

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université A. MIRA - Bejaia

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences Biologiques de l'Environnement
Spécialité : Toxicologie industrielle et environnementale



Réf :.....

Mémoire de Fin de Cycle
En vue de l'obtention du diplôme

MASTER

Thème

**Prélèvement et analyse des eaux résiduaires
épurées dans les stations d'épuration
urbaines de Bejaia**

Présenté par :

Fofana Ibrahima Bamassa

Soutenu le : 04/07/2024

Devant le jury composé de :

Mme. BENMOUHOU B Hassina
Mme. AYOUNI Zahra
M. MOUSSAOUI Rabia

MAA
MAA
MCB

Présidente
Examinatrice
Encadreur

Année universitaire : 2023 / 2024

Remerciements

Je remercie Allah de m'avoir donné la force et le courage pour surmonter les difficultés jusque-là.

J'exprime ma sincère gratitude au docteur **Moussaoui Rabia**, pour sa disponibilité, sa spontanéité, et ses conseils pour la réalisation et la concrétisation de ce modeste projet.

Mes vifs remerciements vont aussi à Mme. **Ayouni Zahra**, qui a accepté d'examiner notre travail, et de contribuer à son amélioration, mais également à Mme. **Benmouhoub Hassina**, qui m'a fait l'honneur de présider le jury de ma soutenance.

Je veux remercier aussi, toute la direction de l'ONA, **M. Khaldi** et **Mlle. Adouane**, et toutes les équipes de personnels des STEP de Bejaia, de Sidi Ali Lebhar, et de Souk El Tenine, pour leur accueil, et leur accompagnement durant mes stages et mon travail de préparation de mon projet de fin d'études.

Enfin, je tiens à exprimer ma reconnaissance envers tous les enseignants de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie de l'Université de Bejaia, ainsi que, tous ceux qui ont contribués de près ou de loin à la réalisation de ce modeste travail.

*D*édicaces

*J*e remercie Dieu, le tout puissant, de m'avoir donné le courage et la discipline pour achever mon projet de fin d'études, que je dédie principalement à mes chers parents **Abdoulaye** et **Fatoumata Fofana**, pour leur éducation, leur patience, leurs soutiens, et encouragements.

*J*e dédie aussi ce **travail**, à tous les membres de la famille **Fofana**, et tous mes proches dont je ne saurais citer tous les noms, et qui m'ont apporté un grand soutien dans mes périples parcours.

Fofana /brahima Bamassa

Liste des figures

Figure n°	Titre	Page
Figure 1	Classification des eaux usées domestiques	2
Figure 2	Concentration moyenne des eaux ménagères par source d'émission	14
Figure 3	Dégrilleur en entrée de station d'épuration	20
Figure 4	Déshuilage par écumage des graisses	21
Figure 5	Vue de la station d'épuration de Bejaia	36
Figure 6	Vue de la station d'épuration de Sidi Ali Lebhar	37
Figure 7	Vue de la station d'épuration de Souk El Tenine	38
Figure 8	Prélèvement d'échantillons d'eau à l'entrée (gauche) et à la sortie (droite) de la STEP de Sidi Ali Lebhar	40
Figure 9	Préleveurs automatiques d'eau usée	40
Figure 10	Appareil multiparamètres servant de mesurer la température, le pH, et la conductivité	42
Figure 11	Oxymètre	42
Figure 12	Equipement de mesure des MES	43
Figure 13	Equipement DBO5	44

Liste des tableaux

Tableau n°	Titre	Page
Tableau I	Fèces, charges moyennes journalières	5
Tableau II	Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces et maladies et symptômes associés	8
Tableau III	Contribution en charge polluante du papier toilette	9
Tableau IV	Ratio entre différentes variables pour le papier toilette	10
Tableau V	Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variations	12
Tableau VI	Eaux ménagères, ratios recensés	12
Tableau VII	Eaux ménagères par source d'émission, concentrations moyennes et gammes de variation	14
Tableau VIII	Eaux ménagères, charges moyennes journalières	15
Tableau IX	Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variation en micro-organismes	16
Tableau X	Les bactéries pathogènes dans les eaux usées	30
Tableau XI	Plage de mesure de la DBO5	44
Tableau XII	Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance de la STEP de Bejaia	50
Tableau XIII	Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance de la STEP de Sidi Ali Lebhar.	53
Tableau XIV	Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance de la STEP de Souk El Tenine	57

Liste des abréviations

CE : conductivité électrique

CO₂ : Dioxyde de carbone

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours

DCO : Demande chimique en oxygène (mg/l)

EH : Équivalent habitant

ERU : Eaux résiduaires urbaines

MES : Matières en suspension

MO : Matière organique

MS : Matière Sèche

MVS : Matières volatiles sèches

NH₄⁺ : Ammonium

NO₂⁻ : Nitrites

NO₃⁻ : nitrates

O₂ : Oxygène dissout

OMS : Organisation mondiale de la santé

ONA : Office nationale d'assainissement

pH : Potentiel d'hydrogène

PO₄³⁻ : Orthophosphate

PT : Phosphore total

STEP : Station d'épuration

STEP : Station d'épuration

T : Température

Table des matières	
Remerciements	
Dédicaces	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Introduction	01
Chapitre I. Charges et composition des eaux usées	
I.1 Eaux usées urbaines	02
I.1.1 Eaux vannes	02
I.1.2 Eaux ménagères.	10
Chapitre II. Process de traitement des eaux usées urbaines	
II.1 Prétraitement.....	19
II.2 Traitement primaire	21
II.3 Traitement secondaire.....	22
II.4 Traitement tertiaire	23
II.5 Traitement quaternaire.....	25
II.6 Traitement des boues d'épuration.....	25
II.7 Difficultés	26
Chapitre III. Analyse des paramètres des eaux usées urbaines	

III.1 Paramètres utilisés en station d'épuration	27
III.2 Analyse des paramètres physico-chimiques des eaux usées	30
III.3 Analyse microbiologique des eaux usées	33
Chapitre IV. Matériels et méthodes	
IV.1 Présentation des installations de traitement.....	36
IV.2 Recueil des données de l'étude	38
Chapitre V. Résultats et discussion	
V.1 Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Bejaia.....	50
V.2 Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Sidi Ali Lebhar	53
V.3 Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Souk El Tenine	56
Conclusion.....	60
Références bibliographiques	62
Résumé / Abstract	

INTRODUCTION

Introduction

Les eaux urbaines résiduaires sont définies comme étant les eaux ménagères usées ou le mélange des eaux ménagères usées avec des eaux industrielles usées et/ou des eaux de ruissellement (**Salgot & Folch, 2018**).

Les eaux usées urbaines contiennent de très nombreux composés organiques et inorganiques présents dans les eaux-vannes (chargées d'urine et de matières fécales), les eaux sales issues de la préparation des aliments, de la buanderie et des salles de bains et dans les eaux de ruissellement (**Grini & Lichtfouse, 2019**).

Ces eaux résiduaires sont collectées et acheminées, en général, vers des stations d'épuration affectées à chaque communauté urbaine pour les traiter avant leur rejet final. De nos jours, des lois et des décrets définissent des seuils de pollution des eaux, de flux de pollution après épuration, ...etc., afin de prévenir toute contamination du milieu en aval du rejet (**Droste & Gehr, 2018**).

De cela, il est essentiel que ces infrastructures de purification fonctionnent correctement et soient efficaces dans le traitement des eaux usées dans le dessein de respecter les normes requises. Réellement, les stations d'épuration des eaux usées, peuvent être susceptibles à des défaillances qui délimitent leur efficacité d'épuration, ou encore, affecter in extenso leurs performances épuratoires (**Grady et al., 2011**).

Pour évaluer les performances et le rendement épuratoire de nos stations de traitement des eaux usées à Bejaia, les stations d'épuration de Bejaia, de Sidi Ali Lebhar, et de Souk El Tenine ont fait l'objet de notre étude. L'évaluation a consisté en le diagnostic et l'analyse des caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes (d'entrée) et traitées (de sortie). Autrement, à l'effet d'évaluer le niveau d'épuration dans lesdites stations de traitement, et de repérer d'éventuels dysfonctionnements, notre étude a portée sur l'analyse de la charge et de la composition physico-chimique des rejets d'eaux épurées.

I. CHARGES ET COMPOSITION DES EAUX USÉES

I.1 Eaux usées urbaines

On groupe sous la terminologie d'eau résiduaire, des eaux d'origines très diverses qui ont perdues leurs puretés ; c'est-à-dire leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles) (**Antonopoulou et al., 2013**).

Les eaux usées urbaines ou domestiques désignent des eaux résiduaires produites dans l'habitat constituées des eaux grises (eaux usées domestiques faiblement polluées issues d'évacuations d'une douche, d'un lavabo, d'un lave-linge et d'un lave-vaisselle) et des eaux vannes (issues des toilettes, générées lors de l'évacuation des fèces et des urines) (**Fig. 1**). Autrement, ce sont des eaux liées aux équipements et aux usages suivants : toilettes, évier, lave-vaisselle, lave-linge, lavabo, douche, baignoire (**Belser-Baykal et al., 2009**).

Traditionnellement, on distingue les eaux vannes issues des eaux de toilette, des eaux ménagères, toutes eaux usées domestiques à l'exclusion des eaux de toilettes (présentant des sources d'émission plus variées : évier de cuisine, lave-vaisselle, lave-linge, lavabo de salle de bain, douche, baignoire) (**Belser-Baykal et al., 2011**).



Figure 1. Classification des eaux usées domestiques (**Belser-Baykal et al., 2011**)

I.1.1 Eaux vannes

Les eaux vannes résultent, par définition, de la contribution des excréments, papier toilette, eau de chasse et déversements accidentels liés aux activités de nettoyage et aux divers usages. Les eaux vannes sont parfois appelées « eaux noires ». Leur composition est évaluée soit à partir des prélèvements réalisés sur site (mesures directes) soit à partir des données de chaque contribution (**Berndtsson, 2006**).

I.1.1.1 Urine

L'urine est un liquide organique sécrété par les reins puis stocké dans la vessie entre deux mictions (émission d'urine) par l'urètre. La composition de l'urine varie pour un même individu selon son alimentation, son rythme de vie mais aussi d'un individu à l'autre en fonction de son sexe, âge, poids, pratiques alimentaires, ... (**Blokker et al., 2010**).

L'urine fraîche en sortie de vessie est composée à plus de 95% d'eau. Les matières sèches sont réparties en moyenne à 60% de composés organiques et 40% de composés inorganiques. Parmi les composés organiques, plus de 60% est de l'urée, 20% des sels organiques d'ammonium et le reste de créatinine et autres composés. Les sels inorganiques sont dominés majoritairement par le chlorure de sodium puis composés de chlorure de potassium, sulfates, carbonates et phosphates (**Putnam, 1971**).

L'instabilité chimique de l'urine due à l'hydrolyse de l'urée lui confère des compositions différentes, qu'elle soit fraîchement excrétée ou stockée (**Blume & Winker, 2011**).

Le volume d'urine excrété par personne par jour est en moyenne de 1,25 L avec un maximum de 2,7 L et varie selon l'alimentation, la physiologie, le sexe et le mode de vie des individus. En Suède, les bases de dimensionnement d'installations de collecte et/ou traitement d'urine prévoient 1,5 L.hab⁻¹.j⁻¹ (ou 550 L.hab⁻¹.an⁻¹) (**Boutin et al., 2009**).

a) Matières organiques et minérales

Les matières sèches, MS (matières en suspension, colloïdales et dissoutes), varient entre 11 et 58 g.pers⁻¹.j⁻¹. Cette différence s'explique en partie par la volatilisation de matières carbonées présentes dans les composés organiques de l'urine (urée, acides aminés et peptides) en carbone organique (CO₂) lors de l'hydrolyse de l'urée. L'urine fraîche a une charge en MS proche de 58 g.pers⁻¹.j⁻¹ tandis que l'urine hydrolysée a une teneur en MS proche de 19 g MS.pers⁻¹.j⁻¹ (**Boyjoo et al., 2013**).

Les charges moyennes en DBO₅ et DCO sont respectivement de 5 et 9 gO₂.pers⁻¹.j⁻¹. Les variations semblent d'origine interpersonnelle avec des gammes de variation comprises entre 2 et 10 gO₂.pers⁻¹.j⁻¹ et 5 et 24 gO₂.pers⁻¹.j⁻¹ pour la DBO₅ et DCO respectivement selon les conclusions d'une expérimentation à partir de collecte d'urine fraîche de 19 individus. La partie dissoute de la DCO et DBO₅ de l'urine représente plus de 90% de la DCO et DBO₅ totale (**Andersson & Jensen, 2002 cité dans Jönsson et al., 2005**). La contribution en DCO de l'urée est nulle (**Gorini et al., 2010**).

D'après la moyenne des données recensées, le rapport DBO₅:N:P de l'urine hydrolysée est proche de 100:170:14 et met en valeur la forte teneur en azote de l'urine. Le rapport DCO/DBO₅ est d'environ 2,07 (**Boyjoo et al., 2013**).

b) Nutriments

L'urine contient une charge en nutriments importante. Cependant, son instabilité chimique tend à modifier les teneurs en composés azotés et phosphorés. Ces propriétés chimiques sont en partie dues à la présence d'azote sous forme uréique à plus de 80% à l'excrétion. Dans le but d'évaluer les concentrations et charges en nutriments présentées dans

la bibliographie, la description des changements physico-chimiques de l'urine sont décrits ci-dessous (**Cauchi & Vignoles, 2012**).

c) Microorganismes pathogènes

Pour un individu exempt de pathologie liée à la vessie, l'urine est stérile, donc ne contient pas de micro-organismes pathogènes. L'urine fraîchement excrétée contient normalement moins de 10 000 bactéries par millilitre. En cas d'infections du tractus urinaire (ex. : cystites), les quantités de bactéries excrétées sont significativement plus élevées et la présence de coliformes est constatée (**Chaillou et al., 2011**).

Les organismes pathogènes connus pour être évacués par l'urine sont *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* (entérobactéries gram négatif), *Leptospira interrogans*, et *Schistosoma haematobium* (helminthes) (**Vinnerås et al., 2006**). Ces pathogènes sont responsables de maladies du type fièvre typhoïde et fièvre paratyphoïde répandues à travers le monde tandis que la leptospirose et la bilharziose sont plus spécifiques aux régions de la zone intertropicale (**Coquery et al., 2011**).

Dans la pratique, le risque de transmission de pathogènes par l'urine humaine est considéré comme faible. Le risque principal contamination est attribué aux contaminations fécales de l'urine stockée liées à des erreurs d'utilisation/manipulation de toilettes à séparation. Pour une réutilisation/valorisation des urines, l'OMS dans ses recommandations de 2006, conseille un stockage de 6 mois. L'augmentation du pH et de la concentration en ammoniacque durant le stockage sont favorables à l'hygiénisation de l'urine (**David, 2013**).

d) Métaux lourds et micropolluants

Les métaux lourds et polluants organiques persistants sont censés être absents des urines. Ils peuvent être néanmoins détectés ; trouvant leur origine dans les aliments, les produits d'entretien et les produits de dégradation des canalisations (**Decrey et al., 2011**).

e) Autres produits ou métabolites

L'urine est considérée comme la voie d'élimination préférentielle des produits pharmaceutiques et métabolites associés, et plus occasionnellement de pesticides et additifs alimentaires. Ces composés peuvent être entièrement métabolisés ou partiellement excrétés sous leur forme originale ou modifiée après leur ingestion. Pour exemple, des traces de sulfaméthazine, composé exclusivement à usage vétérinaire, sont détectées dans les urines humaines (**Lienert et al., 2007**).

La métabolisation des composés organiques anthropogéniques dans le corps humain en molécules polaires à plus grande solubilité favorise leur excrétion par les urines. Pour autant, il est retenu, avec une variabilité importante, que 65% des molécules actives de produits

pharmaceutiques sont excrétés par les urines contre 35% par les matières fécales (**Lienert et al., 2007**).

I.1.1.2 Matières fécales

Les matières fécales, également appelées selles ou fèces, sont obtenues après digestion des aliments et passage dans le système digestif, par expulsion par l’anus lors de la défécation. La composition des matières fécales varie significativement selon les individus et leur régime alimentaire (**Donner et al., 2010**).

La composition moyenne des matières fécales dans le contexte de l’étude est décrite dans le **tableau I** et discutée ci-après.

Tableau I. Fèces, charges moyennes journalières (**Dubois & Boutin, 2014**)

Paramètre	Données recensées		Gamme de variation		Unité
	Moy	Nb valeur	Min	Max	
Masse	144	(4)	70	400	g.pers-1.j-1
MS	32	(3)	30	35	
MVS	24	(1)	24	24	
MES	26	(2)	19	60	g.pers-1.j-1
DBO ₅	23	(1)	14	34	
DCO	37	(2)	26	63	
NGL	1.6	(5)	0.3	4.2	g.pers-1.j-1
dont NNH ₄	0.2	(2)	0.1	0.3	
PT	0.8	(5)	0.3	1.7	
dont PPO ₄	0.4	(2)	0.1	0.8	
DK	0.8	(5)	0.2	1.5	
S	0.2	(1)	0.2	0.2	

La quantité de matières fécales excrétée quotidiennement varie selon l’alimentation et les individus. Des différences internationales sont observées (**OMS, 2006**). En moyenne, en Europe du Nord, entre 70 et 400 g de fèces sont excrétés par personne par jour avec une moyenne de 144 g.pers-1.j-1 (**Eawag, 2007**).

a) Matières organiques et minérales

Les fèces sont composées d’environ 22% de matières sèches, elles-mêmes composées d’environ 75% de matières organiques. Les fèces génèrent environ 32 g de MS par personne par jour avec 24 g de MVS par personne par jour. Les MS des matières fécales sont composées à 50% de carbone (**Feachem et al., 1983 ; Munoz et al., en 2008**).

L’amplitude de variations des données de MES est très importante. Cette différence peut être attribuée aux conditions de prélèvement et de dilution favorables aux erreurs analytiques de ce paramètre (**Eriksson et al., 2009**).

La DCO oscille entre 26 et 63 gO₂.pers-1.j-1 et la DBO₅ entre 14 et 34 gO₂.pers-1.j-1. Les fèces présentent un fort potentiel de biodégradabilité avec un rapport DCO/DBO₅ d’environ 1,62. Le rapport DBO₅:N:P est d’environ 100:7:3 (**Eriksson et al., 2010**).

b) Nutriments

L'azote contenu dans les matières fécales est majoritairement sous forme organique (fractions bactériennes, acide urique et enzymes) et l'ammonium présent est issu de la dégradation de l'urée, d'acide aminés et des peptides (**Vinnerås *et al.*, 2002**).

Il est retenu que les matières fécales sont composées de 1,6 g d'azote total par jour par personne ; 0,8 g de phosphore total par jour par personne et de 0,8 g de potassium par jour par personne soit un rapport N:P:K d'environ 100:48:52 (**Etter, 2009**).

Le phosphore contenu dans les fèces est principalement présent sous forme de phosphates de calcium. Une autre partie est contenue dans les composés organiques et dans les ions phosphates dissous. Le potassium est présent principalement sous forme ionique (**Vinnerås *et al.*, 2002**).

c) Microorganismes pathogènes

Les agents pathogènes pouvant être transmis par les fèces sont des bactéries, virus, protozoaires ou helminthes. La qualité bactériologique des fèces est très peu documentée ; le plus souvent, les données, lorsqu'elles existent sont d'ordre médical et se limitent volontairement à définir la notion de présence ou d'absence de certains agents pathogènes sans quantification (**Etter *et al.*, 2011**).

L'OMS (**2006**) affirme que les matières fécales contiennent approximativement 1010 microorganismes par gramme de matières sèches dont une partie peut être pathogène. Le risque de transmission de pathogènes via les fèces est considéré comme important, en raison de la présence potentielle de niveaux élevés d'agents pathogènes, selon leur prévalence dans une population donnée.

Une liste des pathogènes potentiellement présents dans les fèces est proposée en **tableau II**.

Tableau II. Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces et maladies et symptômes associés (Etter *et al.*, 2011)

Groupe	Pathogène	Maladies et symptômes
Bactéries	<i>Aeromonas spp.</i>	Entérite
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose – diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre nausée, arthrite ; syndrome de Guillain-Barré
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite
	<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Entérite
	<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde – maux de tête, fièvre, malaise, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux
	<i>Salmonella spp.</i>	Salmonellose – diarrhée, fièvre, crampes abdominales
	<i>Shigella spp.</i>	Shigellose – dysenterie (diarrhée sanglante), vomissements, crampes, fièvre ; syndrome de Reiter
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera – diarrhée aqueuse, létale dans les cas graves et non traités
Virus	<i>Yersinia spp.</i>	Yersiniose – fièvre, douleur abdominale, diarrhée, douleurs articulaires, rash
	Adénovirus entérique 40 et 41	Entérite
	Astrovirus	Entérite
	Calicivirus (notamment norovirus)	Entérite
	Coxsackievirus	Divers : affection respiratoire ; entérite ; méningite virale
	Echovirus	Méningite aseptique ; encéphalite ; souvent asymptomatique
	Entérovirus types 68–71	Méningite ; encéphalite ; paralysie
	Virus de l'hépatite A	Hépatite – fièvre, malaise, anorexie, nausée, gêne abdominale, ictère
Virus de l'hépatite E	Hépatite	
Poliovirus	Poliomyélite – souvent asymptomatique, fièvre, nausée,	

	Rotavirus	vomissement, maux de tête, paralysie Entérite
Protozoaires parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i> <i>Cyclospora cayetanensis</i> <i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia intestinalis</i>	Cryptosporidiose – diarrhée aqueuse, crampes et douleurs abdominales Souvent asymptomatique ; diarrhée, douleur abdominale Amibiase – souvent asymptomatique ; dysenterie, gêne abdominale, fièvre, frissons Giardiase – diarrhée, crampes abdominales, malaise, perte de poids
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i> (ver rond) <i>Taenia solium/saginata</i> (ver plat) <i>Trichuris trichiura</i> (trichocéphale) <i>Ancylostoma duodenale /Necator americanus</i> (ver à crochets) <i>Schistosoma spp.</i> (douve)	Ascariadiase – généralement a- ou paucisymptomatique ; respiration sifflante, toux, fièvre, entérite, éosinophilie pulmonaire Taeniase Trichiuriase – d’asymptomatique (vague détresse du tractus digestif) à l’émaciation avec peau sèche et diarrhée Prurit, rash, toux, anémie, déficience protéique Schistosomiase, bilharziose

d) Métaux lourds et micropolluants

La consommation alimentaire de métaux lourds, notamment le plomb, mercure et cadmium, est généralement faible. De plus, il est considéré que 90% des métaux lourds ingérés et inhalés, sont excrétés dans les fèces : la majorité des métaux lourds consommés traverse les intestins sans être métabolisés (OMS, 2006).

Les métaux présents en excès dans les matières fécales collectées sur site sont le cuivre, plomb, cadmium et zinc. Leur présence est attribuée à des usages accidentels (déversements dans les toilettes) et/ou des problèmes de corrosion de canalisations (cadmium et zinc étant présents simultanément). L’utilisation d’évacuation en plomb et cuivre étant en recul, les valeurs mesurées sur site n’ont pas été intégrées dans les valeurs guides ou représentatives des fèces. Le mercure trouve son origine dans les amalgames dentaires ; des études montrent un

rapport linéaire entre le nombre d'amalgames dentaires des individus et le taux de mercure excrété (Skare & Engqvist, 1992 cité par Jönsson *et al.*, 2005).

D'après Lienert *et al.* (2007), seulement 35% des produits pharmaceutiques sont excrétés par les fèces comparés à 65% par l'urine. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec précaution, présentant des variabilités importantes entre individus, familles de molécules, au sein des familles de molécules et entre produits avec la même molécule active.

I.1.1.3 Autres contributions aux eaux vannes

a) Contribution du papier toilette

La consommation journalière de papier toilette a été évaluée à 20 g par personne par jour à partir de données commerciales de vente du papier hygiénique en 2004 rapportée à la population du Royaume-Uni et de l'Irlande (Munoz *et al.*, 2008).

Jönsson *et al.* (2005) propose d'évaluer la contribution moyenne journalière du papier toilette à partir de données relevées sur différents sites suédois sur la base d'une consommation journalière de papier toilette de 23 g.pers-1.j-1 (Tab. III). Des variations de qualité sont toutefois observées d'un produit à l'autre. La contribution en charge polluante du papier toilette dans les eaux vannes et domestiques reste faible et dominée par la phase particulaire (Tab. IV).

Le papier toilette est essentiellement constitué de fibre cellulosique (Ghaitidak & Yadav, 2013).

Tableau III. Contribution en charge polluante du papier toilette (Jönsson *et al.*, 2005)

Paramètre	Mesure	Unité
MS	23.0	g.pers-1.j-1
MV	22.5	
MES	23.0	
DBO7	11.5	
DCO	26.7	
NGL	0.0	
PT	0.0	
K	0.0	
S	0.0	

Tableau IV. Ratio entre différentes variables pour le papier toilette (Jönsson *et al.*, 2005)

Ratio	Papier toilette
MES : MS	1.00
MV : MS	0.98
DCO : MV	1.19
DCO : MS	1.16
DCO : MES	1.16
DBO7 : MV	0.51
DBO7 : DCO	0.43

b) Autres contributions

D'autres contributions s'ajoutent à la composition des eaux vannes : les eaux de nettoyage issues de déversements « accidentels » (ex. : eaux de lavage des sols, mégots, tampons, ...) marquées par la présence de composés organiques spécifiques aux produits d'entretien. Ces contributions sont plus occasionnelles mais doivent être prises en compte pour la caractérisation des eaux vannes (**Glossaire des termes techniques des eaux résiduaires, 2014**).

La qualité de l'eau de chasse varie principalement selon le fond géochimique de l'eau distribué et du type de canalisation de distribution (ex. : plomb ou calcium). Des cas particuliers de réutilisation (ex. : eau de pluie) impliquent une modification de la contribution chimique des eaux de chasse aux eaux vannes ou domestiques. Ces variations de qualité de l'eau de distribution peuvent influencer le taux de précipitation des composés de l'urine : les eaux chargées en calcium et magnésium favoriseront les précipitations dans le cas de dérivation d'urine (**Udert *et al.*, 2003**).

I.1.2 Eaux ménagères

Les eaux ménagères (parfois appelées « eaux grises ») sont les « eaux usées domestiques collectées à l'exclusion des eaux de toilettes et d'urinoirs » (eaux vannes, eaux jaunes ou eaux noires). Les eaux utilisées pour l'arrosage ou les activités extérieures ne contribuent pas aux eaux ménagères. A l'échelle de l'habitat, les eaux ménagères proviennent majoritairement de la cuisine par l'évier et le lave-vaisselle, de la salle de bain par la baignoire, douche et lavabos, de la buanderie par le lave-linge et autres éviers. Plus occasionnellement, des éviers de garage peuvent être installés et peuvent être ainsi inclus dans les eaux ménagères domestiques (**Glossaire des termes techniques des eaux résiduaires, 2014**).

Nous pouvons classer les eaux ménagères par usage en (**Gorini *et al.*, 2010**) :

- . Les usages liés à l'hygiène corporelle avec les effluents issus de la salle de bain ;
- . Les usages alimentaires et liés à l'habitat (lavages de surfaces, bricolage, ...) pour les effluents issus des machines à laver, lave-vaisselle et éviers de cuisine.

Il faut noter que des eaux ménagères peuvent être produites dans différents contextes : bureaux, dortoirs, école, locaux techniques, etc. Nous nous limiterons ici aux eaux ménagères produites à l'échelle domestique (**Guedez & Püttmann, 2014**).

I.1.2.1 Aspects quantitatifs des eaux ménagères

Selon les usages, les conditions locales et les équipements installés, la production d'eaux ménagères quotidiennes individuelles varie de manière significative. Différents critères de variabilité se superposent et s'appliquent entre différents foyers mais aussi au sein du même foyer (**Gulvas *et al.*, 2011 ; Matos *et al.*, 2014**) :

- . Variabilité spatiale : climat, pays, milieu rural, urbain et équipement mis sur le marché ;
- . Variabilité temporelle : semaine/weekend, vacances, saisons ;
- . Variabilité sociale : habitudes, usages interpersonnels hétérogènes, composition des foyers, temps de présence, etc.

I.1.2.2 Aspects qualitatifs des eaux ménagères

a) Concentration des eaux ménagères

D'un point de vue qualitatif, les eaux ménagères présentent une variabilité importante pour la majorité des paramètres. Le **tableau V** présente les concentrations moyennes des données recensées avec les gammes de variation associées. Il faut préciser que la majorité des données sont issues soit d'eaux ménagères collectées depuis la salle de bain et à partir d'eaux ménagères domestiques, sans précision sur leurs origines. Selon la source d'émission, des différences notables sont à prendre en compte (**Hourlier *et al.*, 2010**).

Tableau V. Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variations (**Hourlier et al., 2010**)

Paramètre	Données recensées		Gamme de variation		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
pH	7,5	(23)	6,1	9,6	-
CE	561	(11)	65	3000	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Turbidité	69	(18)	5	462	NTU
MS	582	(7)	44	879	mg.L^{-1}
MES	89	(20)	20	361	mg.L^{-1}
DBO ₅	221	(27)	20	756	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$
DCO	362	(29)	25	1583	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$
COT	99	(10)	10	600	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$
NGL	14	(17)	3	75	mg.L^{-1}
Norga	7	(1)	7	7	mg.L^{-1}
NNH4	3	(2)	1	13	mg.L^{-1}
NNO3	3	(11)	0	10	mg.L^{-1}
TKN	1	(9)	0	27	mg.L^{-1}
PT	4	(10)	0	11	mg.L^{-1}
PPO4	12	(15)	0	101	mg.L^{-1}
K	9	(1)	5	23	mg.L^{-1}
S	72	(1)	18	72	mg.L^{-1}
Tensio-actifs	13	(5)	0	118	mg.L^{-1}

Le pH moyen est proche de 7,5. Les matières sèches sont importantes avec une très forte représentation de matières dissoutes, supérieures à 80% et sont composées en moyenne de 40% de MV (**Tab. VI**).

Tableau VI. Eaux ménagères, ratios recensés (**Toczyłowska-Mamińska, 2017**)

Source Paramètre	Eaux ménagères			
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.
DCO/DBO ₅	2,5	(21)	0,7	4,4
DCO _f /DCO	42%	(5)	20%	48%
MES/MS	19%	(5)	10%	73%
MV/MS	40%	(3)	7%	53%

Des différences notables apparaissent selon le type d'eaux ménagères pouvant indiquer une variabilité importante de la part facilement biodégradable des eaux ménagères. Le ratio DCO/DBO₅ moyen, d'environ 2,5 est proche du rapport de 2,3 calculé pour les eaux usées domestiques : il souligne la présence de matières organiques facilement biodégradables. Le

rapport DBO5:N:P moyen, d'environ 100:8:2 souligne un certain déficit en nutriments sans pour autant empêcher un traitement biologique (**Liu *et al.*, 2010**).

Les teneurs en nutriments sont faibles comparées aux eaux usées domestiques et considérées comme accidentellement élevées en cas d'utilisation de lessives phosphatées ou de présence d'urine dans les eaux de salle de bain. Le rapport moyen N:P:K est d'environ 100:81:68. La présence de tensio-actifs dans les eaux ménagères est une caractéristique importante pouvant affecter leur biodégradabilité en modifiant la tension superficielle des effluents (**David, 2014**).

b) Concentration des eaux ménagères par source d'émission

Au vu des données recensées et aux descriptifs suffisamment détaillés pour une interprétation comparée (**Tab. VII et Fig. 2**) (**Matos *et al.*, 2014 ; Matos *et al.*, 2014**), quelques tendances peuvent être citées :

- . Le pH des eaux issues de lave-linge est légèrement alcalin comparé aux eaux de salle de bain et cuisine proche de la neutralité ;
- . L'ensemble des eaux souillées, quelle que soit la source d'émission, présente une phase dissoute dominante ;
- . Les eaux de salle de bain présentent une conductivité électrique, turbidité, teneur en MS et en MES plus faibles que les eaux issues de lave-linge et de cuisine ;
- . Les eaux de cuisine semblent les plus chargées en matières en suspension ;
- . L'unique donnée d'eaux issues de la cuisine présente une fraction facilement biodégradable dominante (rapport DCO/DBO5 proche de 1) ;
- . Les eaux issues de lave-linge sont plus chargées en phosphore - La présence de tensio-actif semble concernée l'ensemble des sources d'émission.

Tableau VII. Eaux ménagères par source d'émission, concentrations moyennes et gammes de variation (Muench & Winker, 2011)

Source	Salle de bain		Cuisine		Lave linge		Mélange		Unité								
	Données recencées		Données recencées		Données recencées		Données recencées										
	Moy.	Nb valeur															
pH	7,3	(16)	6,5	- 8,0	6,7	(1)	6,7	- 6,7	8,1	(1)	7,0	- 9,6	7,8	(4)	6,1	- 8,4	-
CE	648	(7)	132	- 939	930	(1)	930	- 930			1300	- 3000	233	(3)	65	- 439	µS.cm ⁻¹
Turbidité	70	(12)	5	- 462	-	-	-	-	108	(1)	40	- 150	61	(4)	14	- 164	NTU
MS	477	(4)	208	- 670	879	(1)	879	- 879	658	(1)	658	- 658	630	(1)	44	- 700	mg.L ⁻¹
MES	71	(15)	20	- 361	299	(1)	299	- 299	68	(1)	35	- 200	150	(2)	32	- 153	mg.L ⁻¹
DBO ₅	131	(14)	20	- 670	756	(1)	756	- 756	567	(2)	195	- 662	236	(8)	39	- 500	mgO ₂ .L ⁻¹
DCO	284	(18)	25	- 1001	775	(1)	775	- 775	725	(1)	725	- 725	413	(8)	25	- 1583	mgO ₂ .L ⁻¹
COT	71	(8)	10	- 600					110	(1)	110	- 110	304	(1)	58	- 304	mgO ₂ .L ⁻¹
NGL	8	(8)	4	- 40							3	- 3	21	(7)	5	- 75	mg.L ⁻¹
Norga													7	(1)	7	- 7	mg.L ⁻¹
NNH ₄													3	(2)	1	- 13	mg.L ⁻¹
NNO ₃	3	(5)	0	- 8	4	(2)	4	- 4	10	(1)	2	- 10	0	(1)	0	- 4	mg.L ⁻¹
TKN	1	(4)	0	- 2	0	(2)	0	- 0	1	(2)	0	- 2	27	(1)	27	- 27	mg.L ⁻¹
PT	1	(2)	0	- 2							10	- 10	4	(7)	0	- 11	mg.L ⁻¹
PPO ₄	3	(11)	0	- 30	14	(1)	14	- 14	66	(2)	31	- 101			2	- 10	mg.L ⁻¹
K			5	- 6									9	(1)	11	- 23	mg.L ⁻¹
S			18	- 27													mg.L ⁻¹
Tensio-actifs	14	(2)	0	- 31							0	- 25	15	(2)	0	- 118	mg.L ⁻¹

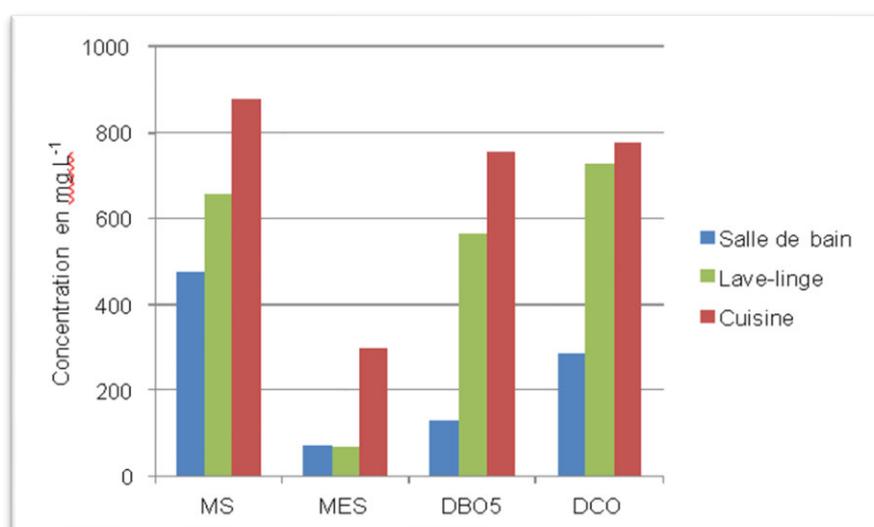


Figure 2. Concentration moyenne des eaux ménagères par source d'émission (Morrison & Friedler, 2014)

La concentration importante des eaux de cuisine est généralement associée à la présence de graisses, huiles et de résidus alimentaires. La variabilité de qualité des effluents issus d'éviers de cuisine est souvent considérée comme forte, en lien avec l'hétérogénéité des usages pratiqués (Nguyen *et al.*, 2014).

Les eaux de lave-linge contiennent essentiellement des lessives, détergents et fibres textiles accompagnés plus occasionnellement de salissures de vêtements (**Muench & Winker, 2011**).

Les eaux de salle de bain peuvent contenir des cheveux, peaux et parfois d'urine (et fèces) accompagnés de produits cosmétiques, shampoings et produits ménagers. Les particules en suspension présentes dans les eaux de salles de bain sont majoritairement de tailles comprises entre 10 et 100 μm (**Jefferson et al., 2004**). L'utilisation de savons solides implique une augmentation marquante de la turbidité, et des teneurs en DCO, COT, MES et DBO5 (**Chaillou et al., 2011**).

c) Charges des eaux ménagères

L'évaluation en charge de pollution des eaux ménagères nécessite un suivi des débits précis en parallèle. Seules de rares études ont entrepris le calcul des charges émises. Le **tableau VIII** offre une synthèse de ces données. Ces dernières sont équivalentes à la production réelle moyenne avec la contribution des eaux de distribution sans extrapolation des données sur 24 heures (**Cersoaf, 1976 ; Butler et al., 1995 ; Palmquist, 2004 ; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006 ; Vinnerås et al., 2006**).

Tableau VIII. Eaux ménagères, charges moyennes journalières (**Nguyen et al., 2014**)

Paramètre	Données recensées		Gamme de variation		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
MS	50	(5)	40	59	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
MES	15	(5)	2	125	
DBO5(7)	24	(10)	1	36	
DCO	47	(8)	7	102	
NGL	1,2	(9)	0,1	1,7	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT	0,7	(8)	0,1	2,2	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PPO4	0,6	(5)	0,2	1,1	
K	1,3	(6)	0,2	4,1	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
S	1,4	(4)	0,4	7,7	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹

La comparaison des données de la littérature entre les différentes sources d'émission des eaux ménagères confirme la classification préalablement proposée avec des eaux de cuisine fortement concentrées, de lave-linge de qualité intermédiaire et de salle de bain moins concentrées. La charge en phosphore des eaux de lave-linge est attribuée à l'utilisation de lessives phosphatées et aux détergents de lave-vaisselle pour les eaux de cuisine. Les données en phosphore respectent l'ordre de grandeur de 0,6 à 0,9 g P.pers⁻¹.j⁻¹ pour le lave-linge et de 0,2 g P.pers⁻¹.j⁻¹ pour le lave-vaisselle. La contribution des détergents textiles est désormais considérée comme nulle depuis leur interdiction dans plusieurs pays (**Revitt et al., 2011**).

Sur la base des contributions spécifiques des eaux ménagères, les eaux issues des éviers de cuisine et lave-linge sont classées en « eaux ménagères provenant de l'alimentation et du nettoyage » et les eaux issues de la salle de bain (lavabo, douche et/ou bain) en « eaux ménagères liées aux activités corporelles ». D'après ce classement, les eaux en lien avec les activités d'alimentation et nettoyage contribuent en termes de charge polluante à plus de 80 % aux eaux ménagères pour les paramètres principaux (MES, DBO5, DCO, N, P). En revanche, les eaux issues d'activités d'hygiène corporelle sont faiblement chargées avec une contribution majoritaire en potassium et sodium (Richter & Stamminger, 2012).

I.1.2.3 Présence de pathogènes et contamination fécale

En excluant les matières fécales et eaux de toilettes des eaux souillées, il est attendu que les eaux ménagères soient très faiblement contaminées en agents pathogènes et ne représentent qu'un risque sanitaire limité lors de leur réutilisation (Rossi *et al.*, 2009).

Pourtant, de nombreuses études témoignent de la présence d'indicateurs de contamination fécale et de pathogènes dans les eaux ménagères à des concentrations non négligeables (Tab. IX).

Tableau IX. Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variation en micro-organismes (Santos *et al.*, 2012)

Paramètre	Données recensées		Gamme de variation		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
Coliformes totaux	1,52E+06	(5)	1,00E+01	1,26E+09	UFC/100mL
Coliformes fécaux	1,77E+05	(7)	1,00E+00	1,60E+08	UFC/100mL
<i>E. coli</i>	1,40E+05	(3)	3,16E+00	2,04E+07	UFC/100mL
Entérocoques	1,33E+04	(3)	2,60E+01	1,50E+06	UFC/100mL
Hétérotrophes	-	-	1,00E+05	1,87E+09	UFC/mL

Les risques sanitaires associés à leur présence dans les eaux ménagères sont difficilement quantifiables et demeurent aujourd'hui en discussion. Les microorganismes pathogènes potentiellement présents dans les eaux ménagères proviennent de trois sources principales : la contamination fécale, les pathogènes périphériques (ex. : muqueuses, peau) et la nourriture. Les indicateurs généralement utilisés pour identifier une contamination fécale des eaux ménagères sont les indicateurs coliformes et entérocoques (ANSES, 2015).

La contamination fécale peut s'exercer lors des activités d'hygiène corporelle mais aussi avec la manipulation de couches ou lavage de couches en machine à laver. De ces constats, l'ensemble des sources d'émission peuvent potentiellement être à l'origine de l'introduction d'agents pathogènes (Schurmann *et al.*, 2012).

La manipulation d'aliments contaminés peut introduire des entérobactéries pathogènes dans les eaux ménagères comme *Salmonella* et *Campylobacter*. Cependant, le risque d'intoxication par les eaux ménagères paraît bien plus faible que l'intoxication par manipulation directe des aliments contaminés (**Stricker & Héduit, 2010**).

Il est important d'ajouter que la présence conjuguée de micro-organismes et matière organique dans les eaux ménagères (pathogènes ou non) implique la possibilité de re-croissance microbienne et le développement de biofilms dans les canalisations. Les résultats d'analyse peuvent ainsi être surestimés en intégrant cette augmentation (**Wu *et al.*, 2015**).

I.1.2.4 Métaux lourds et micropolluants

Les métaux et composés éléments trace inorganiques présents dans les eaux ménagères peuvent trouver leur origine dans les eaux de distribution par l'apport du fond géochimique des eaux, par les canalisations de distribution puis par les usages quotidiens. **Eriksson *et al.* (2010)** propose de différencier les eaux de distribution, des eaux ménagères : les éléments manganèse, plomb et zinc sont attribués aux eaux de distribution tandis que le nickel semble l'élément le plus mis en jeu par les usages domestiques suivis du cadmium, chrome, fer, mercure et sélénium. Ces données sont confirmées par **Palmquist (2004)**.

Plus de 900 composés organiques xénobiotiques sont potentiellement présents dans les eaux ménagères incluant tensio-actifs, parfums, conservateurs, plastifiants, antioxydants, solvants, etc. La présence de micropolluants dans les eaux usées domestiques est associée aux usages domestiques (ex. : activités d'hygiène corporelle, activités d'entretien des bâtiments, bricolage, etc.) et aux équipements de distribution des eaux ménagères (ex. : canalisations, stockage, etc.) (**Eriksson *et al.*, 2002**).

L'une des principales sources d'information pour identifier les composés organiques présents dans les eaux ménagères provient des organismes en charge du suivi des consommations des ménages ou des ventes de produits domestiques (**Wu *et al.*, 2015**).

Parmi ce large spectre, sont détectées des substances intégrées dans les produits d'hygiène corporelle comme les parabènes qui sont des conservateurs ou des filtres chimiques présents dans les crèmes solaires mais aussi dans certains shampoings ou crèmes anti-âge, alkyl phénols présents dans les textiles, chloroformes (**Palmquist & Hanaeus, 2005 ; Donner *et al.*, 2010 ; Eriksson *et al.*, 2010**).

Des utilisations de produits de synthèse sont également régulières à l'échelle domestique et peuvent présenter des concentrations parfois exceptionnelles : **Eriksson *et al.* (2010)** détectent des concentrations en benzène, toluène et xylènes anormalement élevées dans un des

échantillons de la campagne de suivi considérée, révélant l'utilisation d'un solvant organique ; **Donner *et al.* (2010)** analyse un échantillon chargé en chloroforme suite au nettoyage de la baignoire aux produits javellisants. Le Di(2-ethylhexy 1)phthalate (DEHT), mesuré en quantités élevées peut révéler la présence de canalisations PVC (**Donner *et al.*, 2010**).

II. PROCESS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES URBAINES

Le traitement des eaux usées est l'ensemble des procédés visant à dépolluer l'eau usée avant son retour dans le milieu naturel ou sa réutilisation. Les eaux usées sont les eaux qui à la suite de leur utilisation domestique, commerciale ou industrielle sont de nature à polluer les milieux dans lesquels elles seraient déversées. C'est pourquoi, dans un souci de protection des milieux récepteurs, des traitements sont réalisés sur ces effluents collectés par le réseau d'assainissement urbain ou privé. L'objectif des traitements est de minimiser l'impact des eaux usées sur l'environnement. Lorsque les eaux traitées sont réutilisées, on parle de recyclage des eaux usées (Triger, 2012).

Les traitements peuvent être réalisés de manière collective dans une station d'épuration ou de manière individuelle, on parle alors de traitement des eaux décentralisé. La plupart des procédés intensifs de traitement fonctionnent selon les mêmes processus de base, mais des différences plus ou moins importantes peuvent exister dans la manière de mettre en place ces processus. Le traitement se divise généralement en plusieurs étapes (USDHHS, 2014).

II.1 Prétraitement

Le prétraitement consiste en trois étapes principales qui permettent de supprimer de l'eau les éléments qui gêneraient les phases suivantes du traitement. Toutes les stations d'épuration ne sont pas forcément équipées des trois, seul le dégrillage est généralisé, les autres sont le dessablage et le déshuilage (Willis *et al.*, 2013).

II.1.1 Dégrillage et tamisage

Le dégrillage et le tamisage permettent de retirer de l'eau les déchets insolubles tels que les branches, les plastiques, serviettes hygiéniques, etc. En effet, ces déchets ne pouvant pas être éliminés par un traitement biologique ou physico-chimique, il faut donc les éliminer mécaniquement (Fig. 3). Pour ce faire, l'eau usée passe à travers une ou plusieurs grilles dont les mailles sont de plus en plus serrées. Celles-ci sont en général équipées de systèmes automatiques de nettoyage pour éviter leur colmatage, et aussi pour éviter le dysfonctionnement de la pompe (dans les cas où il y aurait un système de pompage) (Yu *et al.*, 2013).



Figure 3. Dégrilleur en entrée de station d'épuration (ANSES, 2015)

II.1.2 Dessablage

Le dessablage permet, par décantation, de retirer les sables mélangés dans les eaux par ruissellement ou amenés par l'érosion des canalisations. Ce matériau, s'il n'était pas enlevé, se déposerait plus loin, gênant le fonctionnement de la station et provoquant une usure plus rapide des éléments mécaniques comme les pompes. Les sables extraits peuvent être lavés avant d'être mis en décharge, afin de limiter le pourcentage de matières organiques, la dégradation de celles-ci provoquant des odeurs et une instabilité mécanique du matériau (Antonopoulou *et al.*, 2013).

II.1.3 Dégraissage

C'est généralement le principe de la « flottation par air dissous » qui est utilisé pour l'élimination des huiles. Son principe est basé sur l'injection de fines bulles d'air dans le bassin de déshuilage (Fig. 4), permettant de faire remonter rapidement les graisses en surface (les graisses sont hydrophobes). Leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface. Il est important de limiter au maximum la quantité de graisse dans les ouvrages en aval pour éviter par exemple un encrassement des ouvrages, notamment des canalisations. Leur élimination est essentielle également pour limiter les problèmes de rejets de particules graisseuses, les difficultés de décantation ou les perturbations des échanges gazeux (Boyjoo *et al.*, 2013).



Figure 4. Déshuilage par écumage des graisses (David, 2013)

Le dessablage et le déshuilage se réalisent le plus souvent dans un même ouvrage : l'eau polluée se déplaçant lentement, pendant que les sables décantent au fond les graisses remontent en surface (Dubois & Boutin, 2014).

II.2 Traitement primaire

En épuration des eaux usées, le traitement primaire est une simple décantation qui permet de supprimer la majeure partie des matières en suspension. Ce sont ces matières qui sont à l'origine du trouble des eaux usées (Ghaitidak & Yadav, 2013).

L'opération est réalisée dans des bassins de décantation dont la taille dépend du type d'installation et du volume d'eau à traiter. De la même manière, le temps de séjour des effluents dans ce bassin dépend de la quantité de matière à éliminer et de la capacité de l'installation à les éliminer (Guedez & Püttmann, 2014).

La décantabilité des matières dans un bassin est déterminée par l'indice de Mohlman. Cet indice est déterminé chaque jour dans les stations d'épuration importantes afin de vérifier le bon fonctionnement du système (Matos *et al.*, 2014).

À la fin de ce traitement, la décantation de l'eau a permis de supprimer environ 60 % des matières en suspension, environ 30 % de la demande biologique en oxygène (DBO) et 30 % de la demande chimique en oxygène (DCO). Cette part de DBO supprimée était induite par les matières en suspension. La charge organique restant à traiter est allégée d'autant (Matos *et al.*, 2013).

Les matières supprimées forment au fond du décanteur un lit de boues appelé « boues primaires » (Morrison & Friedler, 2014).

Le traitement primaire des eaux usées domestiques tend à disparaître avec la généralisation du traitement secondaire à boues activées qui comporte déjà une étape de décantation. C'est notamment le cas lorsque les effluents sont régulièrement dilués par des eaux de pluie et donc moins décantables. Il est alors plus économique de se passer de traitement primaire et de surdimensionner le traitement secondaire (Nguyen *et al.*, 2014).

II.3 Traitement secondaire

Le traitement secondaire se fait le plus couramment par voie biologique, mais une voie physico-chimique peut la remplacer ou plus souvent s'y ajouter pour favoriser la floculation et coagulation des boues ou permettre, par exemple, la fixation des phosphates (Richter & Stamminger, 2012).

II.3.1 Traitement par voie biologique

Les différents traitements sont :

II.3.1.1 Traitement des composés organiques

Le traitement biologique le plus simple consiste à éliminer les composés organiques tels que sucres, graisses et protéines qui sont nocifs pour l'environnement, puisque leur dégradation implique la consommation de dioxygène, dissous dans l'eau, alors qu'il est indispensable à la survie des animaux aquatiques. La charge en polluants organiques est mesurée communément par la DBO5 (demande biologique (ou biochimique) en oxygène sur cinq jours) ou la demande chimique en oxygène (DCO). Les bactéries responsables de la dégradation des composés organiques sont hétérotrophes. Pour accélérer la dégradation des composés organiques, il faut apporter artificiellement de l'oxygène dans les eaux usées (Santos *et al.*, 2012).

II.3.1.2 Nitrification

Si les réacteurs biologiques permettent un temps de contact suffisant entre les effluents et les bactéries, il est possible d'atteindre un second degré de traitement : la nitrification. Il s'agit de l'oxydation de l'ammoniaque en nitrite, puis en nitrate par des bactéries nitrifiantes (Guedez & Püttmann, 2014).

L'ammoniaque est un poison pour la faune piscicole. Les bactéries nitrifiantes sont autotrophes (elles fixent elles-mêmes le carbone nécessaire à leur croissance dans le CO₂ de l'air). Elles croissent donc beaucoup plus lentement que les hétérotrophes. Une station d'épuration doit d'abord éliminer les composés organiques avant de pouvoir nitrifier (Sarker & Gato-Trinidad, 2015).

II.3.1.3 Dénitrification

Une troisième étape facultative consiste à dénitrifier (ou dénitrater) les nitrates résultants de la nitrification. Cette transformation peut se faire en pompant une partie de l'eau chargée de nitrates de la fin de traitement biologique et en la mélangeant à l'eau d'entrée, en tête de traitement. La dénitrification se passe dans un réacteur anoxique, en présence de composés organiques et de nitrates. Les nitrates (nutriments à l'origine de l'invasion d'algues dans certaines mers, en particulier la Mer du Nord) sont réduits en diazote (N_2) qui s'échappe dans l'air. La dénitrification se fait généralement, sur les petites stations d'épuration, dans le même bassin que la nitrification par syncopage (arrêt de l'aération, phase anoxie). Cette étape tend à se généraliser pour protéger le milieu naturel (USDHHS, 2014).

II.3.2 Traitement par voie physico-chimique

Il regroupe l'aération et le brassage de l'eau mais aussi une décantation secondaire (dite aussi clarification) (Willis *et al.*, 2013).

À partir de ce dernier élément, l'eau clarifiée est rejetée (sauf traitement tertiaire éventuel) et les boues décantées sont renvoyées en plus grande partie vers le bassin d'aération, la partie excédentaire étant dirigée vers un circuit ou un stockage spécifique (Yu *et al.*, 2013).

Le traitement secondaire peut comporter des phases d'anoxie (ou une partie séparée en anoxie) qui permet de dégrader les nitrates (Droste & Gehr, 2018).

II.3.3 Déphosphoration

Pour limiter l'écotoxicité des rejets d'eaux usées un traitement du phosphore est généralement demandé sur les stations supérieures à 10 000 équivalents habitant. Il peut être demandé sur des plus petites stations d'épuration suivant la sensibilité du milieu récepteur. Les sources géologiques de phosphore ayant été surexploitées sa récupération commence aussi à être un enjeu économique et industriel (Crini & Lichtfouse, 2018).

II.4 Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire n'est pas toujours réalisé. Il est destiné à améliorer les performances des traitements des matières en suspension, du phosphore ou encore des pathogènes. Ces traitements sont utilisés dans le cas, par exemple, de milieux récepteurs particulièrement sensibles (Van Loosdrecht *et al.*, 2016).

II.4.1 MES et matière organique

En sortie des clarificateurs, une décantation supplémentaire est parfois utilisée. Il s'agit de décantations par floculation grâce à l'injection de polymères ou de sels coagulants. Des filtres sont également couramment employés pour différents niveaux de filtration (micro, ultra ou nano) (Riffat & Husnain, 2022).

II.4.2 Azote et phosphore

Certains types de traitements tertiaires ciblent l'élimination plus poussée de l'azote ou du phosphore (Zinicovscaia, 2016).

La pollution azotée se trouve sous forme de (Obotey Ezugbe & Rathilal, 2020) :

- Azote organique (N), provenant surtout des déjections animales et humaines et des rejets d'industries agroalimentaires ;
- Azote ammoniacal (NH_4^+), qui provient de rejets industriels (chimie en particulier) ou bien de la transformation par des processus biochimiques naturels de l'azote organique des eaux usées domestiques.

L'élimination du phosphore (la déphosphatation) se fait soit par un procédé chimique, soit par un procédé biologique (Samer, 2015) :

- La déphosphatation chimique est réalisée au moyen de réactifs : sels de fer et d'aluminium, et qui donnent naissance à des précipités ou complexes insolubles séparés de l'eau par des techniques de séparation de phase solide-liquide ;
- La déphosphatation biologique repose sur le transfert du phosphore de la phase liquide (eaux usées à épurer) vers la phase solide (boues) par stockage intracellulaire; la boue s'enrichit progressivement en phosphore jusqu'à des teneurs très importantes. Il est alors très aisé d'assurer l'élimination du phosphore par simple soutirage des boues en excès.

II.4.3 Traitement bactériologique

Cette étape permet de réduire le nombre de bactéries, donc de germes pathogènes présents dans l'eau traitée. Elle peut être demandée dans le cadre d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux et/ou pour protéger des eaux de baignade (en eau douce ou en mer), un captage d'eau potable ou une zone conchylicole, une zone vulnérable aux nitrates, au phosphore et à l'eutrophisation. Ce traitement peut être réalisé en traitement tertiaire par chloration, ozonation, traitement UV ou pour des petites capacités de station d'épuration par une filtration sur sable (sable siliceux et de granulométrie spécifique) (Karia *et al.*, 2023).

II.5 Traitement quaternaire

Les procédés de traitement listés ci-dessus ne permettent pas d'éliminer les micropolluants des eaux traitées. On désigne par micropolluants les composés traces présents dans les eaux à des concentrations très faibles (de l'ordre du microgramme ou du nanogramme par litre) et qui même en concentrations infimes peuvent exercer un effet nocif sur les organismes aquatiques (Crini & Lichtfouse, 2019). Par exemple : les résidus médicamenteux, les hormones, les pesticides ou encore les cosmétiques (Zinicovscaia, 2016).

II.6 Traitement des boues d'épuration

Les boues d'épuration (urbaines ou industrielles) sont le principal déchet produit par une station d'épuration à partir des effluents liquides. Le principal traitement des boues est la déshydratation. Cette déshydratation peut être effectuée par centrifugation, filtre-presse, filtre à bandes presseuses, électro-déshydratation, lit de séchage planté de roseaux, séchage solaire. Elle permet de diminuer la concentration en eau des boues (Agunbiade *et al.*, 2016).

II.6.1 Incinération ou décharge

Les boues sont ensuite au vu de leur toxicité ou degré d'innocuité pour l'environnement stockées ou brûlées en incinérateurs (Waclawek *et al.*, 2017).

II.6.2 Production de biogaz

Les boues peuvent servir à produire du biogaz (méthane) à l'aide de digesteurs en anaérobie (Englande *et al.*, 2015).

II.7 Difficultés

II.7.1 Le dysfonctionnement de l'épuration

Il est le plus souvent dû à des bactéries indésirables, qui provoquent un phénomène dit de *gonflement des boues*. Ceci est causé par le foisonnement de certaines espèces de bactéries, dont *Microthrix parvicella* le plus souvent, à la suite d'arrivées trop brusques de surcharges en matières organiques et/ou en eau pluviales et de ruissèlement, ou encore à la suite de l'arrivée de composants inhibant la reproduction ou la vie des autres bactéries. En effet, le contenu des bassins de sédimentation prend en peu de temps une consistance de floccs plus ou moins légers et visqueux que l'opérateur ne peut que difficilement séparer de la phase liquide. Ces floccs peu denses quittent le fond du bassin de décantation (ou le fond d'un bassin ou d'un canal pollué) et remontent en s'accumulant sous toute la surface, bloquant ainsi l'oxygénation et la pénétration des UV solaires (Cheremisinoff, 2019).

II.7.2 La difficulté de valoriser certaines boues

Les opérateurs peinent parfois en effet à trouver des débouchés à des boues polluées, qu'il faut alors mettre en décharge ou faire incinérer (**Qasim, 2017**).

II.7.3 Le traitement des odeurs : la désodorisation

Parmi les problèmes rencontrés lors de la dépollution de l'eau figurent les mauvaises odeurs provenant des boues, des postes de relevage, qui sont considérées comme une gêne pénalisante pour les riverains (**Lee *et al.*, 2014**).

III. ANALYSE DES PARAMETRES DES EAUX USÉES URBAINES

III.1 Paramètres utilisés en station d'épuration

III.1.1 Les paramètres physico-chimiques

III.1.1.1 Paramètres organoleptiques

a) Couleur

La couleur des eaux résiduaires industrielles est en général grise, signe de présence de matières organiques dissoutes, de MES, du fer ferrique précipité à l'état d'hydroxyde, du fer ferreux lié à des complexes organiques et de divers colloïdes (**Bora & Dutta, 2014**).

b) Odeur

Les eaux résiduaires industrielles se caractérisent par une odeur. Toute odeur est pollution qui est due à la présence de matières organiques en décomposition (**Mizi, 2006**).

III.1.1.2 Paramètres physiques

a) Température

Elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier O₂) dans l'eau ainsi que, la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques. La température agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des microorganismes vivants dans l'eau (**Botta & Bellon, 2001**).

b) Turbidité

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau (**Duguet, 2006**).

c) Matières en suspension

Exprimée en mg par litre. Ce sont les matières non dissoutes de diamètre supérieur à 1 µm contenues dans l'eau. Dans le milieu récepteur, les MES peuvent entraîner des perturbations de l'écosystème par une diminution de la clarté de l'eau, limitant la photosynthèse végétale. De plus, ces MES peuvent être de nature organique et entraîner les nuisances associées aux molécules organiques (**Regsek, 2002**).

III.1.1.3 Paramètres chimiques

a) Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH sert à mesurer l'acidité ou la basicité d'une solution. Ainsi, dans un milieu aqueux à 25 °C. La valeur de pH basse ou élevée altère la croissance des microorganismes existant dans l'eau (leur gamme de croissance est comprise entre 5 et 9) (**Mechati, 2006**).

b) Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires bien définies (**Rodier, 1996**). Elle est d'autant plus élevée qu'il y'a des corps oxydables dans le milieu. L'oxygène affecte pratiquement la totalité des matières organiques biodégradables et non biodégradables. La DCO est mesurée en mg d'O₂/l (**Taradat, 1992**).

c) La demande biochimique en oxygène (DBO5)

La DBO 5 exprime la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C et à l'obscurité pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablement ensemencé, temps qui assure l'oxydation par voie aérobie. Pour la mesure, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours ; c'est la DBO 5 (**Suschka & Ferreira, 1986**).

d) Oxygène dissous

L'oxygène est toujours présent dans l'eau. Sa solubilité est en fonction de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est en fonction de l'origine de l'eau ; l'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/l (**Ladjel, 2006**).

e) Conductivité électrique

La conductivité d'une eau fournit une indication précise sur sa teneur en sels dissous (salinité de l'eau). Elle s'exprime en $\mu\text{Sm/cm}$ et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en ohm/cm . La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau (**Desjardins, 1997**).

f) Azote

L'azote est présent dans les effluents sous différentes formes : azote organique, azote ammoniacal (ammoniac NH₃, ion ammonium NH₄⁺), Nitrates (NO₃⁻), Nitrites (NO₂⁻) (**Koller, 2004**). Toutes les formes d'azotes sont susceptibles d'être à l'origine des nitrites par un processus d'oxydation biologique (**Dib, 2009**). L'azote est un élément qui cause la prolifération d'algues (eutrophisation) donc son élimination est très importante pour notre environnement (**Degrément, 1989**).

g) Phosphore total

Le phosphore se trouve dans les eaux usées sous formes de (**Ahmed & Haider, 2018**) :

- . Orthophosphate, soluble H₂PO₄⁻ ;
- . Polyphosphate qui a tendance à s'hydrolyser en orthophosphate ;
- . Phosphore non dissous.

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total, dont chaque forme peut être mesurée indépendamment des autres par spectrométrie (Mizi, 2006).

III.1.2 Paramètres biologiques

La bactériologie de l'eau est basée sur la recherche des germes du groupe coliforme, en particulier *Escherichia coli*, et de quelques autres germes sporulés qui sont des indicateurs d'une pollution par matières fécales (Dabbadie, 2005). En effet, les bactéries aquatiques sont extrêmement diverses et variées (Tab. X).

III.1.2.1 Coliformes totaux et fécaux

Sous le terme de « *Coliformes totaux* » (CT) est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des *Enterobacteriaceae* (Ladjel, 2006).

Les coliformes sont intéressants car un très grand nombre d'entre eux vivent en abondance dans les matières fécales des animaux à sang chaud et de ce fait, constituent des indicateurs fécaux de la première importance. Le germe *Escherichia coli* est le type de coliformes fécaux d'habitat fécal exclusif, sa recherche est donc extrêmement importante (Rodier, 1996).

III.1.2.2 Streptocoques fécaux

Ces germes sont des hôtes normaux de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud et ne sont pas considérés comme pathogènes (Potelon & Zysman, 1998). Ils sont utilisés comme indicateurs de pollution fécale (Haslay & Lecker, 1993).

III.1.2.3 Clostridium sulfito-réductrices

Elles ne sont pas seulement d'origine fécale, mais sont des germes omniprésents, dont la présence dans l'eau est souvent révélatrice d'infiltrations telluriques ou de matières organiques en putréfaction. Elles se rencontrent normalement dans les matières fécales humaines et animales ; leurs spores peuvent survivre dans l'eau et l'environnement pendant plusieurs mois (Tfyeche, 2014).

III.1.2.4 Les vibrions cholériques

Vibrio cholerae est une bactérie aquatique pathogène pouvant être retrouvée au niveau des eaux usées. Responsable du choléra, maladie pandémique, *Vibrio cholerae* peut persister dans l'environnement aquatique. Dans les conditions favorables, elle pourra déclencher une épidémie (Van Loosdrecht & Brdjanovic, 2014).

Tableau X. Les bactéries pathogènes dans les eaux usées (Holkar *et al.*, 2016)

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	Ingestion
<i>E.coli</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose	Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose	Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose	Inhalation

III.1.2.5 Les helminthes

Les helminthes sont des parasites intestinaux, fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires (Rashid *et al.*, 2021).

Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, se sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires. Les helminthes pathogènes rencontrés le plus fréquemment dans les eaux usées sont : *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata* (Bellucci *et al.*, 1996).

III.2 Analyse des paramètres physico-chimiques des eaux usées

L'analyse physico-chimique des eaux résiduaires permet de fournir des informations sur les paramètres de pollution tels que la DCO, la DBO, les MES, NO₃⁻, NO₂⁻, le phosphate, et l'oxygène dissous (Bratby, 2016).

III.2.1 Demande biochimique en oxygène (système de mesure respirométrique de la DBO OxiTop)

La mesure de la demande biochimique en oxygène (mesure de la dbo) est un paramètre important pour la gestion des eaux. Ce paramètre représente une mesure variable indiquant la qualité de l'eau et la clarification atteinte aux divers stades d'épuration biologique des eaux usées. Il est en outre indispensable pour planifier et prévoir les dimensions des stations d'épuration des eaux (Hao *et al.*, 2014).

Les systèmes OxiTop ont été conçus pour mesurer la DBO sur des échantillons d'eaux usées faiblement contaminées, en mesurant la diminution de la pression d'oxygène et l'absorption du CO₂ généré dans le flacon d'échantillon par la soude (**Herrero & Stuckey, 2015**).

La mesure avec OxiTop repose sur une mesure de la pression dans un système clos. Les micro-organismes qui se trouvent dans l'échantillon consomment l'oxygène en formant du CO₂. Celui-ci est absorbé avec NaOH. Il s'ensuit une dépression dont la mesure peut être lue directement dans la DBO en mg/l (**Jamaly et al., 2015**).

Suivant le volume d'échantillon utilisé, on règle l'oxygène disponible pour pouvoir effectuer une DBO complète. En utilisant différents volumes, on peut mesurer des plages de mesure atteignant 4.000 mg/l (**Acién et al., 2016**).

Les têtes OxiTop (vertes et jaunes pour distinguer l'entrée de la sortie d'une unité de traitement) disposent d'une fonction AutoTemp: lorsque la température de l'échantillon est encore trop froide, le démarrage de la mesure est retardé automatiquement jusqu'à ce qu'il ait atteint une température constante (au moins une heure) (**Acién et al., 2016**).

Outre l'enregistrement automatique de 5 valeurs de mesure (par jour, 1 valeur), on peut lire manuellement à tout instant d'autres valeurs dans l'entre-temps ou à l'issue de cinq jours de sorte qu'on peut suivre les valeurs de contrôle ou les mesures pendant de longues périodes (**Crini et al., 2019**).

III.2.2 Demande chimique en oxygène (la méthode par titrimétrie)

Habituellement mesurée en stations d'épuration et stations de traitement d'eaux industrielles, la DCO donne également une bonne indication sur l'efficacité des procédés de filtration et de traitement. Elle est mesurée dans les eaux d'influent et d'effluent. L'efficacité du process est exprimée en pourcentage de diminution de la valeur mesurée de l'effluent par rapport à celle de l'affluent (**Christensen et al., 2015**).

Dans la méthode de titrage pour la détermination de la DCO, l'excès de bichromate est mis en réaction avec un agent réducteur, le sulfate de fer et d'ammonium. Comme le sulfate d'ammonium de fer est ajouté lentement, l'excès de bichromate est transformé en sa forme trivalente (**Zhang et al., 2016**). Une fois que tout le dichromate en excès a réagi, un point d'équivalence est atteint. Ce point signifie que la quantité de sulfate de ferroammonium que vous avez ajoutée est égale à la quantité de bichromate en excès. Des indicateurs colorés peuvent également signaler ce point final, mais le processus peut être automatisé avec un indicateur potentiométrique (tel qu'une électrode) (**Wollmann et al., 2019**).

Vous pouvez alors calculer la quantité de bichromate qui a été utilisée pour oxyder la matière organique en fonction de la quantité initialement ajoutée et de celle qui est restée (**Mohsenpour et al., 2021**).

III.2.3 Matières en suspension

Lorsque l'eau contient des matières en suspension, elle est dite turbide. Ces dernières peuvent avoir des effets néfastes sur les cours d'eau, car elles transfèrent des substances polluantes et empêchent une bonne production d'oxygène pour les organismes vivants à cause de leur effet obscurcissant qui limite le processus de photosynthèse. Le niveau de MES est mesuré avant et après le passage des eaux en station d'épuration afin d'évaluer la qualité des procédés employés pour la purification de l'eau. La mesure des matières en suspension se fait grâce à un processus de filtration (les matières sont filtrées puis séchées) ou de centrifugation et leur concentration est exprimée en mg/L. La masse de matières en suspension est obtenue en faisant la différence entre la masse du filtre incluant les résidus séchés et la masse initiale du filtre, tout en tenant compte du volume filtré (**Singh et al., 2019**).

III.2.4 Dosage de l'azote

L'élimination de l'azote fait partie des étapes essentielles du traitement des eaux usées. Il existe d'ailleurs des normes réglementaires liées aux concentrations de l'azote en sortie de station dans de nombreux pays. De ce fait, pour respecter ces concentrations, il faut contrôler la nitrification et la dénitrification de manière optimale (**Gao et al., 2014**).

Dans les eaux, l'azote peut se trouver sous forme minéral (ammoniacal, nitrate) ou organique. Sa présence organique ou ammoniacal se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel et altère les conditions de vie (**Gao et al., 2014**).

En assainissement, le cycle de l'azote passe par les différents stades d'évolution biogéochimique du composé. Il aboutit à la formation d'azote gazeux (diazote N_2) en commençant par l'azote organique, et en passant par : l'ammoniac, le nitrite, le nitrate (**Neoh et al., 2016**).

Dans les stations d'épuration, plusieurs formes d'azote sont présentes (**Ma et al., 2021**) :

- Les nitrites et nitrates: l'azote oxydé ;
- les formes non oxydées: l'azote Kjeldhal comprenant l'azote organique et l'azote ammoniacal (NH_4^+) ;
- L'azote organique ammonifiable ;
- L'azote organique réfractaire.

La mesure de toutes les formes correspond à l'azote total ou global (Zaidi *et al.*, 2014). La mesure de l'azote global peut être réalisé au moyen d'une oxydation de l'azote combinée à une digestion UV (cela permet de libérer l'azote lié à la matière organique, et d'oxyder l'azote contenu dans l'échantillon en nitrates). Les ions nitrates sont ensuite réduits en nitrites, qui vont eux-mêmes réagir avec du sulfanilamide puis du dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylènediamine et former un composé rosé. La quantité d'azote peut alors être déterminée par spectrophotométrie (Zhang *et al.*, 2016).

III.2.5 Dosage des phosphates

La détermination du phosphore total dans les effluents aqueux s'effectue en deux étapes. La première étape consiste à digérer et à oxyder toutes les formes de phosphore avec du persulfate de potassium en milieu acide sous pression à 121 °C. Dans la seconde étape, l'ion orthophosphate réagit avec l'ion molybdate et l'ion antimoine pour former un complexe phosphomolybdate. Ce dernier est réduit avec l'acide ascorbique en milieu acide pour provoquer l'apparition du bleu de molybdène, dont l'absorbance à 660 nm est proportionnelle à la concentration de l'ion orthophosphate présent dans l'échantillon (Capodaglio *et al.*, 2017).

III.3 Analyse microbiologique des eaux usées

L'analyse bactériologique a pour but la recherche et le dénombrement des germes éventuellement présents dans les eaux usées parvenant à la station d'épuration.

III.3.1 Dénombrement de la flore totale

Le dénombrement des germes totaux a pour but d'estimer le nombre total des germes dans l'eau (Lu *et al.*, 2018).

Les numérations bactériennes sont réalisées par dénombrement indirecte en utilisant la technique d'étalement de 1 ml de l'échantillon brute ou l'une de ses dilutions sur gélose TGEA « Tryptone Glucose Extract Agar », l'incubation est réalisée à 22°C et à 37°C / 24h (Chouacha & Bouchnid, 2021).

III.3.2 Recherche et dénombrement des bactéries sulfito-réductrices et de leurs spores

Les Clostridium sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme des témoins de pollution fécale (Wang & Chen, 2018).

Dans une telle optique d'interprétation, il y a intérêt à ne rechercher que les espèces les plus susceptibles d'être d'origine fécale : c'est le cas en particulier de Clostridium perfringens recherchée dans les effluents aqueux (Schaidler *et al.*, 2017).

En effet, après destruction des formes végétatives par chauffage assez long pour permettre une sélection des spores dans l'échantillon, on utilise comme révélateur l'action réductrice du sulfite

ou du bisulfite et des sels de fer. La présence des spores de bactéries sulfite-réductrices, entraîne la formation de sulfure de fer qui colore uniformément en noir les milieux liquides (**Oturan & Aaron, 2014**).

III.3.3 Recherche des Salmonella

La recherche de Salmonella dans l'eau requiert habituellement une étape de concentration. Dans la mesure où les Salmonella peuvent être présentes en faible nombre et avoir subi une altération dans l'environnement aqueux, leur recherche dans l'eau nécessite habituellement une étape de pré-enrichissement (**Toczyłowska-Mamińska, 2017**).

La détection ou l'identification des salmonelles repose sur des méthodes phénotypiques, microbiologiques, biochimiques, ou moléculaires (**Hadji, 2020**).

III.3.4 Recherche des vibrions cholériques

L'identification des vibrio dans l'eau repose sur l'étude des caractères biochimiques et surtout sérologiques. Les caractères d'appartenance au genre sont : bacille incurvé Gram -, oxydase +, catalase +, très mobile, aéro-anaérobie, nitrate réductase +, fermentation du glucose +. L'identification se fait à partir d'une colonie suspectée selon le milieu utilisé. Avant d'entamer une galerie, il est recommandé d'effectuer certains tests présomptifs. Un test Oxydase permet de se diriger vers l'espèce *Vibrio cholerae* car dans le genre seul deux espèces sont oxydase négative (**Zhang et al., 2015**).

III.3.5 Coliformes fécaux

Il est possible de procéder à l'identification des coliformes fécaux par la méthode qualitative présence/absence (**Santé Canada, 2012**).

Pour cette méthode, un volume de 100 ml d'échantillon d'eau est mélangé dans une bouteille stérile avec un milieu de culture comme le Colilert, puis incubé pendant 24 heures à 35 °C. Le milieu de culture contient de l'ONPG (ortho-nitrophényl- β -D-galactopyranoside) et du MUG (4-méthyl-umbelliféryl- β -D-glucuronide). Lorsque des coliformes totaux sont présents dans l'échantillon, l'ONPG est utilisé par l'enzyme β -D-galactosidase, une enzyme spécifique aux coliformes totaux. L'utilisation de l'ONPG provoque l'apparition d'une coloration jaune dans le milieu de culture. Lorsque *E. coli* est présent dans l'échantillon, le MUG est utilisé par l'enzyme β -D-glucuronidase, une enzyme spécifique à cette bactérie, ce qui induit une fluorescence bleue dans le milieu de culture, lorsqu'éclairé par un rayonnement ultraviolet (UV). D'autres bactéries peuvent aussi utiliser l'ONPG ou le MUG, mais le milieu de culture spécifique contient habituellement des inhibiteurs qui empêchent leur croissance. Il est possible

que des laboratoires accrédités utilisent des milieux différents, mais basés sur les mêmes principes (CEAEQ, 2015).

III.3.6 Streptocoques fécaux ou entérocoques

La détection des entérocoques par filtration sur membrane implique d'abord la filtration d'un volume d'environ 100 ml (pour l'eau potable) sur une membrane incubée à 35 °C pendant 48 heures sur une gélose m-*Enterococcus*. Ce milieu de culture contient un composé (azoture de sodium) qui inhibe les bactéries à Gram négatif. Les entérocoques, qui sont à Gram positif, forment des colonies caractéristiques roses ou rouges résultant de la réduction d'une autre substance (chlorure de triphényltétrazolium) (Leclerc *et al.*, 1996 ; CEAEQ, 2000). Pour vérifier si les colonies isolées sur la gélose m-*Enterococcus* sont des entérocoques, il faut les repiquer sur une gélose au sang ou une gélose infusion de coeur, incuber le milieu pendant 24 heures à 35 °C et effectuer l'épreuve de la catalase qui doit être négative ainsi que la coloration de Gram qui doit révéler des coques à Gram positif en chaînes courtes lors de l'examen au microscope. Les échantillons qui répondent à ces deux critères peuvent ensuite être soumis à deux tests rapides, soit l'hydrolyse de la leucine- β -naphthylamide (LAP) et du L-pyrrolidonyl- β -naphthylamide (PYR). Si ces deux épreuves sont positives, elles indiquent une identification présumptive du genre *Enterococcus*. Pour confirmer qu'il s'agit bien d'un entérocoque, il faudra vérifier qu'il hydrolyse l'esculine en présence de bile (40 %) et croît en présence de 6,5 % de NaCl de même qu'à 45 et à 10 °C (Leclerc *et al.*, 1996 ; Facklam *et al.*, 1999 ; CEAEQ, 2000).

IV. MATÉRIELS ET MÉTHODES

IV.1 Présentation des installations de traitement

Les stations d'épuration urbaines qui prennent en charge les eaux usées urbaines émanant des foyers des différentes localités côtières de Bejaia sont les STEP de Bejaia, de Sidi Ali Lebhar, d'Aokas, et de Souk El Tenine.

Faute de données pour la STEP d'Aokas, nous avons vérifié la performance et le fonctionnement des stations d'épuration de Bejaia, de Sidi Ali Lebhar, et de Souk El Tenine, quant aux différents paramètres indicateurs de la pollution de l'eau.

IV.1.1 STEP de Bejaia

La station d'épuration de Bejaia (**Fig. 5**) s'étend sur une superficie de 5.25 hectares. Avec un débit journalier de 41585 m³/jour, la STEP assure le traitement des eaux domestiques, pluviales, et industrielles provenant des habitations de la commune de Bejaia (**Données de base de la station d'épuration de Bejaia, 2024**).



Figure 5. Vue de la station d'épuration de Bejaia (**Google earth, 2024**)

IV.1.2 STEP de Sidi Ali Lebhar

Le début de l'installation du projet de la station (**Fig. 6**) de la superficie de 5 hectares était en août 2008, et son achèvement en 2009. Le premier essaie de la station a eu lieu le 01/01/2013 par les entreprises tandem-entreprise Groupement hydrotraitement (Algérie) et COMSA (Espagne), et est entrée en service le 30/01/2013 en accueillant et purifiant les eaux usées des villes d'Aboudaou et celles de Sid Ali Lebhar, par projection d'un traitement à aération prolongée et à boues activées à faible charge, pour assurer l'âge des boues et leur stabilisation, ainsi que d'éliminer à la fois la pollution azotée et carbonée (**Données de base de la station d'épuration de Sid Ali Lebhar, 2024**).

Selon les données de base de la **STEP (2024)**, la population raccordée à cette station est de 25 000 EH, et son volume journalier est de 9500 m³/j. L'objectif principal de cette station est d'atteindre des rendements pendant le traitement pour qu'ils soient en accord avec la législation en vigueur et avec des coûts économiques, sociaux et environnementaux minimums (**Données de base de la station d'épuration de Sid Ali Lebhar, 2024**).



Figure 6. Vue de la station d'épuration de Sidi Ali Lebhar (**Google earth, 2024**)

IV.1.3 STEP de Souk El Tenine

La station de traitement des eaux de Souk El Tenine (**Fig. 7**) est le fruit d'un partenariat entre deux entreprises étrangères, à savoir ; BONA TUNISIE et VATEC WABAG. Sa mise en service 2012 - 2013 par l'entreprise VATEC WABAG, le suivie des travaux assurés par la direction de l'hydraulique et détaché enfin à l'office nationale d'assainissement fin 2013 (**Données de base de la station d'épuration de Souk El Tenine, 2024**).

La STEP de Souk El Tnine est prévue pour traiter les eaux usées de la Daïra de Souk El Tenine , englobant les deux communes de Souk El Tenine et Melbou. Pour un équivalent habitant de 47 580 et un débit journalier de 5 710 m³ /jrs, la STEP de Souk El Tenine traite principalement les eaux usées domestiques (**Données de base de la station d'épuration de Souk El Tenine, 2024**).



Figure 7. Vue de la station d'épuration de Souk El Tenine (Google earth, 2024)

IV.2 Recueil des données de l'étude

IV.2.1 Période et déroulement de l'étude

Nous avons accédé aux données des différents paramètres évalués dans notre étude sur la période allant du mois de juillet 2023 au mois de février 2024.

En raison du manque des réactifs indispensables à l'analyse des paramètres indicateurs de pollution de l'eau considérés dans l'étude, nous n'avons pas pu faire des prélèvements d'échantillons d'eau au niveau des installations de traitement concernées par l'étude, et effectuer par nous-mêmes des analyses en laboratoires des paramètres en question, comme il était préalablement prévu. Le manque de réactifs au niveau des stations d'épuration a contraint parfois aussi ces dernières à ne pas effectuer les analyses nécessaires permettant une évaluation de leur conformité. Par suite, nous nous sommes impliqués très peu dans les analyses effectuées dans les laboratoires de ces unités de dépollution des eaux usées durant la période de l'étude. De fait, il est prévu dans les différentes STEP un laboratoire équipé pour effectuer une série d'analyses spécifiques, afin de permettre aux exploitants de la station de procéder à des essais confirmatoires et d'assurer un bon fonctionnement de la station.

IV.2.2 Analyse des eaux dans les STEP

IV.2.2.1 Paramètres physico-chimiques analysés

Les stations d'épuration de Béjaia, de Souk El Tenine, et de Sidi Ali Lebhar effectuent quotidiennement, ou particulièrement, sur des intervalles de temps réguliers des analyses de plusieurs paramètres indicateurs de la pollution de l'eau ou conditionnant leur bon fonctionnement :

a) Paramètres physico-chimiques

- Temperature ;
- pH ;
- Conductivité ;
- Oxygène dissout.

b) Paramètres de pollution

- DBO5 (mg/l);
- DCO (mg/l);
- MES;
- Azote ammoniacal;
- Azote total ;
- Azote nitrique(nitrate) ;
- Azote nitreux (nitrite) ;
- Phosphore total.

IV.2.2.2 Prélèvement et Echantillonnage

Dans les stations d'épuration de de Souk El Tenine, de Sidi Ali Lebhar, et de Béjaia, les prélèvements sont effectués quotidiennement, 1 litre est le volume d'eau est prélevé, à l'entrée de la STEP ainsi qu'à la sortie pour chaque STEP respective.

Dans les station deux techniques de prélèvement pourront être réaliser manuellement ou automatiquement.

a) Prélèvement manuel

C'est une méthode utilisée par les techniciens et les spécialistes pour collecter des échantillons d'eau usée de manière non automatisées. Contrairement aux prélèvements automatiques, qui fonctionnent de manière programmée, les prélèvements manuels requièrent une intervention humaine directe pour collecter les échantillons (**Fig. 8**).



Figure 8. Prélèvement d'échantillons d'eau à l'entrée (gauche) et à la sortie (droite) de la STEP de Sidi Ali Lebhar (Clichés Fofana, 2024)

b) Prélèvement automatique

C'est une méthode utilisée pour collecter automatiquement les échantillons d'eau usée à des intervalles de temps spécifique à l'aide d'un préleveur automatique (Fig. 9).



Figure 9. Préleveurs automatiques d'eau usée (Clichés Fofana, 2024)

IV.2.2.3 Matériel et appareillage utilisés

- Balance de précision,
- PH/MV MÈTRE complet,
- DCO mètre,
- Réacteur Oxymètre de laboratoire,
- Spectrophotomètre UV,
- Système de filtration MES,
- Thermomètre,
- Lot de verrerie et réactifs,
- Etuve universelle,
- Four à moufle, à régulateur incorpore,
- Appareil de distillation d'eau,
- Appareil de mesure de la DBO5 (Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours).

IV.2.2.4 Analyses spécifiques des eaux

a) Taux de pH

Principe

Le pH ou le potentiel d'hydrogène est en relation avec la concentration des ions hydrogène H^+ présents dans l'eau ou les solutions.

La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (Calomel-KCl saturé) plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci.

Selon la loi de NERNST, le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

$$pH = - \log [H^+]$$

b) Température

Principe

La température influence sur de nombreux processus chimiques et physiques, telle la solubilité des gaz dans l'eau (oxygène dissous, gaz carbonique, etc...), le pH, la conductivité électrique, les vitesses de réactions chimiques et biochimiques, et la vitesse de sédimentation. Il est donc nécessaire de mentionner la température de l'échantillon au lieu de prélèvement, et la température à laquelle certaines mesures et actions chimiques sont effectuées.

Le but est de déterminer la température de l'air, d'un échantillon d'eau ou de boue.

Mode opératoire

1. Plonger le thermomètre dans l'eau ou la boue jusqu'au niveau de lecture et laisser la température se stabiliser ;
2. Effectuer la lecture et la reporter sur le protocole d'analyse.

c) Conductivité

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique.

L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m). La conductivité électrique d'une eau s'exprime généralement en micro siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

La relation entre la résistivité et la conductivité est la suivante :

$$\text{Résistivité } (\Omega.\text{cm}) = \frac{1000000}{\text{Conductivité } (\mu\text{S}/\text{cm})}$$



Figure 10. Appareil multiparamètres servant de mesurer la température, le pH, et la conductivité (Cliché Fofana, 2024)

d) Oxygène dissous

Mode Opérateur

Effectuer le dosage sur l'eau à analyser en se conformant aux instructions du fabricant de l'appareil.

Après avoir plongé la sonde dans l'échantillon, lui laisser le temps nécessaire pour atteindre la température de l'eau, et fournir une réponse stable suivant la nature de l'appareil



Figure 11. Oxymètre (Cliché Fofana, 2024)

e) Matière en suspension

Mode opératoire

- . Laver un disque filtrant placé sur l'équipement de filtration à l'aide d'eau distillée. Le sécher à 105 °C, laisser refroidir en dessiccateur, et peser à 0.1 mg près ;
- . Placer le filtre dans l'équipement de filtration et mettre en marche le dispositif d'aspiration ou de pression. Verser progressivement l'échantillon sur le filtre jusqu'à ce que le récipient soit vidé, le volume filtré doit :
 - Être d'au moins 100 ml,
 - Permettre d'obtenir une masse de matières retenue sur le filtre au moins égale à 1 mg par centimètre carré de surface filtrante. Toutefois, dans le cas des eaux contenant peu de matières en suspension, cette deuxième condition peut ne pas être satisfaite, à condition que le volume filtré soit alors d'au moins de 500 ml.

. Rincer le récipient ayant contenu l'échantillon avec 10 ml environ d'eau distillée et faire passer les eaux de lavage sur le filtre ;

. Laisser essorer et sécher le filtre à 105 °C, laisser refroidir en dessiccateur, et peser à 0.1 mg près si le résidu est inférieur à 20 mg, ou à 0.5 mg près si le résidu est supérieur à 20 mg. Recommencer les opérations de séchage, de refroidissement, et de pesée jusqu'à ce que la différence entre deux pesées successives n'excède pas 0.1 ou 0.5 mg.

Expression des résultats

Soient :

V : le volume, en millilitres, d'échantillon mis en jeu (ce volume peut être déterminé soit à l'aide d'un récipient jaugé, soit par pesée).

M0 : la masse, en milligrammes, du disque filtrant avant utilisation.

M1 : la masse, en milligrammes, du disque filtrant après utilisation.

Le taux de matières en suspension, exprimé en milligrammes par litre, est donné par l'expression :

$$\text{MES} = \frac{(M1 - M0) \times 1000}{V} \quad (\text{Mg/l})$$

(Matière en Suspension)

$$\text{MES totales (mg/l)} = (P2 - P1) * 1000 / V.$$

P1 : Poids de la capsule + membrane vide.

P2 : Poids de la capsule + membrane pleine après séchage à 105°C.

V : Volume d'eau utilisée.



Balance de precision



Pompe à vide

Figure .12 : Equipement de mesure des MES

Mode opératoire

Prise d'essai

Elle dépend de la charge de l'échantillon, celle-ci dépend de l'origine de l'échantillon industrielle ou urbaine, de la couleur, de l'odeur, et de la charge en matière en suspension.

Sélection du volume d'échantillons

Estimer la valeur de DBO5 80% ou 50 % de la valeur de DCO selon la nature de l'échantillon.

Vérifier la plage de mesure correspondante dans le tableau ci-dessous et calculer les valeurs correctes pour le volume de l'échantillon et le facteur.

Tableau XI. Plage de mesure de la DBO5

Volume de l'échantillon (ml)	Plage de mesure (mg/l)	Facteur
432	0 - 40	1
365	0 - 80	2
250	0 - 200	5
164	0 - 400	10
97	0 - 800	20
43,5	0 - 2000	50
22,7	0 - 4000	100

Source : Guide Station de Sidi Ali Lebhar .

Remarque

Avec une plage de mesure supérieur à 2000 mg/l, il est recommandé de prédiluer. Des plages de mesure trop larges entraîneraient des résultats inexploitable.

Figure.13 : Equipement DBO5.



f) Dosage de phosphore total***Principe***

Le dosage du phosphore total dans l'eau brute et épurée (concentration allant de 0,00 à 3,50 mg/l) est effectué par la méthode PhosVer 3 avec digestion au persulfate. Cette méthode permet de quantifier les ions phosphate (PO_4^{3-}).

Mode opératoire***Réglage de l'instrument :***

Régler le programme du spectrophotomètre à 535, avec une longueur d'onde de 890 nm.

Préparation du blanc :

- . Prendre 2 ml d'eau désionisée dans un tube de phosphore total ;
- . Ajouter 2 ml d'acide sulfurique (1N) dans le tube ;
- . Ajouter une pochette de réactif persulfate de potassium et agiter le mélange.

Préparation de l'échantillon :

- . Prendre 2 ml d'eau brute ou épurée dans un autre tube de phosphore total ;
- . Ajouter 2 ml d'acide sulfurique (1N) dans le tube ;
- . Ajouter deux pochettes de réactif persulfate de potassium et agiter le mélange.

Digestion :

Placer les tubes (blanc et échantillon) dans une étuve à 105°C pendant 30 minutes.

Post-digestion :

- . Après le chauffage, laisser les tubes refroidir à température ambiante ;
- . Ajouter 2 ml d'hydroxyde de sodium (NaOH) dans chaque tube ;
- . Ajouter trois pochettes de réactif PhosVer 3 ;
- . Appuyer sur le bouton Shift5 du spectrophotomètre et laisser reposer les tubes pendant 2 minutes.

Lecture :

Mesurer l'absorbance des solutions à l'aide du spectrophotomètre réglé sur 890 nm. Cette procédure permet de déterminer la concentration en phosphore total dans les échantillons d'eau en comparant les mesures d'absorbance obtenues avec une courbe d'étalonnage appropriée.

g) Dosage d'azote total

Principe

Le dosage de l'azote total (N) dans l'eau brute et épurée (concentration allant de 0,00 à 25 mg/l) est réalisé par la méthode de digestion TNT ou au persulfate. Cette méthode permet de quantifier l'azote total présent dans l'échantillon d'eau.

Mode opératoire*Réglage de l'instrument :*

Régler le programme du spectrophotomètre à 350, avec une longueur d'onde de 410 nm.

Préparation du blanc :

- . Prendre 2 ml d'eau désionisée dans un tube d'hydroxyde d'azote total ;
- . Ajouter une pochette de réactif persulfate et agiter le mélange.

Préparation de l'échantillon :

- . Prendre 2 ml d'eau brute ou épurée dans un autre tube d'hydroxyde d'azote total ;
- . Ajouter deux pochettes de réactif persulfate et agiter le mélange.

Digestion :

Placer les tubes (blanc et échantillon) dans une étuve à 105 °C pendant 30 minutes.

Post-digestion :

- . Après le chauffage, laisser les tubes refroidir à température ambiante ;
- . Ajouter le réactif NTA, agiter, puis appuyer sur Shift5 pendant 3 minutes ;
- . Ajouter le réactif NTB, agiter, puis appuyer sur Shift5 pendant 2 minutes.

Préparation finale :

- . Prélever 2 ml de la solution de chaque tube et les ajouter dans 3 tubes contenant le réactif NTC ;
- . Agiter les mélanges et appuyer sur Shift5 pendant 5 minutes.

Lecture :

Mesurer l'absorbance des solutions à l'aide du spectrophotomètre réglé sur 410 nm. Cette procédure permet de déterminer la concentration en azote total dans les échantillons d'eau en comparant les mesures d'absorbance obtenues avec une courbe d'étalonnage appropriée.

h) Dosage de Nitrite**Principe**

Le dosage des nitrites consiste à mesurer la quantité de nitrite (NO_2^-) présente dans l'eau brute et épurée. La plage de concentration des nitrites dans cette eau se situe entre 0,00 et 0,30 mg/L.

La méthode repose sur une réaction colorimétrique qui est ensuite mesurée par spectrophotométrie.

Mode opératoire

Préparation de l'instrumentation :

- . Régler le programme de l'appareil à 371 ;
- . Régler la longueur d'onde du spectrophotomètre à 507 nm.

Préparation des échantillons :

Préparer un blanc en prenant 10 ml d'un échantillon sans ajout de réactif.

Echantillon :

- . Prendre 10 ml d'eau brute ou épurée ;
- . Ajouter 2 pochettes de réactif NitriVer 3 ;
- . Agiter vigoureusement le mélange.

Réaction et mesure :

Après avoir agité le mélange, attendre 20 minutes. Pendant cette période, appuyer sur la touche Shift5 (cela peut être une instruction spécifique à l'appareil pour amorcer le chronomètre ou une fonctionnalité spécifique). Après les 20 minutes, mesurer l'absorbance sur le spectrophotomètre.

Remarque :

La présence de nitrites dans l'échantillon se manifeste par une coloration rose de la solution. Cette coloration est due à la réaction spécifique entre les nitrites et le réactif NitriVer 3, formant un complexe coloré dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

i) Dosage de Nitrate

Principe

Le dosage des nitrates consiste à mesurer la quantité de nitrate (NO_3^-) présente dans l'eau brute et épurée. La plage de concentration des nitrates dans cette eau se situe entre 0,00 et 4,5 mg/L.

La méthode repose sur une réaction colorimétrique qui est ensuite mesurée par spectrophotométrie.

Mode opératoire

Préparation de l'instrumentation :

- . Régler le programme de l'appareil à 353 ;
- . Régler la longueur d'onde du spectrophotomètre à 400 nm.

Préparation des échantillons :

Préparer un blanc en prenant 25 ml d'eau désionisée.

Échantillon :

- . Prendre 25 ml d'eau brute ou épurée ;
- . Ajouter 2 pochettes de réactif NitraVer5 ;
- . Agiter vigoureusement le mélange.

Réaction et mesure :

- . Après avoir agité le mélange, appuyer sur la touche Shift5 et attendre 10 minutes ;
- . Appuyer à nouveau sur Shift5 et attendre 5 minutes supplémentaires ;
- . Après ce délai, mesurer l'absorbance sur le spectrophotomètre.

Cette méthode permet de déterminer la concentration de nitrates dans l'eau, qui est un indicateur important de la qualité de l'eau, particulièrement pour évaluer la pollution par les nitrates, souvent issus de l'agriculture et des déchets industriels.

j) Dosage d'Azote Ammoniacal (NH_4^+)**Principe**

Le dosage de l'azote ammoniacal consiste à mesurer la quantité de N- NH_3 présente dans l'eau brute et épurée. La plage de concentration de l'azote ammoniacal dans cette eau se situe entre 0,00 et 0,80 mg/L. La méthode repose sur une réaction colorimétrique qui est ensuite mesurée par spectrophotométrie.

Mode opératoire

Préparation de l'instrumentation :

- . Régler le programme de l'appareil à 385 ;
- . Régler la longueur d'onde du spectrophotomètre à 655 nm.

Préparation des échantillons :

- Blanc

- . Prendre 10 ml d'eau désionisée ;
- . Ajouter une pochette de réactif de Salicylate ;
- . Ajouter une pochette de réactif de cyanurate.

- Échantillon

- . Prendre 10 ml d'eau brute ou épurée ;
- . Ajouter une pochette de réactif de Salicylate ;
- . Agiter le mélange et appuyer sur Shift5, puis attendre 3 minutes ;
- . Ajouter une pochette de réactif de cyanurate ;
- . Agiter le mélange et appuyer sur Shift5, puis attendre 15 minutes.

Mesure par spectrophotométrie :

Après les 15 minutes, mesurer l'absorbance sur le spectrophotomètre.

Remarque :

La présence d'ammoniac dans l'échantillon se manifeste par une coloration verte de la solution. Cette coloration est due à la réaction spécifique entre l'azote ammoniacal et les réactifs de salicylate et de cyanurate, formant un complexe coloré dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en azote ammoniacal.

V. RÉSULTATS ET DISCUSSION

V.1 Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Bejaia

Le **tableau XI** nous renseigne sur les valeurs mensuelles moyennes de 5 paramètres analysés d'ordinaire dans l'installation d'épuration de Béjaia Ils concernent le pH, la température (°C), l'oxygène dissous (mg/l), la conductivité électrique (µS/cm), les matières en suspension (mg/l), et la demande biochimique en oxygène (mg/l). Les prélèvements et les analyses sont faits sur l'eau brute (entrée de la station) et épurée (sortie de la station) entre les mois de juillet et novembre 2023.

Tableau XI. Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Bejaia

(-) : Absence de données

	Juillet		Août		Septembre		Octobre		Novembre	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
pH	7,59	7,81	7,73	7,91	8,02	7,83	7,93	7,94	8,02	8,13
T	27,1	27,38	27,3	26,85	25,9	25,1	25,9	24,01	22	19,74
O₂	1,07	2,88	1,69	4,62	1,35	3,92	1,17	3,66	1,19	7,71
CE	2155	2287	2204	2220	2230	2336	2484	2494	2293	2455
MES	476	64	444	60	940	40	410	50,4	401	23,8
DBO5	529	177,55	484,5	114,5	-	-	426	68,33	-	-

V.1.1 Valeurs moyennes de pH

Le pH demeure un paramètre important à prendre en considération lors du traitement des eaux usées. Ainsi, le pH joue un rôle important dans l'épuration biologique d'un effluent et dans la prospérité des microorganismes responsables du traitement biologique ainsi que leur métabolisme. Par exemple, la nitrification est optimale que lorsque le pH est compris entre 7,5 et 9.

La station d'épuration de Bejaia maintient généralement le pH des eaux usées dans une plage relativement stable, oscillant entre 7,59 et 8,02 à l'entrée et entre 7,81 et 8,13 à la sortie. En moyenne, le pH à la sortie est légèrement plus élevé que celui à l'entrée, passant de 7,85 à 7,92, ce qui pourrait indiquer un processus efficace de traitement des eaux usées.

Dans une étude précédente, des analyses faites sur des échantillons d'eau prélevés dans cette même installation d'épuration révélaient des eaux épurées légèrement alcalins. Effectivement, le pH à la sortie de la station ballottait entre 7,02 et 7,49, et se situe dès lors, dans la plage acceptable de 6,5 à 8,5 (**Belarbia et al., 2015**).

V.1.2 Température moyenne dans l'eau

La température des eaux brutes varie entre 22 et 27,1 °C, avec une moyenne mensuelle de 25,64 °C. En revanche, la température des eaux épurées fluctue entre 19,74 et 27,38 degrés Celsius, avec une moyenne mensuelle de 24,61°C. Ces données suggèrent que le processus de traitement réduit légèrement la température des eaux par rapport aux eaux brutes, bien que la variation reste relativement proche entre les deux.

Dans l'étude de **Belarbia et al. (2015)**, la température moyenne des effluents a été légèrement inférieure à l'entrée, et a été comprise entre 15 et 25 °C, incombant le phénomène de diffusion thermique qu'un procédé de traitement.

V.1.3 Oxygène dissous dans l'eau

Les données indiquent une augmentation significative des niveaux d'oxygène dissous dans les eaux épurées par rapport aux eaux brutes. Les valeurs moyennes de l'oxygène dissous dans les eaux brutes varient entre 1,07 et 1,69 mg/l, avec une moyenne de 1,29 mg/l, tandis que les valeurs moyennes mensuelles pour les eaux épurées varient entre 2,88 et 7,71 mg/l, avec une moyenne de 4,55 mg/l. Cette augmentation suggère que le processus de traitement a été efficace pour améliorer la qualité de l'eau en augmentant les niveaux d'oxygène dissous, ce qui est bénéfique pour la vie aquatique et la santé globale de l'écosystème.

Les taux d'oxygène dissous dans les effluents sont communs pour nos stations de traitement. L'augmentation de la concentration d'O₂ à l'issue des traitements a été constaté dans les stations d'Akbou et d'Azazga (**Baleh, 2004 ; Touati, 2012**).

V.1.4 Conductivité électrique de l'eau

La conductivité électrique des eaux épurées est légèrement plus élevée que celle des eaux brutes. Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de la conductivité thermique varient entre 2155 et 2484 microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$), avec une moyenne de 2237,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En revanche, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 2220 et 2494 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de 2358,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette augmentation de la conductivité peut être due aux substances dissoutes dans l'eau pendant le processus de traitement, ce qui est courant dans les stations d'épuration des eaux usées. Cependant, ces niveaux restent dans des plages acceptables et indiquent un traitement efficace des eaux.

V.1.5 Matières en suspension dans l'eau

Les données indiquent une nette réduction des matières en suspension dans les eaux épurées par rapport aux eaux brutes. Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de matières en suspension varient entre 401 et 940, avec une moyenne de 534,2. En revanche, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 23,8 et 64, avec une moyenne de 47,64. Cette diminution significative des matières en suspension dans les eaux épurées témoigne de l'efficacité du processus de traitement pour éliminer les particules et les impuretés, contribuant ainsi à améliorer la qualité globale de l'eau traitée.

L'élimination des MES a été aussi efficace dans les stations d'épuration d'Akbou et Aknoun. Les moyennes hebdomadaires de MES dans les eaux épurées étaient de 21,4 et 31,12, respectivement (**Gaid, 1984 ; Touati, 2012**).

V.1.6 Demande biochimique en oxygène (DBO5)

Les données montrent des demandes biochimiques en oxygène (DBO5) moins significatives dans les eaux épurées. Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de DBO5 varient entre 426 et 529, avec une moyenne de 479,83. En revanche, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 68,3 et 177,5, avec une moyenne de 120,11. Les traitements mis en place dans la station d'épuration des eaux usées de Bejaia réduisent nettement la charge organique dans l'eau et contribue ainsi à améliorer la qualité de l'eau traitée et à protéger l'environnement récepteur.

V.2 Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Sidi Ali Lebhar

Les données mensuelles relevant des paramètres indicateurs du fonctionnement épuratoire de la STEP de Sidi Ali Lebhar figurent sur le **tableau XII**. Les prélèvements et les analyses sont faits sur l'eau brute et épurée entre les mois d'octobre et de décembre 2023 et de janvier et février 2024.

Tableau XII. Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Sidi Ali Lebhar

(-) : Absence de données

	Octobre		Novembre		Decembre		Janvier		Fevrier	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
pH	7,59	7,68	7,66	7,78	7,75	7,80	7,74	7,60	7,76	7,63
T	25,15	25,13	21,39	21,01	18,20	17,73	17,34	17,2	17,43	17,32
O ₂	0,19	6,46	0,21	6,48	0,89	6,91	0,33	7,85	0,74	7,42
CE	3539,04	3386,06	3583,33	3484,37	2554,8	2362,52	3442	3250	3234,21	3150,66
MES	620,50	64,42	575,24	51,11	415,06	23,64	431	10,6	516,5	19,64
DBO5	496	56	406,66	41,66	304	22,4	290	7	456	16
NH ₄ -N	83,75	50,53	78,74	0	-	-	-	-	-	-

V.2.1 Valeurs moyennes de pH

La station d'épuration de Sidi Ali Lebhar maintient généralement le pH des eaux usées dans une plage relativement stable, oscillant entre 7,59 et 7,76 à l'entrée et entre 7,60 et 7,80 à la sortie. Cependant, il y a une légère baisse de pH en moyenne à la sortie par rapport à l'entrée, passant de 7,7 à 7,69, ce qui pourrait indiquer une légère acidification ou un processus de traitement des eaux usées.

V.2.2 Température moyenne dans l'eau

La température des eaux brutes fluctue entre 17,34 et 25,15 °C, avec une moyenne mensuelle de 19,92 degrés Celsius. En revanche, la température des eaux épurées varie entre 17,2 et 25,13 °C, avec une moyenne mensuelle de 25,16 °C. Ces variations pourraient être dues à différents facteurs, tels que les conditions météorologiques, les saisons ou les processus de traitement spécifiques appliqués dans la station d'épuration.

V.2.3 Oxygène dissous dans l'eau

Les valeurs moyennes de l'oxygène dissous dans les eaux brutes varient entre 0,19 et 0,89 mg/l, avec une moyenne de 0,47 mg/l, tandis que les valeurs moyennes mensuelles pour les eaux épurées varient entre 6,46 et 7,85 mg/l, avec une moyenne de 7,02 mg/l. Cette augmentation substantielle de l'oxygène dissous dans les eaux épurées indique que le processus de traitement a été efficace pour améliorer la qualité de l'eau en augmentant les niveaux d'oxygène dissous. Cela peut être crucial pour soutenir la vie aquatique dans les cours d'eau récepteurs.

V.2.4 Conductivité électrique de l'eau

Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de la conductivité thermique varient entre 2554,8 et 3539,04 microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$), avec une moyenne de 3270,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Par ailleurs, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 2362,5 et 3484,37 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de 3126,72 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Communément, l'élimination de certaines substances dissoutes pendant le processus de traitement pourrait expliquer la diminution de la conductivité dans les eaux épurées. Ces résultats révèlent que le traitement des eaux réduit réellement la conductivité électrique.

Le passage des effluents urbains dans les STEP de Tazmalt et Khemis Miliana abaisse considérablement la conductivité électrique (ENHYD, 2004 ; Rouabah, 2008).

La conductivité électrique de l'eau exerce une influence critique sur la vie aquatique. Les différents organismes qui habitent un cours d'eau sont capables de tolérer un certain niveau de conductivité, mais des changements importants entraînent des changements dans l'abondance

et la diversité dans le biote aquatique (les populations des poissons et de macroinvertébrés). Certaines études indiquent qu'il existe une limite critique de conductivité électrique où, au-dessus de 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un changement se produit dans les taxons de macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau. Une augmentation du gradient de la conductivité dans les milieux naturels peut diminuer la probabilité d'occurrence de certains groupes de macroinvertébrés tels que les *Tipulidae* (Diptère) et les *Leptophlebiidae* (Éphéméroptère), tandis que d'autres groupes tels que Copépode (Crustacé) et *Hydraenidae* (Coléoptère) peuvent montrer une tendance à la hausse. Dans le cas des poissons, les modifications de la conductivité électrique (augmentation), ainsi que les modifications du niveau de l'eau, sont décisives pour la reproduction de certains poissons, établissant que les deux facteurs agissent comme des déclencheurs de la maturation, de l'ovulation et frai de l'espèce (Aknaf *et al.*, 2015).

V.2.5 Matières en suspension dans l'eau

Les données révèlent une diminution claire des matières en suspension lorsqu'on met en regard les eaux épurées aux eaux brutes. Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de matières en suspension varient entre 415,06 et 620,50, avec une moyenne de 511,66. En revanche, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 19,64 et 64,42, avec une moyenne de 33,88. La réduction marquante des matières en suspension et des impuretés dans l'eau est due aux procédés de traitement mis en place dans la STEP de Sidi Ali Lebhar.

V.2.6 Demande biochimique en oxygène (DBO5)

Les valeurs moyennes mensuelles de DBO varient entre 290 et 496, avec une moyenne de 390,93 pour les eaux brutes. Des valeurs de DBO nettement élevées par rapport aux eaux épurées, où les valeurs moyennes mensuelles de DBO varient entre 7 et 56, avec une moyenne de 28,61. Cette diminution substantielle de la DBO dans les eaux épurées indique une efficacité notable du processus de traitement pour réduire la charge organique dans l'eau, contribuant ainsi à améliorer la qualité de l'eau traitée et à protéger l'écosystème récepteur.

La DBO est une mesure indirecte de la matière organique biodégradable dans l'eau, et de ce fait, un paramètre physico-chimique qui permet la détection de cette matière polluante. De la même façon, dans l'étude de **Labbaci et Boumenkar (2019)**, portant sur l'analyse des anomalies et redimensionnement de la STEP de Skikda, les valeurs de DBO5 définies sur de périodes moyennes de temps se situaient dans les normes. Tout autrement, les valeurs de DBO5 étaient hors des normes lors d'une étude des performances épuratoires de la STEP de Maghnia (Tlemcen) effectuée en 2015 (**Benelmouaz, 2015**).

V.2.7 Charge de l'azote ammoniacal dans l'eau (NH₄-N)

Les valeurs de l'azote ammoniacal dans la STEP de Sidi Ali Lebhar indiquent une concentration élevée et relativement non stable dans les eaux usées non traitées, traduisant une charge importante de pollution en NH₄⁺ à l'entrée de la station.

Contre les fluctuations mensuelles des concentrations de NH₄⁺ dans les eaux brutes, la performance de la STEP n'est pas toujours stable, avec des valeurs de sortie de 0 à 50,53 mg/l.

Cette instabilité peut être préoccupante, car, elle implique que la station ne parvient pas toujours à maintenir une qualité de traitement constante, ce qui serait non conforme avec les normes de rejet et la protection de l'environnement (**Choo-Kun et al., 2014**).

L'ammonium est lui-même peu toxique mais il peut provoquer plusieurs problèmes tels que la corrosion des conduites la reviviscence bactérienne à l'intérieur de celles-ci, la diminution de l'efficacité du traitement au chlore et le développement de microorganismes responsables de saveurs et d'odeurs désagréables (**Zhang et al., 2015**).

Au niveau du milieu naturel, sur les plantes, cela entraîne un déséquilibre dans leur alimentation et augmente leur fragilité vis-à-vis d'autres facteurs secondaires de stress. Suivant les caractéristiques physico-chimiques des sols et des eaux cela peut déboucher, soit sur un enrichissement en azote, soit sur une acidification avec disparition de la faune et de la flore dans les cas extrêmes (**Esteban et al., 2016**).

V.3 Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Souk El Tenine

Les moyennes mensuelles du pH, température, O₂, CE, MES, et DBO₅ mesurés à l'entrée et la sortie de la station de Souk El Tenine sont représentées dans le **tableau XIII**. Les prélèvements et les analyses sont faits sur l'eau brute et épurée entre les mois de juillet et novembre 2023.

Tableau XIII. Valeurs moyennes mensuelles des paramètres indicateurs de pollution et de performance épuratoire de la STEP de Souk El Tenine

(-) : Absence de données

	Juillet		Août		Septembre		Octobre		Novembre	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
pH	7,65	7,66	7,34	7,28	7,79	7,72	7,37	7,32	7,93	7,72
T	25	27,20	30,54	29,36	26,50	26,60	23,4	22,65	21	20
O₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CE	1638	1662	2045	1678	1542	1606	1789	1677	692	646
MES	235	14	285	12	184	6	232	4	156	8
DBO5	280	10	320	8	220	11	210	8	-	-
NH₄-N	26	0,31	30,52	0,71	27	0,89	29	0,91	-	-

V.3.1 Valeurs moyennes de pH

La station d'épuration de Souk El Tenine montre des variations légèrement significatives du pH des eaux usées au fil du temps. À l'entrée, le pH varie entre 7,34 et 7,93, avec une moyenne de 7,61, tandis qu'à la sortie, il varie entre 7,28 et 7,72, avec une moyenne de 7,54. Cela suggère que le traitement des eaux usées est un peu moins stable, avec une légère baisse du pH à la sortie par rapport à l'entrée. Il pourrait être nécessaire de surveiller de près le processus de traitement pour garantir des performances optimales.

V.3.2 Température moyenne dans l'eau

La température des eaux brutes varie entre 21 et 30,54 °C, avec une moyenne mensuelle de 25,28 °C. En revanche, la température des eaux épurées fluctue entre 20 et 29,36 °C, avec une moyenne mensuelle de 25,16 °C. Ces données montrent une légère variation dans les températures des eaux traitées par rapport aux eaux brutes, ce qui peut être attribuable aux processus de traitement thermique ou aux conditions environnementales.

V.3.3 Conductivité électrique de l'eau

La conductivité électrique des eaux épurées est généralement inférieure à celle des eaux brutes. Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de la conductivité thermique varient entre 692 et 2045 microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$), avec une moyenne de 1541,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En revanche, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 646 et 1678 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de 1453,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette réduction de la conductivité peut être attribuée au processus de traitement qui élimine les substances dissoutes dans l'eau, réduisant ainsi sa capacité à conduire l'électricité. Globalement, ces résultats suggèrent que le traitement des eaux est efficace pour améliorer la qualité de l'eau en réduisant sa conductivité électrique.

V.3.4 Matières en suspension dans l'eau

Les données impliquent une réduction significative des matières en suspension dans les eaux épurées comparées aux eaux brutes. Pour les eaux brutes, les valeurs moyennes mensuelles de matières en suspension varient entre 156 et 285, avec une moyenne de 218,4. D'autre part, pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient entre 4 et 14, avec une moyenne de 8,8. Cette diminution notable des matières en suspension traduit un processus de traitement des eaux usées remarquablement efficace au niveau de la STEP de Souk El Tenine.

V.3.5 Demande biochimique en oxygène (DBO5)

Les valeurs moyennes mensuelles de DBO5 des eaux brutes varient de 210 à 320 mg/l avec une moyenne de 257,5 mg/l, et pour les eaux épurées, les valeurs moyennes mensuelles varient de 8 à 11 mg/l avec une moyenne 9,25 mg/l. Cela indique que les eaux résiduaires trop chargées en matières organiques seront complètement épurées, de fait, d'une activité microbienne plus intense. Ici, la teneur de DBO5 reste inférieure à la norme de rejet (<30 mg/l O_2/l).

V.3.6 Charge de l'azote ammoniacal dans l'eau (NH₄-N)

En dépit des fluctuations mensuelles des concentrations des NH₄⁺ dans les eaux brutes, la STEP de Souk El Tenine maintient une performance et un fonctionnement stable, avec des valeurs de sortie toujours en dessous de 1 mg/l. Cette constance est essentielle pour garantir le respect des normes de qualité de l'eau et minimiser l'impact environnemental. Les faibles concentrations d'azote ammoniacal dans les eaux de sortie (moyenne de 0,70 mg/l) sont positives pour l'environnement. En effet, cela réduit le risque d'eutrophisation des plans d'eau récepteurs, et contribue à une meilleure qualité de l'eau ; l'eau rejetée est conforme aux réglementations environnementales et protège les écosystèmes aquatiques.

La charge des effluents en ammonium est devenue moins accrue à l'issue des traitements dans la station d'épuration de Reghaia. Oscillant entre 0,2 et 0,4 mg/l dans l'eau de sortie, les traitements dans la STEP extraient les charges imposantes de l'azote ammoniacal des eaux usées urbaines (**Abderrahim, 2015**).

CONCLUSION

Conclusion

La gestion des eaux résiduaires est un élément important de la préservation de l'environnement et de la santé publique. Effectivement, le traitement des eaux résiduaires permet non seulement la protection des ressources en eau et la biodiversité, mais aussi de récupérer des ressources et de promouvoir la santé publique.

Le traitement efficace des eaux usées qui parviennent aux stations d'épuration est de cela crucial avant de retourner dans les milieux récepteurs.

Tout de même, l'efficacité des traitements épuratoires est quelquefois discutée, et est, essentiellement évaluée par la charge et la composition physico-chimique de l'eau à la sortie de la station.

Pour s'apercevoir des performances et du niveau épuratoires des stations de traitement des eaux usées urbaines affectées aux communautés de Bejaia, nous avons analysé les données de 3 STEP (Bejaia, Sidi Ali Lebhar, Souk El Tenine) portant sur les paramètres indicateurs du fonctionnement et de la pollution de l'eau (pH, température, oxygène dissous, conductivité électrique, matières en suspension, demande biochimique en oxygène) sur la période allant du mois de juillet 2023 au mois de février 2024.

Nos résultats montrent les moyennes de valeurs qui oscillent sur des plages relativement acceptables :

- . Entre 7,28 et 8,13, pour le pH moyen dans les stations ;
- . Entre 17,2 et 29,36 °C, pour la température moyenne de l'eau à la sortie des stations ;
- . Entre 2,88 et 7,85 mg/l , pour le taux moyen d'oxygène dissous dans l'eau ;
- . Entre 646 et 3484,37 µS/cm, pour la conductivité électrique moyenne de l'eau traitée ;
- . Entre 4 et 64,42, pour les valeurs moyennes des matières en suspension (impuretés) dans l'eau ;
- . Entre 7 et 177,5 mg/l, pour la demande biochimique en oxygène dans l'eau ;
- . Entre 0 et 50,53 mg/l, pour la charge moyenne en ammonium (azote ammoniacal) dans les eaux épurées.

Les résultats de l'étude suggèrent un niveau d'épuration et de performance des STEP de Bejaia, de Sidi Ali Lebhar, et de Souk El Tenine plutôt acceptable. Et dès lors, l'absence du risque en aval du rejet des eaux traitées. Autrement, les procédés de traitement mis en place semblent fonctionner correctement et réellement pour décharger les effluents des différents éléments qui les composent à foison.

Nous résultats aurait été plus concluants et conforter l'évaluation du fonctionnement des STEP de Bejaia, si des prélèvements d'échantillons d'eau à la sortie ont été analysés dans nos laboratoires à l'Université en s'appuyant sur des techniques et des méthodes plus poussées.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., ... & Majumder, C. B. (2016). Revue critique des traitements des eaux usées textiles. Elsevier.
- Hao, T., Xiang, P., Mackey, H. R., Chi, K., Lu, H., & Chui, H. (2014). Revue des conversions biologiques du sulfate dans le traitement des eaux usées. Elsevier.
- Agunbiade, M. O., Pohl, C. H., & Ashafa, A. O. T. (2016). Revue de l'application des biofloculants dans le traitement des eaux usées. Polish Journal of Environmental ..., 2016. pjoes.com
- Lee, C. S., Robinson, J., & Chong, M. F. (2014). Revue sur l'application des flocculants dans le traitement des eaux usées. Process safety and environmental Elsevier.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., & Liang, S. (2015). Revue de la durabilité des zones humides construites pour le traitement des eaux usées : conception et exploitation.. Bioresource Elsevier.
- Rashid, R., Shafiq, I., Akhter, P., & Iqbal, M. J. (2021). Revue de pointe sur les techniques de traitement des eaux usées : l'efficacité de la méthode d'adsorption. ... Science and Pollution Springer.
- Oturan, M. A., & Aaron, J. J. (2014). Procédés d'oxydation avancés dans le traitement de l'eau/des eaux usées : principes et applications. Une revue. Critical reviews in environmental science Taylor & Francis.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Avantages et inconvénients des techniques utilisées pour le traitement des eaux usées. Environmental chemistry letters. Springer.
- ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). (2015). Analyse des risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux grises pour des usages domestiques. Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective, Edition scientifique, 144 p.
- Van Loosdrecht, M. C. M., & Brdjanovic, D. (2014). Anticiper le prochain siècle de traitement des eaux usées. Science. science.org
- Antonopoulou, G., Kirkou, A., & Stasinakis, A. S. (2013). Caractérisation quantitative et qualitative des eaux grises dans les ménages grecs et étude de leur traitement par des méthodes physico-chimiques. Science of the Total Environment, 454-455, 426-432.
- Singh, S., Kumar, V., Romero, R., Sharma, K., ... & al.(2019). Applications des nanoparticules dans le traitement des eaux usées. Springer.
- Bora, T., & Dutta, J. (2014). Applications de la nanotechnologie dans le traitement des eaux usées - un examen. Journal of nanoscience and nanotechnology -ingentaconnect.com.

- Beler Baykal, B., Kocaturk, N. P., Allar, A. D., & Sari, B. (2009). Effet de la charge initiale sur l'élimination de l'ammonium et du potassium de l'urine humaine séparée à la source via la clinoptilolite. *Water Science and Technology*, 60(10), 2515–2520.
- Beler-Baykal, B., Allar, A. D., Bayram, S. (2011). Récupération de l'azote à partir d'urine humaine séparée à la source à l'aide de clinoptilolite et résultats préliminaires de son utilisation comme engrais. . *Water Science and Technology*, 63(4), 811–817.
- Berndtsson, J. C. (2006). Expériences de mise en œuvre d'un système de séparation de l'urine : Objectifs, planification, réalité. *Building and Environment*, 41(4), 427–437.
- Herrero, M., & Stuckey, D. C. (2015). Bioaugmentation et son application dans le traitement des eaux usées : un examen. *Chemosphere -Elsevier*
- Samer, M. (2015). Procédés biologiques et chimiques de traitement des eaux usées. *Wastewater treatment engineering (books.Google.com)*.
- Blokker, E. J. M., Vreeburg, J. H. G., & van Dijk, J. C. (2010). Simulation de la demande en eau résidentielle à l'aide d'un modèle d'utilisation finale stochastique. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136(1), 19–26.
- Blume, S., & Winker, M. (2011). Trois années de fonctionnement du système de séparation de l'urine au siège de la GTZ en Allemagne : avis des utilisateurs et défis de maintenance. *Water Science and Technology*, 64(3), 579–586.
- Boutin, C., Héduit, A., & Helmer, J. M. (2009). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT). Rapport final, ONEMA, 100 p.
-
- Boyjoo, Y., Pareek, V. K., & Ang, M. (2013). Examen des caractéristiques des eaux grises et des processus de traitement. *Water Science and Technology*, 67(7), 1403–1424.
- Cauchi, A., & Vignoles, C. (2012). Comment réaliser un échantillonnage fiable des eaux usées brutes issues des maisons individuelles. *Eau Industrie et Nuisances*, 354, 84-89.
- Chaillou, K., Gérente, C., Andrès, Y., & Wolbert, D. (2011). Caractérisation des eaux grises de salle de bain et traitements potentiels pour la réutilisation]. *Water Air Soil Pollution*, 215, 31–42.
- Waclawek, S., Lutze, H. V., Grübel, K., Padil, V. V. T., ... & Macyk, W. (2017). Chimie des persulfates dans le traitement de l'eau et des eaux usées : Un examen. *Chemical Engineering - Elsevier*
- Bratby, J. (2016). Coagulation et floculation dans le traitement de l'eau et des eaux usées. *water and wastewater treatment.books.google.com*.
- Crini, G., Lichtfouse, E., & Wilson, L. D. (2019). Adsorbants conventionnels et non

conventionnels pour le traitement des eaux usées. Environmental Chemistry -Springer

- Zinicovscaia, I. (2016). Méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées. In Cyanobacteria for bioremediation of wastewaters -Springer
- Coquery, M., Pomies, M., Martin-Ruel, S., Budzinski, H., Miege, C., Esperanza, M., ... & Choubert, J.-M. (2011). Mesurer les micropolluants dans les eaux brutes et traitées. Techniques Sciences et Méthodes, 1/2, 25–43.
- Ma, D., Yi, H., Lai, C., Liu, X., Huo, X., An, Z., ... & Fu, Y. (2021). Examen critique des procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux usées organiques. Chemosphere - Elsevier .
- Zhang, Q. H., Yang, W. N., Ngo, H. H., Guo, W. S., & Jin, P. K. (2016). État actuel des stations de traitement des eaux usées urbaines en Chine. Chemosphere -Elsevier.
- David, P. L. (2013). Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains . Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Nantes.
- Decrey, L., Udert, K. M., Tilley, E., Pelson, B. M., & Kohn, T. (2011). Sort des indicateurs pathogènes du phage ΦX174 et des œufs d'*Ascaris suum* pendant la production d'engrais à la struvite à partir d'urine séparée à la source. Water Research. 45(16), 4960–4972.
- Christensen, M. L., Keiding, K., Nielsen, P. H., & Jørgensen, M. K. (2015). Déshydratation dans le traitement biologique des eaux usées : un examen. Water research -Elsevier.
- Donner, E., Eriksson, E., Revitt, D. M., Scholes, L., Holten-Lutzhof, H.-C., & Ledin, A. (2010). Présence et devenir des substances prioritaires dans les systèmes de traitement et de réutilisation des eaux grises domestiques . Science of the Total Environment, 408(12), 2444–2451.
- Dubois, V., & Boutin, C. (2014). Suivi in situ de l'ANC, méthodologie de détermination de la quantité et de la qualité des eaux usées brutes et des eaux usées traitées . Rapport final ONEMA, 23p.
- Donner, E., Ledin, A., & Eriksson, E. (2010). Présence de substances prioritaires et de produits de soins personnels sélectionnés dans une installation de traitement des eaux grises de salle de bain sur site. Water Science and Technology, 62(12), 2889–2898.
- Eawag. (2007, March). Mélanger ou ne pas mélanger ? Un examen plus approfondi de la séparation à la source de l'urine. Eawag News 63e, 36 p
- Eriksson, E., Andersen, H. R., Madsen, T. S., & Ledin, A. (2009). Variabilité et charges de pollution des eaux grises. Ecological Engineering, 3(5), 661–669.
- Etter, B. (2009). Optimisation des procédés de récupération de la struvite à faible coût. MSc thesis. EPFL: Swiss Federal Institute of Technology, Lausanne, Switzerland, 54 p.

- Etter, B., Tilley, E., Khadka, R., & Udert, K. M. (2011). Production de struvite à faible coût à partir d'urine séparée à la source au Népal. *Water Research*, 45(2), 852–862.
- Van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., & Lopez-Vazquez, C. M. (2016). Méthodes expérimentales dans le traitement des eaux usées. book.google.com.
- Riffat, R., & Husnain, T. (2022). Principes fondamentaux du traitement et de l'ingénierie des eaux usées]. Taylor & Francis.
- Ghaitidak, D. M., & Yadav, K. D. (2013). Caractéristiques et traitement des eaux grises - une revue. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2795–2809.
- Glossaire des termes techniques des eaux résiduaires, NF EN 16323, Mai 2014.
- Gorini, D., Choubert, J. M., Le Pimpec, P., & Héduit, A. (2010). Caractérisation et biodégradabilité des eaux résiduaires . *Techniques Sciences Méthodes*, 11, 65–82.
- Neoh, C. H., Noor, Z. Z., Mutamim, N. S. A., & Lim, C. K. (2016). Technologie verte dans les technologies de traitement des eaux usées : Intégration du bioréacteur à membrane avec divers systèmes de traitement des eaux usées .*Chemical Engineering Journal*, 306, 118–129. (Elsevier)
- Guedez, A. A., & Püttmann, G. (2014). Impression d'encre et recyclage du papier comme sources de TMDD dans les eaux usées et les rivières. *Science of the Total Environment*, 468–469, 671–676.
- Gulvas, H., Reich, M., & Otterpohl, R. (2011). Micropolluants organiques dans les eaux grises brutes et traitées : une enquête préliminaire. *Urban Water Journal*, 8(1), 29–39.
- Cheremisinoff, P. N. (2019). Manuel des technologies de traitement de l'eau et des eaux usées. Taylor & Francis.
- Ahmed, S. N., & Haider, W. (2018). Photocatalyse hétérogène et ses applications potentielles dans le traitement de l'eau et des eaux usées : une revue. *Nanotechnology*, 29(1), 012002. IOPscience.
- Hourlier, F., Masse, A., Jaouen, P., Lakel, A., Gerente, C., Faur, C., & Le Cloirec, P. (2010). Formulation d'eaux grises synthétiques comme outil d'évaluation des technologies de recyclage des eaux usées. *Environmental Technology*, 31(2), 215–232.
- Mohsenpour, S. F., Hennige, S., Willoughby, N., Stapleton, A., & Lester, S. (2021). Intégration des microalgues dans le traitement des eaux usées : Une revue. *Science of the Total Environment*, 774, 145740. Elsevier
- Toczyłowska-Mamińska, R. (2017). Limites et perspectives du traitement des eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers - Une revue. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 74, 1200–1222. Elsevier
- Liu, S., Butler, D., Memon, F. A., Makropoulos, C., Avery, L., & Jefferson, B. (2010). Impacts

- du temps de séjour pendant le stockage sur le potentiel d'économie d'eau pour le système de recyclage des eaux grises. *Water Research*, 44(1), 267–277.
- Zaidi, N. S., Sohaili, J., Muda, K., & Abdullah, M. H. (2014). Application de champ magnétique et son potentiel dans les systèmes de traitement de l'eau et des eaux usées. *Separation and Purification Technology*, 133, 214–228. Taylor & Francis.
 - Matos, C., Teixeira, C. A., Bento, R., Varajao, J. C., & Bentes, I. (2014). Une étude exploratoire sur l'influence des caractéristiques socio-démographiques sur les usages finaux de l'eau à l'intérieur des bâtiments. *Science of the Total Environment*, 466–467 : 467 – 474.
 - Matos, C., Teixeira, C. A., Duarte, A. A. L. S., & Bentes, I. (2013). Usages domestiques de l'eau : Caractérisation des cycles journaliers dans la région nord du Portugal. *Science of the Total Environment*, 458–460, 444–450.
 - Ezugbe, E. O., & Rathilal, S. (2020). Technologies membranaires dans le traitement des eaux usées : une revue. *Membranes*. MDPI
 - Wollmann, F., Dietze, S., & Ackermann, J. U. (2019). Traitement des eaux usées par microalgues : Approches biologiques et technologiques. *Engineering in Life Sciences*, 19(1), 4–17. Wiley Online Library.
 - Morrison, J., & Friedler, E. (2014). Examen critique des méthodes utilisées pour obtenir les schémas d'écoulement et les volumes d'eau domestique individuelle utilisée par les appareils. *Urban Water Journal*, 12(4), 1–16.
 - Muench von Elm, E., & Winker, M. (2011). Annexe 1 pour l'examen technologique des composants de séparation de l'urine. Liste mondiale des fournisseurs d'urinoirs sans eau. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.
 - Zhang, Y., Wu, B., Xu, H., Liu, H., Wang, M., He, Y., & Pan, B. (2016). Traitement de l'eau et des eaux usées grâce aux nanomatériaux]. *NanoImpact*, 5, 1–20. Elsevier.
 - Nguyen, K. A., Stewart, R. A., & Zhang, H. (2014). Un système expert autonome et intelligent pour la classification de l'utilisation finale de l'eau domestique. *Expert Systems with Applications*, 41(3), 342–356.
 - Jamaly, S., Giwa, A., & Hasan, S. W. (2015). Améliorations récentes du traitement des eaux usées huileuses : Progrès, défis et perspectives d'avenir. *Journal of Environmental Sciences - Elsevier*
 - Schaidler, L. A., Rodgers, K. M., ... [et al.] (2017). Revue des concentrations et de l'élimination des composés des eaux usées organiques dans les systèmes de traitement des eaux usées sur site. *Environmental science*. ACS publications
 - Revitt, D. M., Eriksson, E., & Donner, E. (2011). Les implications du traitement et de la réutilisation des eaux grises domestiques sur les flux d'eaux usées municipales et les charges en micropolluants. *Water Research*, 45(10), 1549-1560.

- Droste, R. L., & Gehr, R. L. (2018). *Théorie et pratique du traitement de l'eau et des eaux usées*. Google Books.
- Capodaglio, A. G., Callegari, A., Cecconet, D., ... et al. (2017). Durabilité des technologies décentralisées de traitement des eaux usées. Dans *Water practice & technology*. iwaponline.com
- Sarker, R. C., & Gato-Trinidad, S. (2015, juin). Développement d'un modèle de demande intégrant les usages finaux de l'eau (DMEUW) : Structure et processus d'intégration Vol. 71, No. 4, pp. 529-537
- Schurmann, B., Everding, W., Montag, D., & Pinnekamp, J. (2012, juin). Sort des produits pharmaceutiques et des bactéries dans l'urine stockée pendant la précipitation et le séchage de la struvite. *Water Science and Technology*. Vol. 65, No. 10, pp. 1774-1780
- Stricker, A. E., & Héduit, A. (2010). *Phosphore des eaux usées - État des lieux et perspectives Rapport final ONEMA*, 54p
- Toilettes Du Monde, Berne, B., 2010. *Toilettes sèches familiales – Etat de l'Art, Etat des Lieux dans Différents Pays et Propositions pour un Accompagnement en France*. F26- Nyons.
- Toilettes Du Monde, Berne, B., 2010. *Toilettes sèches familiales – Etat de l'Art, Etat des Lieux dans Différents Pays et Propositions pour un Accompagnement en France*. F26- Nyons.
- Towards energy neutral wastewater treatment: methodology and state of the art H Gao, YD Scherson, GF Wells - *Environmental science: Processes & ...*, 2014 - pubs.rsc.org
- Triger, A., 2012. *Procédé hybride cristallisation/séparation membranaire pour le traitement d'un fluide complexe (urine)*. Thèse de doctorat soutenue à l'université de Toulouse, 220 p.
- USDHHS (United States Department of Health and Human Services) "Household Products Database"; 2014. <http://householdproducts.nlm.nih.gov> (accès le 05/01/2016).
- Von, E., Winker, M., 2011. Appendix 1 for technology review of urine diversion components. Worldwide listing of suppliers for waterless urinals. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.
- Wastewater treatment & water reclamation AJ Englande Jr, P Krenkel, J Shamas - Reference module in earth ..., 2015 - ncbi.nlm.nih.gov
- Wastewater treatment and water reuse M Salgot, M Folch- *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2018 – Elsevier
- Wastewater treatment for carbon capture and utilization L Lu, JS Guest, CA Peters, X Zhu, GH Rau... - *Nature Sustainability*, 2018 - nature.com
- Wastewater treatment plants: planning, design, and operation SR Qasim - 2017 - taylorfrancis.com

- Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? FG Ación, C Gómez-Serrano... - Applied microbiology ..., 2016 - Springer
- Wastewater treatment: an overview G Crini, E Lichtfouse - ... adsorbents for pollutant removal: fundamentals and ..., 2018 - Springer
- Wastewater treatment: Concepts and design approach GL Karia, RA Christian, ND JARIWALA - 2023 - books.google.com
- Willis, R.M., Stewart, R.A., Giurco, D.P., Talebpour, M.R., Mousavinejad, A., 2013. End use water consumption in households: impact of socio-demographic factors and efficient devices. *Journal of Cleaner Production*, 60 : 107 - 115.
- Willis, R.M., Stewart, R.A., Giurco, D.P., Talebpour, M.R., Mousavinejad, A., 2013. End use water consumption in households: impact of socio-demographic factors and efficient devices. *Journal of Cleaner Production*, 60 : 107 - 115.
- Yu, Z.L.T., Rahardianto, A., DeShazo, J.R., Stenstrom, M.K., Cohen, Y., 2013. Critical Review: Regulatory Incentives and Impediments for Onsite Graywater Reuse in the United States. *Water Environment Research*, 85 (7) : 650 – 662.
- Yu, Z.L.T., Rahardianto, A., DeShazo, J.R., Stenstrom, M.K., Cohen, Y., 2013. Critical Review: Regulatory Incentives and Impediments for Onsite Graywater Reuse in the United States. *Water Environment Research*, 85 (7) : 650 – 662.

Résumé

Le traitement efficace des eaux usées qui parviennent aux stations d'épuration est crucial avant que l'eau se déverse dans l'environnement récepteurs. Tout de même, l'efficacité des traitements épuratoires est quelquefois discutée, et les polluants affluent quand même en aval des rejets. Pour s'apercevoir des performances et du niveau épuratoires des stations de traitement des eaux usées urbaines affectées aux communautés de Bejaia, nous avons analysé les données de 3 STEP (Bejaia, Sidi Ali Lebhar, Souk El Tenine) quant à 7 paramètres indicateurs de la qualité physico-chimique de l'eau à la sortie des stations (pH, température, oxygène dissous, conductivité électrique, matières en suspension, demande biochimique en oxygène, azote ammoniacal) sur la période allant du mois de juillet 2023 au mois de février 2024. Nos résultats montrent les moyennes de valeurs des paramètres indicateurs de la pollution de l'eau qui oscillent sur des plages relativement acceptables, suggérant plutôt le bon fonctionnement de ces STEP. Néanmoins, nos résultats auraient été confortés, si les analyses des paramètres indicateurs avaient été reproduites indépendamment sur des échantillons d'eau prélevés sur site sur une période de temps.

Mots-clés : eaux usées, STEP, assainissement, pollution, effluents, épuration, traitement

Abstract

Effective treatment of the wastewater that reaches treatment plants is crucial before the water is discharged into the receiving environment. However, the effectiveness of wastewater treatment is sometimes challenged, and pollutants still flow downstream. To gain an insight into the performance and purification levels of urban wastewater treatment plants assigned to the communities of Bejaia, we analyzed data from 3 treatment plants (Bejaia, Sidi Ali Lebhar, Souk El Tenine) for 7 indicators of the physico-chemical quality of water leaving the treatment plants (pH, temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, suspended solids, biochemical oxygen demand, ammoniacal nitrogen) over the period from July 2023 to February 2024. Our results show that the mean values of water pollution indicator fluctuate within relatively acceptable ranges, suggesting that these treatment plants are functioning properly. Nevertheless, our results would have been strengthened if the pollution indicators analyses had been reproduced independantly on water samples taken on site over a period of time.

Keywords: wastewater, WWTP, sanitation, pollution, effluents, purification, treatment

Annexe :

➤ **pH:**

Appareillage

- pH-mètre (**Fig. 10**)
- Électrode de PH combinée

Réactifs

- Solution tampon pH = 9.0
- Solution tampon pH = 7.0
- Solution tampon pH = 4.0

Mode Opérateur

1. Étalonnage de l'appareil ;
2. Allumer le pH-mètre ;
3. Rincer l'électrode avec de l'eau distillée et essuyer avec de papier absorbant ;
4. Prendre dans petit bécher, la solution tampon pH = 7,0 ;
5. Régler l'agitation à faible vitesse ;
6. Tremper l'électrode de pH dans la solution tampon pH = 7.0 ;
7. Laisser stabiliser un moment jusqu'à affichage du standard 2 ;
8. Enlever l'électrode et le rincer abondamment avec de l'eau distillée ;
9. Réétalonner de la même manière avec les solutions tampon pH = 4.0 et pH = 9.0
10. Rincer abondamment l'électrode avec l'eau distillée.

Dosage de l'échantillon

1. Prendre environ 100 ml de l'eau à analyser ;
2. Mettre dans un agitateur a faible vitesse ;
3. Tremper l'électrode dans le bécher ;
4. Laisser stabiliser un moment avec une faible vitesse d'agitation ;
5. Noter la valeur de pH.

Expression des résultats

Le résultat est donné directement en indiquant la température de l'eau en °C.

➤ **La température :**

Appareillage

La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre étalonné (**Fig. 10**).

➤ **Conductivité :**

Principe

Mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine (Pt) ou couvertes de noir de platine maintenue en parallèles.

Si R est la résistance de la colonne d'eau en ohms, S sa section en cm², et l sa longueur en cm.

La résistivité électrique en ohms-cm est :

$$P = R \frac{S}{l}$$

La conductivité électrique en S/cm est :

$$V = \frac{l}{P} \frac{l}{R} \frac{l}{S}$$

$\frac{l}{S}$ est appelé constante de l'élément de mesure.

Appareillage

La conductivité est mesurée à l'aide d'un conductimètre (**Fig. 10**).

Mode opératoire

1. D'une façon générale, opérer avec la verrerie rigoureusement propre et rincée avant usage, avec de l'eau distillée ;
2. Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner ;
3. Faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées ;
4. Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes.

Expression des résultats

Le résultat est donné directement en $\mu\text{S/cm}$ en indiquant la température de l'eau en $^{\circ}\text{C}$.

➤ **Oxygène dissout** :

Principe

Immersion d'une sonde, constituée d'une cellule fermée par une membrane sélective et contenant l'électrolyte, et deux électrodes métalliques dans l'eau à analyser. La membrane est pratiquement imperméable à l'eau et aux matières ioniques dissoutes. Mais elle est perméable à l'oxygène et à un certain nombre d'autres gaz.

Appareillage

L'oxymètre de laboratoire permet de mesurer l'oxygène de l'eau (**Fig. 11**).

Étalonnage

Étalonnage de l'appareil à une valeur proche de la saturation :

1. Faire barboter de l'air dans l'eau à température constante pour amener sa teneur en oxygène sinon à saturation du moins au voisinage de celle-ci. Laisser reposer environ 15 min à cette température et déterminer la concentration de l'oxygène dissous ;
2. Plonger la sonde dans un flacon complètement rempli d'un échantillon préparé ;
3. Comme décrit pour la solution d'étalonnage, laisser la sonde pendant 10 min dans la solution

agitée, pour permettre la stabilisation de la lecture et ajuster au besoin l'indication de l'appareil sur la concentration connue de l'échantillon.

utilisée et du résultat recherché. Contrôler au besoin la température de l'eau ou de pression atmosphérique.

Expression des résultats

La concentration de l'oxygène dissous dans l'eau est exprimée en milligrammes d'oxygène par litre.

➤ **Matière en Suspension (MES)** :

Principe

Séparation des matières en suspension par filtration sur disque filtrant en fibres de verre, séchage à 105 °c, et pesée.

Appareillage

Il s'agit du matériel courant de laboratoire, et notamment :

- . Des équipements de filtration sous vide ou sous pression (1 à 2 bars) ;
- . Des disques filtrants en fibres de verre (utiliser les disques filtrants que les fournisseurs recommandent pour cette détermination).

➤ **DBO** :

Principe

La demande biochimique en oxygène est un test qui se déroule à une température de 20 °C au sein d'un environnement contrôlé. La durée du test peut être de 5 jours ,7 jours ou jusqu'à 90 jours, selon l'analyse et le protocole.

Cet essai mesure la quantité d'oxygène consommée par les bactéries pour l'oxydation des matières organiques dans un échantillon d'eau.

Cette mesure est l'analyse couramment utilisée pour mesurer la charge polluante dans les stations d'épurations et pour évaluer l'efficacité de l'épuration.

Réactifs

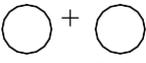
Pastilles de soude (NaOH).

Appareillage

- Armoire thermostatique DBO
- Système de mesure OxiTop
- Flacon échantillon brun (volume nominal 510 ml)
- Barreaux magnétiques
- Godet caoutchouc
- ***Dosage***
- . Rincer le flacon avec de l'échantillon ;
- . Mesurer exactement la quantité souhaitée d'échantillon saturé en oxygène

(homogénéiser avec précaution) ;

- . Mettre le barreau magnétique dans le flacon ;
- . Insérer le godet caoutchouc dans le goulot du flacon ;
- . Mettre 02 pastilles de soude dans le godet caoutchouc à l'aide d'une pince ;
- . Visser l'OxiTop directement sur le flacon échantillon (de manière étanche) ;
- . Lancer la mesure :

- 
- S M

- . Appuyer sur S et M simultanément jusqu'à ce que l'afficheur indique 00 (les valeurs mémorisées sont effacées) :



- . Maintenir le flacon de mesure avec l'OxiTop à 20 °C pendant 5 jours (par exemple, dans un incubateur).
- **Expression des résultats**
- L'échantillon est agité en continu pendant 5 jours. L'OxiTop mémorise automatiquement une valeur toutes les 24 h sur 5 jours. Pour connaître la valeur courante, appuyer sur la touche
- M. La lecture des valeurs mémorisées se fait à la fin des 5 jours.