du fluide porteur devenu alors clarifiée et débarrassée des impuretés.

L'efficacité d'un processus de filtration dépend des facteurs suivants :

- **La nature du milieu filtrant :** parmi le matériau les plus courantes, on retrouve les granulées (sable, charbon actif), les membranes (en papier, en céramique ou en polymères), et les tissus filtrants, chaque matériau est caractérisé par ses propriétés de rétention et des débits spécifiques, propre à des applications précises.
- **Le mode de fonctionnement hydraulique :** gravitaire ou sous pression.[49]

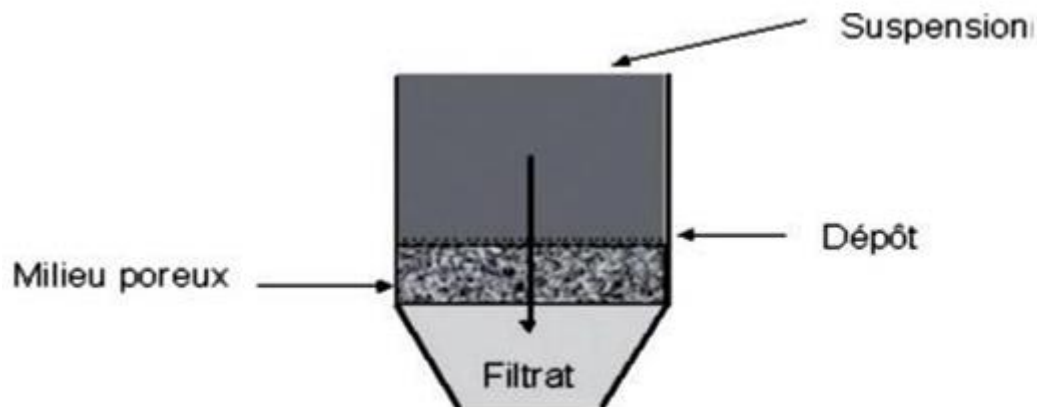


Figure VII.11 : Principe de filtration

VIII.3.3 La filtration sur charbon actif

La filtration sur charbon actif est l'une des méthodes de traitement des eaux les plus efficaces, et ce pour plusieurs raisons :

- **Elimination des composés organiques :** le charbon actif agit comme un aimant pour les molécules organiques indésirables présentes dans l'eau comme les pesticides, les herbicides, les produits pharmaceutiques et les composés volatiles.
- **Reduction des odeurs et des goûts :** les composés organiques responsables des mauvaises odeurs et goûts de l'eau, sont capturés par le charbon actif, améliorant ainsi la qualité organoleptique de l'eau.
- **Elimination des métaux lourds :** le charbon actif s'avère efficace pour éliminer certains métaux lourds toxiques comme le plomb, le mercure, le cadmium, présents dans l'eau.

VIII.3.4 Dimensionnement des filtres à charbon actif

Les caractéristiques des filtres à charbon actif sont :

- **Le temps de contact hydraulique du filtre**

Le temps de contact ne devrait pas descendre en dessous de 20 minutes (nous choisissons un temps de contact de 20 minutes).

- **Le choix de la granulométrie**

Le choix de la granulométrie se repose sur la teneur des MES des eaux entrantes au filtre dans notre cas (MES=16,24mg/l)

Tableau VII.5 : La granulométrie adéquate du CAG dépend de la concentration en MES en entrée de la filtration

MES (mg/L)	Granulométrie CAG (mm)
<5	0,6-2,4
5-10	0,8-2
>10	1,2-2,4

La granulométrie du filtre à charbon actif en grains est 1,2-2,4mm.

- **La hauteur du lit filtrant**

La hauteur varie entre 1,5m-2,5m.

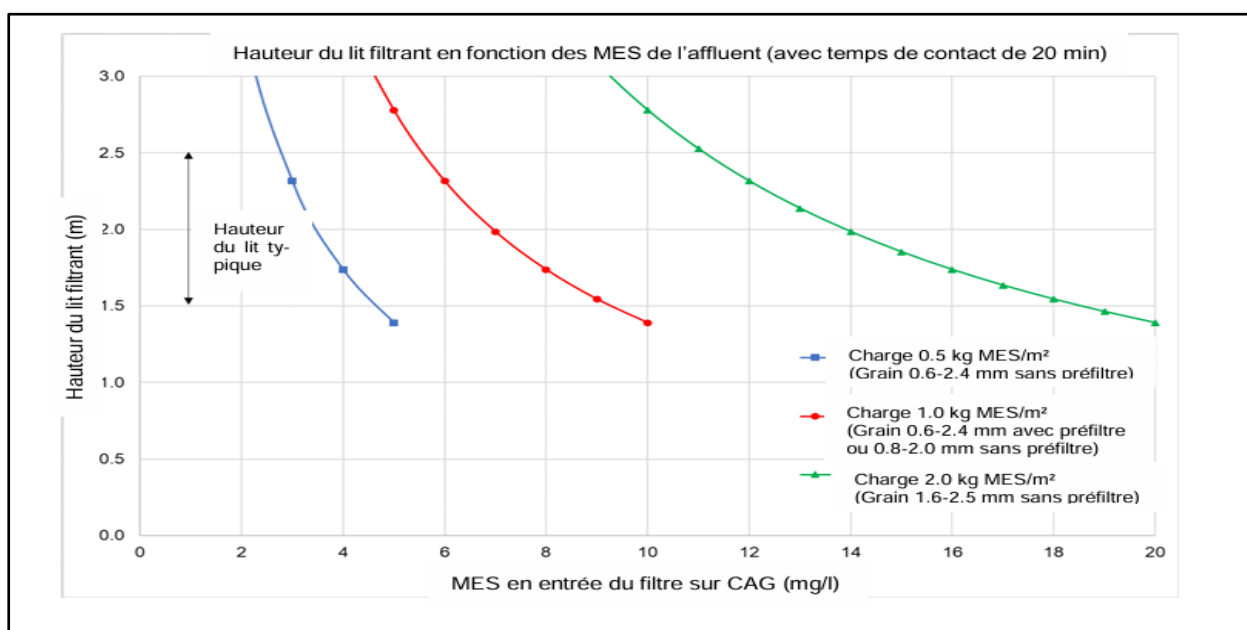


Figure VII.12 : hauteur du lit filtrant en fonction des MES de l'affluent (avec temps de contact de 20 min)

Pour une teneur en MES de 15,24 mg/L, on a une hauteur du lit filtrant de 1,75m

- **Le débit entrant au filtre à charbon actif**

En raison du grand volume à traiter par le traitement tertiaire (**9350 m³/h**), qui nécessite un nombre important de filtres à CAG et engendre des coûts substantiels. Nous avons décidé d'opter pour un débit réduit qui sera traité par les filtres à CAG. Ce débit ajusté correspond à la capacité des bassins d'infiltrations de la région de Tabinet donc une alimentation efficace de la nappe tout en minimisant les coûts.

Le débit traité par les filtres à CAG est 1000m³ /h.

- **La surface des lits filtrants :**

$$S_{CAG} = \frac{t_c \cdot Q_{entrant}}{H_{CAG}}$$

S_{CAG} : surface du filtre à CAG en m².

t_c : temps de contact (**20mins**).

Q_{entrant} : débit à traiter (**1000 m³/h**).

H_{CAG} : hauteur du filtre à CAG (**1,75m**).

A.N :

S_{filtre} = 191 m²

- **Volume du lit filtrant :**

$$V_{CAG} = S_{CAG} \cdot H_{CAG}$$

V_{CAG} : volume du filtre à CAG en m³.

S_{CAG} : surface du filtre à CAG (**191 m²**)

H_{CAG} : hauteur du filtre à CAG (**1,75m**).

A.N :

$$V_{CAG} = 334,25 \text{ m}^3$$

Nous devons disposer de 10+1 filtres :

- **Volume unitaire de charbon actif en grains** : 31m^3 .
- **Surface unitaire** : 18m^2 .
- **Hauteur d'un filtre** : $1,75\text{m}$.
- **Hauteur d'eau au-dessus du filtre** : 1m .

Il est conseillé d'opter pour des surfaces filtrantes plus grandes avec des vitesses de filtration plus faibles et de faibles hauteurs de lit pour des eaux usées chargées en matières en suspension, alors :

On opte pour des filtres sous forme cylindriques avec les dimensions suivantes :

- **Diamètre du filtre à CAG** : $7,5\text{m}$
- **Hauteur d'un filtre** : $H = 1,75 + 1 = 2,75\text{m}$.

Remarque :

Quand les débits entrants sont sensiblement plus élevés que le débit temps sec, le taux d'épuration diminue due à une dilution importante et de la baisse du temps de contact. Afin de compenser une diminution de performance dans l'élimination des composés traces en cas de débit élevé (par temps de pluie), on opte pour la mise en place d'un dosage de CAP supplémentaire dans le bassin biologique.[69]

VIII.4 L'étude d'installation des membranes d'ultra filtration

La membrane UF mentionnée dans l'étude faite par MAHIZI ANIS se distingue par son efficacité de filtration physique. Elle est conçue pour produire une eau d'une turbidité considérablement réduite ($<1 \text{ NTU}$), quel que soit le niveau de turbidité de l'eau brute à traiter.

Cette technologie élimine efficacement la turbidité, ce qui correspond à l'élimination des particules non dissoute des contaminants présents dans l'eau, (la Demande Biologique en Oxygène (DBO_5), la Demande Chimique en Oxygène (DCO), les métaux lourds, les bactéries...etc.)

L'ultrafiltration assure aussi une filtration intégrale et une réduction mesurable de 6 Log des bactéries. Cela signifie qu'une réduction de 6 Log équivaut à une diminution de la concentration bactérienne telle que, pour un million de bactéries initiale, une seule sera susceptible de traverser les membranes d'UF. Cette performance remarquable en matière de réduction bactérienne garantit une eau traitée de haute sécurité de qualité.

Les détails de la qualité d'eau sortant de l'ultrafiltration projetée sont énumérés ci-dessous

:

- **Efficacité de rétention de particulaires :**
- **Turbidité :** l'ordre de 0,1 <<< 1 NTU.
- **Matières en suspension :** MES << 2 mg/l.
- **Silt Density Index (SDI) :** SDI < 3

VIII.5 Conclusion

Dans le cadre de l'amélioration du traitement de la station d'épuration de Baraki, deux techniques ont été proposées : l'utilisation de filtres à charbon actif et la mise en place d'un processus de coagulation-floculation. Ces approches visent à renforcer la performance de la station d'épuration, permettant ainsi la réutilisation des eaux épurées pour la recharge de la nappe de Mitidja.

- **Filtres à charbon actif :** Ces filtres sont conçus pour éliminer les composés organiques et les micropolluants résiduels présents dans l'effluent traité. Le charbon actif adsorbe ces substances, améliorant ainsi la qualité de l'eau avant sa réinjection dans la nappe phréatique.

- **Coagulation-floculation :** Ce processus consiste à ajouter des agents de coagulation suivis d'une étape de floculation (agglomération des particules). La coagulation permet de regrouper les particules en suspension, facilitant leur élimination lors de la décantation. La floculation favorise la formation de flocs plus gros, améliorant ainsi l'efficacité du traitement.

En combinant ces deux méthodes ainsi que la technique de MAHIZI Anis, la station d'épuration de Baraki peut non seulement répondre aux normes de rejet, mais aussi contribuer à la préservation de la nappe de Mitidja. La réutilisation des eaux épurées pour la recharge souterraine offre une solution durable pour la gestion des ressources hydriques dans la région.

Conclusion générale :

À l'issue de cette étude approfondie sur la réutilisation des eaux usées épurées de la Station d'Épuration des Eaux Usées (STEP) de Baraki pour la recharge de la nappe phréatique de Mitidja, ainsi que sur la performance des différents traitements appliqués à cette station, plusieurs constats et recommandations clés ont émergé.

L'analyse détaillée des caractéristiques de la nappe phréatique de Mitidja et des conditions de la zone de recharge, notamment les bassins d'infiltration de Tabainet près de Chebli, a révélé l'importance cruciale d'une qualité d'eau adaptée pour garantir une recharge efficace et durable de l'aquifère. Les exigences strictes en matière de qualité de l'eau pour la recharge des nappes nécessitent que les effluents soient traités avec une précision et une rigueur particulière, afin d'éviter toute contamination et d'assurer la protection de cette ressource vitale.

En parallèle, l'évaluation minutieuse de la performance de chaque étape de traitement à la STEP de Baraki a mis en lumière des insuffisances significatives. Les résultats ont montré que les eaux épurées ne répondent pas aux critères requis, tant pour la recharge de la nappe que pour le rejet dans le milieu récepteur. Les défauts identifiés sont particulièrement marqués au niveau du traitement primaire et du traitement tertiaire.

Pour remédier à ces problèmes, plusieurs améliorations ont été proposées. Premièrement, l'introduction de bassins de coagulation et de floculation dans le traitement primaire s'avère essentielle. Ces bassins permettront de mieux éliminer les particules en suspension et les matières colloïdales, améliorant ainsi la performance globale du traitement primaire et augmentant l'efficacité des étapes suivantes.

Deuxièmement, il a été recommandé d'améliorer le traitement tertiaire en ajoutant des filtres à charbon actif. Ces filtres permettront d'éliminer les contaminants résiduels, les substances organiques et les micropolluants qui ne sont pas complètement éliminés par les étapes de traitement précédentes. Cette amélioration visera non seulement à rendre l'eau conforme aux normes de recharge des nappes phréatiques, mais aussi à réduire l'impact environnemental lors du rejet dans le milieu récepteur.

En conclusion, bien que la STEP de Baraki dispose d'une infrastructure de traitement avancée, des ajustements importants sont nécessaires pour atteindre les niveaux de qualité requis pour la recharge des nappes phréatiques. Les recommandations formulées visent à optimiser les performances du traitement et à garantir que les eaux épurées puissent être utilisées en toute sécurité pour la recharge de la nappe de Mitidja, tout en protégeant les écosystèmes locaux et en contribuant à une gestion durable des ressources en eau. La mise en œuvre de ces améliorations pourra servir de modèle pour d'autres initiatives similaires, visant à renforcer la durabilité et la résilience des systèmes hydriques dans des contextes comparables.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES :

- [1]** REJSEK F, 2002 : Analyse des eaux : Aspect réglementaire et technique. Bordeaux : centre régionale de documentation pédagogique d'aquitain CRDP, Biologie technique.
- [2]** BESSEDIK M, Traitement des eaux usées, Université Tlemcen 3.
- [3]** KOLLER E, 2004 : Traitement des pollutions industrielles : eau, air, déchets, sols, boues. Paris, Techniques et ingénierie.

- [4] LIBE Y, 2019 : les eaux usées urbaines et leur épuration.
- [5] AFOUFOU F, 2021 : traitement des eaux, 3eme Licence, Hydraulique.
- [6] SATIN M, SELMI B, REGIS B, 1999 : Guide technique de l'assainissement, Paris.
- [7] CHENINI A, CHAOUICHE O, 2016 : Contribution à la désinfection des eaux usées traitées par l'utilisation d'huile de cade : cas de la STEP de SAID OTBA Ouargla, Thèse de Master en traitement, épuration et gestion des eaux. Université Kasdi Merbah Ouargla.
- [8] RODIER J, 1996 : Analyse de l'eau, Editions Dunod, 8ème Edition, 1383p.
- [9] RODIER J, 1996 : Analyse de l'eau, Editions Dunod, 8ème Edition, 1380p.
- [10] GAID A, 1984 : Epuration biologique des eaux usées urbaines Tome 1. Alger. Office des publications universitaires.
- [11] RODIER J, 2009 : L'analyse de l'eau eaux naturelles eaux résiduaires eau de mer, Editions Dunod, 9ème Edition.
- [12] BACHI, 2010 : Diagnostic sur la valorisation de quelques plantes du jardin d'épuration de station du vieux ksar Témacin, Thèse de Magister, Université de Ouargla
- [13] Organisation mondiale de la santé (OMS), 2000 : Global Water Supply and Sanitation Assessment.
- [14] JORA, 2012 : Journal Officiel De La République Algérienne N° 41. Decret executif 18-21, spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.
- [15] JORA, 2011 : Journal Officiel de la République Algérienne n° 18. Décret exécutif n° 11-125 du 22 mars 2011 réglementant la qualité de l'eau de consommation humaine.
- [16] CHAIEB H, 2006 : la recharge artificielle des nappes, Département de Génie Rural, des Eaux et des Forêts, INAT.
- [17] RIAD P, BILLIP M, HASSAN A, 2012: Artificial Recharge of Groundwater by Treated Wastewater, Thèse de doctorat, Faculté -Ain Shams University.
- [18] MAXA S, 1970 : Alimentation artificielle des nappes ; colloque international sur les eaux souterraines.
- [19] RAGHUNATH H, 1992: Ground Water, 2ème Edition, Editions Wiley Eastern, New Delhi.
- [20] EL SHEWY M, 2002: Sewage Water Reuse Policies and Environmental Management of Groundwater, Thèse de doctorat, Faculté d'ingénieur - Ain Shams University, Egypt.
- [21] RIGW/IWACO, 1999: Artificial recharge pilot projects at El-Bustan area, Research Institute for Groundwater, Egypt.

- [20] BOUWER H, RICE R, 1984: Effect of Water Depth in Groundwater Recharge Basins on Infiltration.
- [22] MEDDI M, BOUFEKANE A, MEDDI H, 2015 : Recharge artificielle de la nappe de la Mitidja.
- [23] BAUMONT S, CAMARD J, FRANCONI A, 2004 : Réutilisation des eaux usées épurées risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Observatoire régional de santé D'Ile-de-France Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France.
- [24] MASSAOUDI B, 2009 : Etude comparative en plein champs de l'effet de l'irrigation avec les eaux usées traitées et de l'eau potable sur le sol et la nappe. Mémoire de mastère en analyses biologiques et chimiques appliquées à l'environnement, faculté de sciences de Bizerte.
- [25] Asano T, Cotruvo J, 2004: Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations, Water research.
- [26] Direction des ressources en eau, 2023.
- [27] Manuel operateur-BARAKI
- [28] étude A.N.R.H, 2005
- [29] ENERGOPROJEKT, 2011: Annual Report Energoprojekt Holding, Belgrade.
- [30] BELAIDI M, SALHI M, 2011 : Note sur la piézométrie de la nappe de la Mitidja (campagne 2010). Agence national des ressources hydrauliques.
- [31] AISSANI,2021.
- [32] DUGUET J, BERNAZEAU F, CLERET D, GAID A, HELMER C, LAPLANCHE A : 2006 : Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine, Paris.
- [33] Laboratoire central de la SEAAL ,15/08/23.
- [34] EL HIFNAWY C, 2012 : Conception de station d'épuration, thèse de master, Conservatoire national des arts et métiers, PARIS.
- [35] KANE M, 2017 : Analyse et traitement des eaux d'Oued Fès par le procédé de coagulation-floculation), thèse de master, Université de Fès.
- [36] LENGU K, 1994 : Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser - influence de la préhydrolysatation. Mémoire de Maîtrise, Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- [37] MCLACHLAN D,1995: Aluminium and the risk for Alzheimer's disease. Environmetrics.
- [38] FOIDL N, MAKKAR H, BECKER K, 2001 : Potentiel de Moringa oleifera en Agriculture et dans l'Industrie, Potentiel de développement des produits du Moringa Dar essalam, Tanzanie.

- [39] Valentin N,2000 : Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable. Thèse de Doctorat à l'Université de Technologie de Compiègne, France.
- [40] SURIATI BINTI G, AZIZ Q, Aziz Z, 2019: Preliminary Investigation of Water Treatment Using Moringa Oleifera Seeds Powder as Natural Coagulant: A Case Study of Belat River, The International Journal of Engineering and Science, Malaysia.
- [41] BENHAMOU A, DJEDIAI H, production d'eau potable Coagulation - Flocculation, Université des sciences et de la technologie d'ORAN -MOHAMED BOUDIAF.
- [42] LARAKEB M, 2015 : Elimination du Zinc par adsorption et par coagulation flocculation, thèse de doctorat, université de Biskra.
- [43] CARDOT G, 2005 : Génie de l'environnement ; Les traitements de l'eau procédés physicochimiques et biologiques cours et problèmes résolus, Edition Ellipse.
- [44] DE LEON H, 2006 : Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable, Thèse de doctorat, l'institut nationale des sciences appliquées de Toulouse.
- [45] KEBANE K, 2021 : Diagnostic et dimensionnement de la station de traitement d'eau potable TAKSEBT, thèse de master, ENSH.
- [46] NEMCHI F, 2006 : Modification physico-chimique de deux algues marines ulva lactuca et cystoseira strict en vue de l'élimination par adsorption du bleu de méthylène, Thèse de Magister, Université d'Oran.
- [47] MEDEKHEL A, 2018 : Adsorption du bleu de méthylène par charbon actif, Mémoire de Master, Université Echahid Hamma Lakhdar -El Oued.
- [48] CHAOUCH N, 2014 : Utilisation des sous-produits du palmier dattier dans le traitement physico chimique des eaux polluées. Université hadj Lakhdar.
- [49] OUKHERIS T, MILITIA, SFAKSI Z, 2020 : Comparaison Entre Charbon Actif Et Bio charbon (étude Théorique), Thèse de Master, Université Mohammed Seddik Ben Yahia.
- [50] BOHLER M, JOSS A, MCADELL C : Expériences et résultats des études pilotes dans les STEP de Furt/Bülach et Glarnerland.